

Methodensammlung zur Nachhaltigkeitsbewertung

Grundlagen, Indikatoren, Hilfsmittel

Lisa Andes



Dieses Werk wurde sorgfältig erarbeitet. Dennoch übernehmen die Autoren in keinem Fall für die Richtigkeit von Angaben, Hinweisen und Ratschlägen sowie für eventuelle Druckfehler irgendeine Haftung.

Methodensammlung zur Nachhaltigkeitsbewertung – Grundlagen, Indikatoren, Hilfsmittel. Lisa Andes, Thomas Lützkendorf, Benjamin Ströbele, Jürgen Kopfmüller, Christine Rösch. Copyright © 2019
Karlsruher Institut für Technologie KIT – Die Forschungsuniversität in der Helmholtz-Gemeinschaft, Karlsruhe

Methodensammlung zur Nachhaltigkeitsbewertung

Grundlagen, Indikatoren, Hilfsmittel

Bearbeitung:

Lisa Andes

mit Unterstützung durch

Thomas Lützkendorf
Benjamin Ströbele

Konzeption und Koordination:

Thomas Lützkendorf
Jürgen Kopfmüller
Benjamin Ströbele

mit Unterstützung durch

Christine Rösch

Vorwort

In der Helmholtz-Gemeinschaft werden im Rahmen der Programmorientierten Förderung (POF) Zentren-übergreifend Forschungsprogramme mit Mitteln ausgestattet, um u.a. kooperativ und transdisziplinär komplexe Fragestellungen aus Wissenschaft, Gesellschaft und Wirtschaft ganzheitlich zu beantworten und Systemlösungen entwickeln zu können.

Innerhalb des Forschungsprogramms „Technologie, Innovation und Gesellschaft“ (TIG) wird die Erforschung ökologischer, ökonomischer, politischer, ethischer und sozialer Aspekte neuer Technologien zur Unterstützung von Entscheidungen in Politik, Wirtschaft und Gesellschaft forciert.

Die gemeinsam durch den Lehrstuhl Ökonomie und Ökologie des Wohnungsbaus (ÖÖW) und dem Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS) getragene Integrationsstelle „Nachhaltigkeitsbewertung“ unterstützt die Arbeiten der TIG-Plattform.

Ein Ergebnis der Arbeit ist die hier vorgelegte Methodensammlung zur Nachhaltigkeitsbewertung, die insbesondere Nachwuchswissenschaftler und Studierende beim Einstieg in die Thematik unterstützen soll.



Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	i
Abbildungsverzeichnis	v
Tabellenverzeichnis	xii
Vorwort	i
1. Einführung	1
1.1 Hintergrund und Problemstellung.....	1
1.2 Zielsetzung und Adressaten.....	2
1.3 Aufbau und Leitfragen	3
2. Nachhaltigkeit und nachhaltige Entwicklung	6
2.1 Meilensteine der Nachhaltigkeitsdebatte	6
2.2 Das Konzept Nachhaltigkeit	9
2.3 Akteure und Handlungsmöglichkeiten	11
2.3.1 Nachhaltigkeit als politisches Leitbild: Die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie	13
2.3.2 Nachhaltigkeit in Unternehmen.....	17
2.3.3 Forschen in gesellschaftlicher Verantwortung	19
2.3.4 Konsumenten und weitere Akteure.....	20
2.4 Nachhaltigkeitsstrategien und Managementregeln.....	22
2.5 Standards und Normen	27
2.6 Nachhaltigkeitsberichterstattung	32
3. Nachhaltigkeitsbewertung	39
3.1 Entwicklung der Nachhaltigkeitsbewertung	39
3.2 Anliegen und Herausforderungen	43
3.3 Bewertungsindikatoren.....	47
3.4 Methoden und Hilfsmittel der Nachhaltigkeitsbewertung	51
3.4.1 Begriffe.....	52
3.4.2 Anforderungen an Methoden und Hilfsmittel	53
3.4.3 Lebenszyklusanalysen	55
3.4.4 Die Ökobilanz als konzeptioneller Kern von Methoden zur Nachhaltigkeitsbewertung	58
3.4.5 Allgemeine Vorgehensweise und Systematisierungsansätze	60
4. Literaturverzeichnis	65
5. Methodensammlung	77
6. Fazit und Ausblick	313
Anhang	315



Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Die 17 internationalen Entwicklungsziele der Vereinten Nationen.....	9
Abbildung 2: Nachhaltigkeitsarchitektur in Deutschland	14
Abbildung 3: Reihe ISO 14000	29
Abbildung 4: Operativer Bereich von Organisationen (links) und Anforderungen an Umweltmanagementsysteme gemäß ISO 14001 (rechts).....	30
Abbildung 5: Übersicht über ISO 26000	31
Abbildung 6: Kriterien für einen gesellschaftlich verantwortungsvollen Forschungsprozess	32
Abbildung 7: Branchenspezifische Ergänzung des DNK für die Wohnungswirtschaft.....	37
Abbildung 8: Anteil Unternehmen mit eigenständigem Nachhaltigkeitsbericht je Branche	38
Abbildung 9: Kriterienspektrum innerhalb einer Nachhaltigkeitsbewertung	45
Abbildung 10: Forschungsebenen und Wissensarten transdisziplinärer Forschung und ihre Herausforderungen.....	46
Abbildung 11: Status eines Indikators	51
Abbildung 12: Darstellung der Begriffshierarchie in der Nachhaltigkeitsbewertung	53
Abbildung 13: Vereinfachter Lebensweg eines Produkts; Pfeile=Transporte	56
Abbildung 14: Ebenen und Dimensionen der Nachhaltigkeitsanalyse.....	57
Abbildung 15: Adaption der Maslowschen Bedürfnishierarchie für lebenszyklusbasierte Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertungsansätze	58
Abbildung 16: Bewertungsmethoden und zugrunde liegende Leitfragen	59
Abbildung 17: Integrativer Forschungs- und Planungsansatz.....	61
Abbildung 18: Klassifizierungsschema nach Ness et al.	62
Abbildung 19: Konzeptioneller Rahmen Nachhaltigkeitsbewertung nach Sala et al.....	63
Abbildung 20: Kategorisierungsschema Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden nach Sala et al.	64
Abbildung 21: Einordnung der Ökobilanz (links) und des Ökologischen Fußabdrucks (rechts) .	64
Abbildung 22: Beschriebene Methoden und Hilfsmittel.....	78
Abbildung 23: „Input-Throughput-Output-System“	85
Abbildung 24: Vorgehensweise Stoffflussanalyse nach VDI 3925.....	86
Abbildung 25: Methodik des Stoffstrommanagements.....	89
Abbildung 26: Beispiel für eine Massenbilanz.....	89
Abbildung 27: Schema Güterflussmatrix des Systems "Regionaler Papierhaushalt"	90
Abbildung 28: Gesamtumweltbelastung nach Produktfeldern	90
Abbildung 29: Prozessstruktur mit Vorketten als Sankey-Diagramm	90
Abbildung 30: Schematische Darstellung einer Input-Output-Rechnung.....	96
Abbildung 31: Input-Output Modell für Energie und Treibhausgase	99
Abbildung 32: CO ₂ -Emissionen Deutschland [Mio. t]	99
Abbildung 33: Entstehung des BIP, Wirtschaftsstruktur 1991/2016.....	100
Abbildung 34: Globales CO ₂ -Minderungspotential 2030 nach IPCC 2007	100
Abbildung 35: Ausländischer Holzfaserverhandlung von Deutschland im Jahr 2007 [Mm ³ Faser-Äq.]	100

Abbildung 36: Gesamtsystem von Material- und Energieflussrechnungen Deutschland	105
Abbildung 37: Verbindung zw. den Input-Output-Tabellen	106
Abbildung 38: Sozialrechnungsmatrix	107
Abbildung 39: Aufbau des regionalen Berichtsmoduls und die Zielgrößen	109
Abbildung 40: CO ₂ -Emissionen des Verkehrs in Sachsen 1991 bis 2012 [Mio t]	109
Abbildung 41: Gesamtwirtschaftliche Umweltnutzung seit 2000 (=100 Prozent).....	110
Abbildung 42: Gesamtwirtschaftliches Materialkonto für das Jahr 2012 [t]	110
Abbildung 43: Entwicklung der Importe und Exporte in Rohstoffäquivalenten 2011 [Mio t].....	110
Abbildung 44: Vorgehen bei der Aufstellung eines Verkehrsentwicklungskonzepts mit SUP ..	118
Abbildung 45: Auswirkungsprognose auf die Schutzgüter am Beispiel Tier, Pflanzen und biologische Vielfalt beim Bau des „Solar- und Energieparks Ochsenberg“	119
Abbildung 46: Prüfpflichten.....	119
Abbildung 47: Eingriffsregelung in der Bauleitplanung: Ausgleichmöglichkeiten bei ausgleich- pflichtigen Eingriffen	119
Abbildung 48: Phasen einer Ökobilanz	123
Abbildung 49: Prozessmodul: kleinster berücksichtigter Bestandteil, für den Input- und Output-Daten quantifiziert werden.....	123
Abbildung 50: Schematische Abfolge einer Sachbilanz	123
Abbildung 51: Darstellung der Wirkungspfade über Midpoints (Wirkungskategorien) und Endpoints (Schadenskategorien bzw. Wirkungsendpunkte).....	124
Abbildung 52: Relativer Vergleich der Umweltwirkung je kg Lebendgewicht, jeweils auf das Referenzsystem GVM ÖLN bezogen, eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen	127
Abbildung 53: Ausgewählte Umweltwirkungen von 1 kg Brot; ab der Verkaufsstelle in der Schweiz, WSI=Wasserstress-Index	128
Abbildung 54: Summe der Emissionen von der Herstellung bis zum Ende der Nutzung am Beispiel eines Heckdeckels.....	128
Abbildung 55: Bewertungsergebnis mit openLCA am Beispiel Treibhausgaspotential (GWP100)	128
Abbildung 56: Schematische Darstellung der Wirkungsabschätzung nach ISO 14044.....	132
Abbildung 57: Wirkungsabschätzung nach der Methode der ökologischen Knappheit	134
Abbildung 58: Produktions- und Konsumperspektive bei der Erfassung der Umweltbelastungen eines Landes	136
Abbildung 59: Beitrag verschiedener Konsumbereiche zu Umweltbelastungen in der Schweiz	136
Abbildung 60: Beitrag der betrachteten Gebäudetypen zum Treibhauspotential	137
Abbildung 61: Umweltbelastungen spezifischer Ernährungsstile.....	137
Abbildung 62: Auswirkungen von Metallen auf die Humantoxizität.....	137
Abbildung 63: Vorgehensweise Lebenszykluskostenrechnung	142
Abbildung 64: Beispielhafte Lebenszyklusabschnitte	142
Abbildung 65: Erweiterung des Betrachtungshorizonts der konventionellen LCC im Rahmen der Nachhaltigkeitsbewertung	144
Abbildung 66: Vorgehensweise eLCC als Bestandteil des LCSA.....	144
Abbildung 67: Schematische Darstellung der zwei Szenarien einschließlich der Massenflüsse pro funktioneller Einheit unter Angabe der Technologien, die mit den einzelnen Phasen des Abfalls verbunden sind	146
Abbildung 68: Societal LCC.....	146

Abbildung 69: Vergleich der jährlichen LZK eines Einfamilienhauses, einer Doppelhaushälfte und eines Reihenhauses über 50 Jahren [£]	147
Abbildung 70: LZK für überholte Generatoren aus der Nutzerperspektive	147
Abbildung 71: LZK von Multifunktionsgeräten.....	147
Abbildung 72: Schematische Vorgehensweise bei der Erstellung einer Sozialbilanz.....	151
Abbildung 73: Untersuchungsschema von der Datenerhebung bis zu den Stakeholder- und Wirkungskategorien.....	152
Abbildung 74: Schema der Wirkungsabschätzung.....	153
Abbildung 75: Methodik zur Bewertung der sozialen Effekte von Holzprodukten.....	155
Abbildung 76: Bildung eines Referenzwerts über die Berechnung des Anteils eines Produkts einer Organisation am Endprodukt und Zusammenführung der relativen sozialen Leistung (SI) in Indizes (I)	155
Abbildung 77: Ergebnisse der Stakeholder-Interviews	155
Abbildung 78: Arbeitsstunden, Gewichtungsfaktoren und gewichtete Ergebnisse für jede Wirkungskategorie und Lebensphase; C=Konstruktion, O&M=Betrieb und Wartung	156
Abbildung 79: Ausschnitt: aggregierte soziale Effekte am Fallbeispiel „front lower control arm“ über alle Lebenszyklusphasen	156
Abbildung 80: Ökologische und sozio-ökonomische Kosten für ein T-Shirt "cradle-to-gate" [€/Stück] für die Standorte USA-Europa (W), Indien-Bangladesch (A), China/Indien-Bangladesch (ABP).....	156
Abbildung 81: Vorgehensweise bei der Erstellung der drei Bilanzarten	161
Abbildung 82: Beispiel Ergebnis der Wirkungsabschätzung.....	163
Abbildung 83: Ergebnisse Ökobilanz	165
Abbildung 84: Ergebnisse Lebenszykluskostenrechnung	165
Abbildung 85: Soziale Indikatoren der Anspruchsgruppe Arbeitnehmer (links), Monatslohn der Steinbruch- und Sägewerkangestellten (rechts)	165
Abbildung 86: Ergebnis LCSA am Beispiel dreier Bodenbeläge aus Naturstein	166
Abbildung 87: Ergebnisse LCA, LCC am Beispiel des LCSA eines Smartphones	166
Abbildung 88: Vorgehensweise nach ISO 14045.....	171
Abbildung 89: Beispiele für Nutzenvarianten und -indikatoren	171
Abbildung 90: „Ökologischer Fingerabdruck“: die Wichtungsfaktoren zur Normierung der Sachbilanzdaten beruhen auf Befragungen, die Ergebnisse werden in einem Spinnennetzdiagramm abgetragen mit den Wirkungskategorien als Eckpunkten.....	173
Abbildung 91: Öko-Effizienz-Profil: die normierten und aggregierten ökologischen und ökonomischen Daten werden in einem Öko-Effizienz-Profil zusammengeführt	173
Abbildung 92: Produktsystem zur Bewertung der Ressourceneffizienz	175
Abbildung 93: Vergleich der Ökoeffizienzwerte der verschiedenen Anlagentypen.....	175
Abbildung 94: Ökoeffizienz der betrachteten Szenarien; LP=Niederdruck-Pressung Mais, HP= Hochdruck-Pressung Mais	176
Abbildung 95: Vergleich der Szenarien Verbesserung 2027 gegenüber 2015	176
Abbildung 96: Ergebnis einer Ökoeffizienz-Analyse der BASF.....	176
Abbildung 97: Vorgehensweise SEEBalance®	180
Abbildung 98: Sozialer Fingerabdruck (links) und SEECube® (rechts)	183
Abbildung 99: Systemgrenzen für die Herstellung eines Baumwollhemdes	185

Abbildung 100: Sozialer Fingerabdruck eines Baumwollhemdes (blau), Polyesterhemdes (grün) und Mischfaserhemdes (rosa) (links) und SEECube® der drei Alternativen (rechts).....	185
Abbildung 101: SEE-Ranking: Vergleich dreier alternativer PKWs.....	186
Abbildung 102: SEECube® des Vitamin B2, Milch (grün), Sojamilch chem. (rot), Sojamilch ferm. (gelb).....	186
Abbildung 103: Nachhaltigkeitsindex und einzelne Indikator-kategorien in AgBalance™	186
Abbildung 104: Kerntools und Entwicklungsphasen, „Pfadfinder“	189
Abbildung 105: Kombination der einzelnen Parameter zur Ökoeffizienz	191
Abbildung 106: Überblick über die Phasen und Komponenten der durchgeführten Screening-PROSA-Studien für die Entwicklung von Vergabekriterien für Umweltzeichen.....	194
Abbildung 107: Ergebnis der Stoffstromanalyse für das Bezugsjahr 2005	195
Abbildung 108: Vergleich von Waschmaschinen und Nutzerverhalten beim Waschen.....	195
Abbildung 109: Treibhauspotential und Kosten verschiedener Alternativen.....	195
Abbildung 110: Berechnung MIPS	198
Abbildung 111: Übersicht Ökologischer Rucksack.....	201
Abbildung 112: Berechnungsbogen MIPS; die Daten beziehen sich auf 1 kg Kammzug.....	203
Abbildung 113: Ökologischer Rucksack	204
Abbildung 114: Material-Fußabdruck pro Kopf.....	204
Abbildung 115: Ressourcenverbrauch verschiedener Energieversorgungssysteme im Vergleich zum Strommix 2008	204
Abbildung 116: Vorgehensweise bei der Ermittlung des KEA	208
Abbildung 117: Übersicht zum Bereitstellungs-nutzungsgrad (als Sankey-Diagramm).....	209
Abbildung 118: Systemgrenzen des betrachteten Fallbeispiels.....	212
Abbildung 119: Ergebnisauszug: Einfluss der Pumpensysteme auf den KEA „nicht erneuerbare Energieträger“ auf die beiden Prozessalternativen	212
Abbildung 120: KEA dreier Konstruktionstypen	213
Abbildung 121: Aufteilung der Primärenergieaufwands nach erneuerbaren und nicht erneuerbaren Energiequellen für verschiedene Fördertechniken	213
Abbildung 122: KEA und Treibhausgas-Emissionen verschiedener Personenwagen.....	213
Abbildung 123: Schematischer Ablauf der Erhebung des PFC	217
Abbildung 124: Beziehung zw. der Ökobilanz, dem PCF und dem CCF	219
Abbildung 125: Ablauf der Analyse	221
Abbildung 126: THG-Emissionen von drei Klebstoffarten für die funktionelle Einheit 100 m ² Laminat [kg CO _{2eq} / 100 m ²].....	222
Abbildung 127: PCF von Spanplatten	222
Abbildung 128: Ausschnitt aus der Vielfalt bestehender PCF-Labels.....	222
Abbildung 129: Vorgehensweise zur Ermittlung des „klassischen“ WF	226
Abbildung 130: Ermittlung des WF für verschiedene Betrachtungsgegenstände	227
Abbildung 131: Vorgehensweise zur Ermittlung des produktbezogenen WF nach ISO 14046	227
Abbildung 132: Schritte zur Berechnung des WF nach dem WFN-Konzept.....	230
Abbildung 133: Grüner, blauer und grauer WF von Pyrolyseöl, Bioethanol, Wärme und Strom am Beispiel von Ernterückständen aus dem Reisanbau [m ³ /GJ]	230

Abbildung 134: Virtueller Wasserhaushalt pro Land und Richtung der virtuellen Wasserströme für Agrarprodukte 1996-2005; Bruttoflüsse > 15 Gm ³ /Jahr	231
Abbildung 135: Grüner und blauer WF der pflanzlichen und tierischen Erzeugnisse der Landwirtschaft und des Ernährungsgewerbes in Deutschland im Jahr 2010..	231
Abbildung 136: Wasserfußabdruck der Eisen- und Stahlerzeugung	231
Abbildung 137: Schematische Vorgehensweise nach GFN.....	235
Abbildung 138: Berechnungsschemata des GFN	236
Abbildung 139: Globaler Fußabdruck nach Flächenkategorien	239
Abbildung 140: Entwicklung des EF pro Person in Deutschland	239
Abbildung 141: Overshoot-Day diverser Länder	240
Abbildung 142: CO ₂ -Belastung nach Produktgruppen gemäß EF	240
Abbildung 143: EF von NRW und Deutschland nach Konsumkategorien pro Kopf, Stand 2012	240
Abbildung 144: Erweiterte KNA von Hochwasserschutzmaßnahmen	248
Abbildung 145: Illustrative Darstellung quantifizierbarer Wirkungen.....	249
Abbildung 146: Zahlungs-, Kosten- und Nutzenströme im Kontext des Nationalparks Bayerischer Wald auf unterschiedlichen räumlichen Maßstabsebenen [Mio. €]	249
Abbildung 147: Individuelle und gesellschaftliche Auswirkungen unterschiedlicher Gebührenvarianten einer Stadtmaut.....	249
Abbildung 148: Schritte der Durchführung einer MCDA-Methode	254
Abbildung 149: Nachhaltigkeitsbewertung anhand Systemvariante 2: gewichtete Erfassung externer Effekte in der ökonomischen und ökologischen Dimension.....	257
Abbildung 150: Ergebnisauszug: Vergleich zw. Brückentypen mit den drei Systemvarianten der Nachhaltigkeitsbewertung.....	257
Abbildung 151: PROMETHEE Ergebnis des Vergleichs der unterschiedlichen Brückentypen bei Verwendung der Systemvariante 2 für verschiedene Verkehrssituationen	257
Abbildung 152: Entscheidungstabelle am Beispiel Autokauf	258
Abbildung 153: Umweltbilanz des Verkehrs in den verschiedenen Jahren nach ELECTRE III	258
Abbildung 154: Ergebnisdarstellung mit PROMETHEE	258
Abbildung 155: Schema einer expertenbasierten CIA	262
Abbildung 156: Drei Typen von Deskriptoren und Varianten (kardinal/ordinal/nominal)	262
Abbildung 157: Allgemeines Beispiel einer Cross-Impact-Matrix.....	262
Abbildung 158: Standardisierte Bewertungsgruppe	262
Abbildung 159: Wechselwirkungen der Systemgrößen in vernetzten Systemen.....	263
Abbildung 160: Schematische Vorgehensweise des dreistufigen Verfahrens	265
Abbildung 161: Auswahl an Deskriptoren für die drei betrachteten Ebenen.....	265
Abbildung 162: Entwicklung des Energieverbrauchs für Raumwärme und Warmwasser	265
Abbildung 163: Ausschnitt einer Wirkungsanalyse, Zusammenhang von Deskriptor A (globale Entwicklung) auf Deskriptor E (politische Priorität).....	266
Abbildung 164: Ergebnis Trendvariable Zufriedenheit der Mitglieder	266
Abbildung 165: Hintergrundanalyse für den Szenariozustand „Strategie der deutschen MNU/asset exploiting“	266
Abbildung 166: Bewertungskonzept BNB	269
Abbildung 167: Anwendungsmöglichkeiten der Module	274

Abbildung 168: Gewichtung der Hauptkriteriengruppen Haus 2019 und Bewertungsskala BMB	274
Abbildung 169: Zertifizierungs- und Bewertungsmethoden für Gebäude	275
Abbildung 170: Ansicht Bewertung im eBNB	275
Abbildung 171: Thermografie der Straßenfassade des BMUB in Berlin zur Überprüfung der Ausführungsqualität	275
Abbildung 172: Berechnungsschema HDI	279
Abbildung 173: Berechnungsschema IHDI	281
Abbildung 174: Matrix nachhaltiger Arbeit.....	283
Abbildung 175: Weltweite Verteilung von Arbeit; grün=gut für das Potential, rot=schlecht	283
Abbildung 176: Graphischer Vergleich des Entwicklungsstands von Deutschland mit der restlichen Welt (Stand 2018)	284
Abbildung 177: Regionale Trends des HDI	284
Abbildung 178: Globaler Wohlstand	284
Abbildung 179: Schematische Darstellung des quantitativen, sequenziellen und qualitativen, zirkulären Forschungsprozesses	288
Abbildung 180: Phasen einer empirischen Untersuchung	288
Abbildung 181: Aktionsfelder, Strategietypen und relevante Akteure	292
Abbildung 182: Soziale Milieus in Deutschland 2016	293
Abbildung 183: Auszug aus dem Indikatorensystem und beispielhaftes „Politikbarometer“	293
Abbildung 184: Angepasste Produktseite von WeGreen.de	293
Abbildung 185: Ansatz zur Berechnung der externen Unfallkosten.....	301
Abbildung 186: Externe Gesamtkosten für Autos für 2008 nach Ländern	301
Abbildung 187: UBA Empfehlung zu den Klimakosten (in € ₂₀₁₀ / t CO ₂)	302
Abbildung 188: Umweltkosten der Stromerzeugung nach Energieträgern; *nach Erzeugungsanteilen gewichteter Durchschnittswert für Biomasse gasförmig, flüssig, fest, Haushalte und Industrie, Bandbreite von 0,3-7,2 Cent/kWh, Stand 2010.....	302
Abbildung 189: Gesellschaftlicher Nutzen für den Erhalt von 5 Prozent des Grünlandes in Deutschland; Annahme A (hellgrün)=Vermeidungskosten von 20 €/t CO ₂ , Annahme B (dunkelgrün)=Vermeidungskosten von 40 €/t CO ₂	302
Abbildung 190: Umweltkosten durch Treibhausgase und Luftschadstoffe für Strom- und Wärmeerzeugung sowie Verkehr; basierend auf der Kaufkraft 2010 [Mrd. €]	302
Abbildung 191: Stufen der Beteiligung	305
Abbildung 192: Ablaufdiagramm Öffentlichkeitsbeteiligung	308
Abbildung 193: Beteiligungsdesign in Windischeschenbach	310
Abbildung 194: Bewertungstabelle zum Schutzgut Landschaft; rot=Kriterium von hoher Bedeutung, gelb=Kriterium von mittlerer Bedeutung, grün=Kriterium von geringer Bedeutung	310
Abbildung 195: Grad der Bürgerbeteiligung in Kommunen.....	311
Abbildung 196: Zusammenwirken formeller und informeller Instrumente zur Freiraumentwicklung: Stadt Dortmund	311
Abbildung 197: Ergebnisse auf Ebene der Themenfelder und Diskussionspunkte in der Reihenfolge ihrer Gewichtung (links nach rechts, oben nach unten)	311



Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Empfehlungen Policy-Mix nach WBGU	16
Tabelle 2: Nutzen für Unternehmen durch die Übernahme gesellschaftlicher Verantwortung ...	18
Tabelle 3: Substanzielle Nachhaltigkeitsregeln: Ziele und Regeln	23
Tabelle 4: Konzepte der Nachhaltigkeit.....	24
Tabelle 5: Ökologische, ökonomische und soziale Regeln einer nachhaltigen zukunftsfähigen Entwicklung.....	25
Tabelle 6: Managementregeln der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie.....	26
Tabelle 7: Standards mit Bezug zur Nachhaltigkeit.....	27
Tabelle 8: Nachhaltigkeitsthemen und Kriterien bei der Erstellung von Normen (nicht abgeschlossen).....	29
Tabelle 9: Die wichtigsten Normen für Unternehmen	30
Tabelle 10: Indikatoren mit Bezug zur Lieferkette gemäß GRI	36
Tabelle 11: Deutscher Nachhaltigkeitskodex (DNK)	36
Tabelle 12: Wandel von der traditionellen zur modernen Umweltpolitik	40
Tabelle 13: Methodische Zugänge von Stoffstromanalysen	42
Tabelle 14: Kernfunktionen von Indikatoren.....	48
Tabelle 15: Schlüsselthemen und Indikatoren in Deutschland	50
Tabelle 16: Schlüsselkriterien Nachhaltigkeitsbewertung	55
Tabelle 17: Rolle von Bewertungshilfsmitteln bei einer Nachhaltigkeitsanalyse.....	62
Tabelle 18: Anforderungen an Bewertungsmethoden und Fragen zur Selbstevaluation.....	79
Tabelle 19: Überblick über die bearbeiteten Hilfsmittel	81
Tabelle 20: Differenzierung gängiger Begrifflichkeiten.....	84
Tabelle 21: Bilanzarten der betrieblichen und überbetrieblichen Ebene.....	86
Tabelle 22: Sektorales Produktionskonto; cif= Wert des Importgutes an der Grenze des Einfuhrlandes	94
Tabelle 23: Vergleich SUP und UVP	114
Tabelle 24: Verfahrensschritte der Umweltprüfungen einschließlich Zuständigen gemäß UVPG	116
Tabelle 25: Häufig berücksichtigte Wirkungs- und Schadenkategorien.....	133
Tabelle 26: Charakterisierung der Methoden zur Wirkungsabschätzung	134
Tabelle 27: Überblick über die verschiedenen LCC-Ansätze.....	144
Tabelle 28: Mögliche Varianten der Ökoeffizienz.....	170
Tabelle 29: Indikatoren zur Abbildung der sozialen Aspekte entlang der Produktlinie	181
Tabelle 30: Materialinput-Kategorien im MIPS-Konzept	199
Tabelle 31: Berechnungsschema MI / MIPS	200
Tabelle 32: Ergebnisse des Saugervergleichs aufgeschlüsselt nach Lebensphasen [kg]	203
Tabelle 33: Die sechs Kyoto-Gase und ihr Treibhauspotential	217
Tabelle 34: Konzept des virtuellen Wassers	226
Tabelle 35: Berechnung des WF eines Prozessschritts nach dem WFN	226

Tabelle 36: Berechnungsgrundlagen EF	237
Tabelle 37: Gesamtwirtschaftliche Verfahren zur Wirtschaftlichkeitsuntersuchung	244
Tabelle 38: KNA umweltrelevanter Effekte in der Gesetzesfolgenabschätzung	247
Tabelle 39: Nutzen-Kosten-Verhältnis der unterschiedlichen Hochwasserschutzmaßnahmen	248
Tabelle 40: MADM-Verfahren mit einer begrenzten Auswahl an Alternativen (diskreter Lösungsraum),	253
Tabelle 41: Kriterientabelle der Systemvariante Büro- und Verwaltungsgebäude.....	271
Tabelle 42: Normierung der Indikatoren-Werte	279
Tabelle 43: HDI der Länder; Stand 2015.....	280
Tabelle 44: Indikatoren des Dashboard Sustainable Development	281
Tabelle 45: Erhebungsmethoden der Forschungspraxis	290
Tabelle 46: Verfahren zur Schätzung der Umweltschadenskosten	297
Tabelle 47: Kostenkategorien zur Schätzung von Umweltschadenskosten	298
Tabelle 48: Überblick über ökonomische Bewertungsansätze und -methoden	299
Tabelle 49: Beispiele für formale und informelle Beteiligungsverfahren	306
Tabelle 50: Auswahl prozess- und gruppenbasierter Ansätze und Methoden.....	307

1. Einführung

1.1 Hintergrund und Problemstellung

Die hohen globalen Material- und Energieumsätze im Zeitalter des „Anthropozän“¹ führen zu weitreichenden Veränderungen der biologischen, geologischen und atmosphärischen Prozesse im Erdsystem. Infolge dessen stellt sich ein Verlust an Ökosystemleistungen ein und die Fähigkeit des Erdsystems, stabile Lebensgrundlagen für den Menschen bereitzustellen, wird herabgesetzt. Laut dem Living Planet Report, der den Zustand des Planeten dokumentiert, verbraucht die Menschheit 60 Prozent mehr an Biokapazität, als die Erde bereithält. Setzt sich diese Entwicklung fort, sind im Jahr 2030 zwei Erden nötig, um den Bedarf der Menschheit an Nahrung, Wasser und Energie zu decken (WWF 2016). Die globalen Umweltprobleme resultieren nicht originär aus der Zunahme der Anzahl der Menschen, sondern aus den herrschenden ressourcenintensiven Konsummustern und umweltschädlichen Produktionsweisen (BPB 2011). Jedwede wirtschaftliche Aktivität ist mit der Nutzung von Rohstoffen, dem Einsatz von Energie und der Entstehung von Abfällen und Emissionen verbunden. Umweltbelastungen und -schäden werden in vielen Fällen erst zeitlich verzögert sichtbar, zudem sind Handlungsfolgen nicht notwendigerweise an den Ort ihrer Entstehung gebunden (Bilharz 2006). Darüber hinaus entstehen vielfältige soziale Problemlagen, die sich besonders in den Entwicklungsländern in Form von Gesundheitsgefährdungen und Menschen- und Arbeitsrechtsverletzungen zeigen. Der entstehende Wohlstand ist wiederum oftmals ungleich verteilt und die genutzten nicht erneuerbaren Bodenschätze und Brennstoffe für künftige Generationen nicht mehr verfügbar.

Angesichts von Ressourcenengpässen, offenkundiger Umweltschäden und wissenschaftlichen Szenarien zu den „Grenzen des Wachstums“ der Weltwirtschaft erhielt das Thema Nachhaltigkeit Anfang der 90er Jahre Einzug in die gesamtgesellschaftliche Debatte. Der Erdgipfel von Rio de Janeiro 1992 markierte den Startpunkt für das Leitbild nachhaltige Entwicklung als globale, handlungsleitende Maxime für Politik und Gesellschaft. Trotz eindeutigen Fortschritten (z.B. der Integration des Leitbilds in viele gesellschaftliche Bereiche, der Realisierung einer Vielzahl auf praktische Umsetzung und Monitoring ausgerichtete Aktivitäten, Netzwerkbildung von an Nachhaltigkeitsstrategien interessierten Organisationen, vgl. Conrad und Grothmann 2015) verläuft der Transformationsprozess träge. Die Verwirklichung von Projekten und Maßnahmen wird erschwert durch unterschiedliche Wertvorstellungen, sich überschneidende und widersprüchliche Prioritäten und die Vielschichtigkeit der vernetzten Systeme und Bereiche (Ridder et al. 2007). Besonders die praktische Handhabung des Nachhaltigkeitskonzepts gestaltet sich als schwierig bei der Entwicklung und Umsetzung von Strategien und Lösungen. Knapp ein Viertel Jahrhundert nach den Anfängen vereinbarten die Vereinten Nationen die Agenda 2030 und beschließen die siebzehn Sustainable Development Goals (SDGs). Die

¹Das heutige, vielfach als Anthropozän bezeichnete Erdzeitalter umfasst die vom Menschen verursachten Wirkung auf das Erdsystem wie auch den kognitiven Wandel der Menschen, die sich ihrer Bedeutung als formende Kraft zunehmend bewusst werden. Als einschlägige Folgen menschlicher Aktivitäten auf die Umwelt treten Rohstoffverknappung, Nährstoffeinträge, Schadstoffemissionen, Bodendegradation, Desertifikation, Entwaldung, Wassermangel und -verschmutzung, eine Abnahme biologischer Vielfalt sowie biogeochemische Veränderungen, z. B. des Kohlenstoff- und Stickstoffkreislaufs ein. Diese nehmen lokale bis globale Ausmaße an und stehen miteinander in Wechselbeziehung (WBGU 2011).

globalen Probleme weisen dabei die Notwendigkeit und Rahmenbedingungen künftiger Handlungen auf. Eine zentrale Aufgabe bildet die Begrenzung des anthropogenen Klimawandels, dem, aufgrund der Verflechtung mit anderen ökologischen und sozialen Problembereichen zusammen mit der Trägheit des Klimasystems, Priorität eingeräumt werden muss.

Das Nachhaltigkeitsleitbild gewinnt seit seiner Einführung nicht nur zunehmend Einfluss in die Regierungsgagenden, sondern auch in Unternehmensstrategien und als Forschungsgegenstand in der wissenschaftlichen Gemeinschaft². Im Zentrum der Nachhaltigkeitswissenschaften steht die Behandlung gesellschaftlich relevanter, komplexer Problem- und Fragestellungen, die Klärung der Ursachen und Folgen von ökologischen, ökonomischen und sozialen Effekten und Generierung von Handlungsoptionen. Zwar besteht eine hohe Akzeptanz bezüglich der Ziele und Inhalte einer nachhaltigen Entwicklung, dieser steht aber eine große Verunsicherung bezüglich der Handhabbarkeit und Praxistauglichkeit von Mess- und Bewertungsmöglichkeiten gegenüber. Verschiedenste Branchen haben in der Zwischenzeit mit eigenen Definitionen, Normen oder einem branchenspezifischen Nachhaltigkeitskodex. Die Nachhaltigkeitsberichterstattung gewinnt an Bedeutung und strengere regulatorische Bestimmungen und Nachweispflichten werden eingeführt. Es bleibt jedoch ein erkennbarer Bedarf an Unterstützung im Bereich methodischer Grundlagen für die Bewertung des Beitrags zu einer nachhaltigen Entwicklung - sei es in Teilaspekten oder in der vollen Breite der Thematik. Methodische Lücken und Unsicherheiten werden so zum Hemmnis der Umsetzung von Prinzipien einer nachhaltigen Entwicklung auf dem Weg vom WOLLEN zum KÖNNEN. Die nachstehende kommentierte Methodensammlung soll helfen, dieses Problem zu lösen.

1.2 Zielsetzung und Adressaten

Die vorliegende Veröffentlichung ist als anwendungsorientierte, kommentierten Methodensammlung für Nachhaltigkeitsanalysen von Produkten, Prozessen und Einrichtungen aller Art zu verstehen. Die Sammlung ist so konzipiert, dass sie Vertretern³ unterschiedlicher Wissenschaftsdisziplinen und Branchen Grundlagen und Hinweise zur Auseinandersetzung mit der Nachhaltigkeitsthematik und den Möglichkeiten einer Nachhaltigkeitsbewertung bietet. Damit soll ein Beitrag zur Beachtung und Umsetzung von Prinzipien einer nachhaltigen Entwicklung in Lehre, Forschung, Wirtschaft und Politik geleistet werden.

Ausgehend von einer Darstellung wesentlicher Grundlagen und Zusammenhänge einer nachhaltigen Entwicklung und ihrer Ziele wird das Anliegen verfolgt, in die Thematik der Nachhaltigkeitsbewertung einzuführen und zunächst die Komplexität dieser Aufgabe zu erörtern. Diese führt zu wesentlichen Besonderheiten, die eine Nachhaltigkeitsbewertung von sonstigen Bewertungsmethoden und -verfahren unterscheidet. Nachhaltigkeit, oder besser ein positiver Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung, ist kein mess- bzw. bewertbarer Parameter im engeren Sinne. Benötigt wird in der Regel ein System an Bewertungskriterien, die aus Schutzzielen oder Regeln abgeleitet und mit Indikatoren unteretzt werden müssen. Damit lässt sich eine Nachhaltigkeitsbewertung zunächst in ein System von Teilthemen und -fragen auflösen, denen konkrete Bewertungsmethoden zugeordnet werden müssen. Wie aus einem Baukasten können

²Bettencourt und Kaur ermittelten die Anzahl der wissenschaftlichen Publikationen in den Jahren 1974 bis 2010, die „Nachhaltigkeit“ und/oder „Nachhaltige Entwicklung“ in der Kurzdarstellung oder im Titel enthielten bzw. als Stichworte nannten, dies traf auf mehr als 20.000 Artikel zu, die von rund 37.000 Autoren aus 174 Ländern verfasst wurden (Bettencourt und Kaur 2011).

³Aus Gründen der vereinfachten Lesbarkeit wird nachfolgend das generische Maskulinum verwendet.

gemäß der Fragestellung und des Betrachtungsgegenstands Einzelmethoden ausgewählt und kombiniert werden, um in der Zusammenschau der Ergebnisse auf den Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung zu schließen. Dies setzt sowohl Kenntnis der Hintergründe, Anwendungsmöglichkeiten und Darstellungsformen einzelner Methoden als auch der Möglichkeiten und Beispiele einer Zusammenführung zu komplexen Bewertungssystemen voraus. Zielführend ist dahingehend eine disziplinübergreifende, anwendungsorientierte Darstellung wissenschaftlicher Grundlagen und Beschreibung von Methoden, Indikatoren und Werkzeugen, die zur Messung, Skalierung und Indexbildung eingesetzt werden.

Interessierte jedweder Fachrichtung sollen mithilfe der vorliegenden Arbeit einen Zugang zur Nachhaltigkeitsbewertung, dem Erkennen, Präzisieren, Strukturieren und Bearbeiten von wissenschaftlichen Fragestellungen im Nachhaltigkeitskontext sowie ein tiefergehendes Verständnis zu den damit einhergehenden methodischen Schwierigkeiten erhalten. Die Methodensammlung richtet sich primär an:

- Studierende, die sich im Studium Generale und in ausgewählten Lehrveranstaltungen mit der Nachhaltigkeitsthematik und Möglichkeiten der Nachhaltigkeitsbewertung beschäftigen, sich in entsprechenden studentischen Initiativen und Arbeitsgruppen engagieren,
- Studierende, die sich im Rahmen ihrer Abschlussarbeiten mit der Nachhaltigkeitsthematik beschäftigen bzw. eine Nachhaltigkeitsbewertung durchführen möchten.
- Nachwuchswissenschaftler, die sich im Rahmen von Forschungsprojekten und ihrer wissenschaftlichen Qualifikation mit der Nachhaltigkeitsthematik und den Möglichkeiten der Nachhaltigkeitsbewertung beschäftigen.
- Wissenschaftler, die sich in der Initiative „Forschung in gesellschaftlicher Verantwortung“ engagieren und an der Weiterentwicklung des Leitfadens LeNA sowie Folgeprojekten mitwirken.
- Projektträger, Geldgeber, Forschungskoordinatoren, die künftig stärker als bisher die Analyse von Auswirkungen auf Gesellschaft und Umwelt in Ausschreibungen verankern und entsprechende Teilthemen etablieren möchten.
- Darüber hinaus ist die Methodensammlung für Vertreter aus Wirtschaft und Politik geeignet um sich in die Thematik einzuarbeiten, problem- und fallspezifisch geeignete Ansätze auszuwählen sowie eine Überprüfung des Beitrags von Lösungen zu einer nachhaltigen Entwicklung zu veranlassen.

Angesichts der Unzahl an mono- bis multidisziplinären Ansätzen, die im Zusammenhang mit der Nachhaltigkeitsbewertung zur Anwendung kommen, erhebt sie ausdrücklich keinen Anspruch auf Vollständigkeit, sondern soll einen Überblick geben über das breite Spektrum an Möglichkeiten und die relevantesten Methoden erläutern.

1.3 Aufbau und Leitfragen

Die Veröffentlichung beinhaltet im Wesentlichen zwei Teile, die in logisch aufeinander aufbauende Kapitel untergliedert sind. Der erste, theoretische Teil umfasst die Kapitel 2 „Nachhaltigkeit und nachhaltige Entwicklung“ und 3 „Nachhaltigkeitsbewertung“, worin zunächst die historischen Hintergründe des Nachhaltigkeitsleitbilds sowie die konzeptionellen Grundlagen der Nachhaltigkeitsbewertung erläutert werden. Daran schließt der zweite, anwendungsorientierte Teil mit der Vorstellung der Hilfsmittel an.

Kapitel 2.1 legt die politischen Meilensteine bis zur Agenda 2030 und den Zielen für nachhaltige Entwicklung (SDGs) der Vereinten Nationen dar. Nachhaltigkeit und nachhaltige Entwicklung ist je nach Verwendungskontext unterschiedlich definiert und weist verschiedene Schwerpunkte auf. Im gesellschaftlichen Diskurs konnte sich das Drei-Säulen-Modell der Nachhaltigkeit weitestgehend etablieren, noch einen Schritt weiter geht der integrative Ansatz der Helmholtz-Gemeinschaft Deutscher Forschungszentren (HGF). Im Zusammenhang mit der Vorstellung der beiden Nachhaltigkeitskonzepte soll auch auf die zentrale Bedeutung des Verantwortungsbegriffs eingegangen werden (2.2). Als gesamtgesellschaftlicher Transformationsprozess muss nachhaltige Entwicklung von allen Akteursgruppen getragen werden, sei es durch die Schaffung von geeigneten legislativen Rahmenbedingungen und finanziellen Anreizstrukturen durch die Politik, die Umsetzung von umweltschonenderen und sozialverträglicheren Wirtschaftsweisen durch Unternehmen, die Produktion und Bereitstellung von Wissen durch die Wissenschaft oder Veränderungen des Lebensstils seitens der Konsumenten. Auf die unterschiedlichen Rollen der gesellschaftlichen Akteure wird in Kapitel 2.3 eingegangen. Um dem Leitbild Handlungsrelevanz zu verleihen, bedarf es Strategien und Managementregeln die zusammen mit etablierten Standards und Normen vorgestellt in den Kapiteln 2.4 und 2.5 werden sollen. Abgeschlossen wird das zweite Kapitel von dem Thema Nachhaltigkeitsberichterstattung (2.6), in dem auf die Kommunikation und Dissemination von Nachhaltigkeitsleistungen eingegangen wird. In Kapitel 3.1 soll zunächst ein Überblick über die Ursprünge und den aktuellen Stand der Nachhaltigkeitsbewertung gegeben werden. In den darauffolgenden Abschnitten sollen zunächst die Anliegen und Herausforderungen der Nachhaltigkeitsbewertung (3.2) weiter konkretisiert werden, darauf folgend die Abbildung von Fortschritten und Trends mithilfe von Bewertungsindikatoren ausgeführt werden (3.3). Bestehende Methoden der Nachhaltigkeitsbewertung sowie Systematisierungsansätze werden in 3.4 erläutert. Abgeschlossen wird der erste, theoretische Teil durch das Literaturverzeichnis für die Kapitel 1 bis 4. In dem zweiten, anwendungsorientierten Teil der Veröffentlichung in Kapitel 5 erfolgt eine kurze Einführung in die Vorgehensweise, dann die Vorstellung der bearbeiteten Methoden und Hilfsmittel. Im Anhang befindet sich weiterhin eine Sammlung von Normen, die im Zusammenhang mit Nachhaltigkeit relevant sind. Am Ende erfolgt in Kapitel 6 eine kurze Zusammenfassung der Thematik, gefolgt von dem Anhang, in dem ein Überblick über relevante Normen im Zusammenhang mit Nachhaltigkeit gegeben wird.

Die Veröffentlichung orientiert an Leitfragen wie:

- Welche Schwierigkeiten ergeben sich bei der praktischen Umsetzung des Nachhaltigkeitsleitbilds?
- Was sind grundsätzliche Nachhaltigkeitsziele? Welche Kriterien und Vorstellungen liegen den einzelnen Dimensionen der Nachhaltigkeit zugrunde?
- Wieso sollte und wie kann eine Erweiterung des Drei-Säulen-Modells um eine institutionell-politische Dimension hin zu einem integrativen Ansatz nachhaltiger Entwicklung stattfinden?
- Wie kann der Wandel gelingen, welche Strategien gibt es und wie wirken sie sich diese auf die Bewertung von Nachhaltigkeit aus?
- Wieso muss eine Nachhaltigkeitsbewertung stattfinden? Welche Anforderungen bestehen an die Nachhaltigkeitsbewertung? Wie gestaltet sich der Prozess der Zielfindung?
- Wie können Methoden und Hilfsmittel in einen übergeordneten Rahmen eingeordnet und handlungsleitend werden?

Außerdem beinhaltet sie:

- Hinweise zu grundsätzlichen Überlegungen und Vorgehensweisen, die im Rahmen einer Nachhaltigkeitsbewertung von Bedeutung sind,
- Leitfragen für die Durchführung einer Nachhaltigkeitsbewertung,
- einen Überblick über die zugrunde gelegten Zielsetzungen, Basis- und Referenzgrößen usw.,
- die Bereitstellung von Orientierungswissen zu den Methoden, den Anwendern und Anwendungsbereichen wie auch zur Darstellung, Interpretation und Kommunikation der Resultate in Form einer kommentierten Sammlung von relevanten Methoden und Hilfsmitteln,
- Normen und Standards, Arbeitshilfen und weiterführenden Informationen sowie
- Anschauungsbeispiele aus der Praxis: Anwendungsbeispiele, Ergebnisdarstellung.

2. Nachhaltigkeit und nachhaltige Entwicklung

2.1 Meilensteine der Nachhaltigkeitsdebatte

Der Bericht „Grenzen des Wachstums“ zur Zukunft der Weltwirtschaft von Meadows et al. von 1972 bildete den Auftakt der wissenschaftlichen Auseinandersetzung mit dem Thema nachhaltige Entwicklung. Darin wurden erstmals auf Basis einer Systemanalyse und Computersimulationen Szenarien für den Fortgang der Weltwirtschaft erstellt. Die viel beachtete Studie veranschaulichte eindringlich die negativen weltweiten Auswirkungen lokaler wirtschaftlicher Entscheidungen⁴. Weitere gesamtgesellschaftlichen Probleme von globalem Ausmaß (darunter die Ölkrise 1973/80, das Waldsterben der 80er Jahre, Tschernobyl 1986) führten 1983 zur Gründung der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (WCED) als unabhängiges Sachverständigenrat der Vereinten Nationen. Die Veröffentlichung des Berichts „Unsere gemeinsame Zukunft“ unter Leitung der damaligen norwegischen Ministerpräsidentin Gro Harlem Brundtland („Brundtland-Bericht“) im Jahr 1987 ist Start- und Angelpunkt des weltweiten Diskurses über die Bedeutung und den Zusammenhang zwischen Nachhaltigkeit und nachhaltiger Entwicklung. Der Bericht schildert die globalen Probleme, Herausforderungen und Anstrengungen im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung. Betont wird die Zuständigkeit der wirtschaftsstarren und reichen Industrienationen, die mit ihren nicht-nachhaltigen Produktions- und Konsummustern die Hauptverursacher der globalen Umweltschäden sind, während die Entwicklungsländer im Süden in großer Armut leben. Aus dem Bericht stammt die formale politische und allgemein gebräuchliche Definition von nachhaltiger Entwicklung:

“...development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs” (WCED 1987, S. 16). Die etablierte deutsche Übersetzung nach Hauff lautet: *„dauerhafte Entwicklung ist eine Entwicklung, die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können“* (Hauff 1987, S. 46).

Nach wie vor findet dieses Verständnis von Nachhaltigkeit sowohl im wissenschaftlichen Diskurs als auch als Ausgangspunkt zur Formulierung politischer Handlungsstrategien und Nachhaltigkeitskonzepten breiten Zuspruch (Hauff und Kleine 2014).

⁴Die Studie wurde im Auftrag des Club of Rome erstellt, einem Zusammenschluss von Experten, die sich mit der Untersuchung von Fragen möglicher zukünftiger Entwicklungen befassen. In einem dynamischen „Weltmodell“ wurden fünf Trends mit weltweiter Wirkung untersucht: die beschleunigte Industrialisierung, das rapide Bevölkerungswachstum, die weltweite Unterernährung, die Ausbeutung von Rohstoffreserven und die Zerstörung des Lebensraums. Die Schlussfolgerung der Forscher lautet: *„Wenn die gegenwärtige Zunahme der Weltbevölkerung, der Industrialisierung, der Umweltverschmutzung, der Nahrungsmittelproduktion und der Ausbeutung von natürlichen Rohstoffen unverändert anhält, werden die absoluten Wachstumsgrenzen auf der Erde im Laufe der nächsten hundert Jahre erreicht.“* (Meadows et al. 1972, S. 17). Könnte kein „Wachstum im Gleichgewicht“ verwirklicht werden, sei ein rascher und unaufhaltbarer Rückgang der Bevölkerungszahl und der industriellen Kapazität die Folge (Meadows et al. 1972). Turner (2008) verglich die historischen Daten von 1970 bis 2000 mit den Szenarien der Studie und stellte eine Übereinstimmung der Vorhersagen des Standardszenarios fest, das in einem globalen Kollaps mit des 21. Jahrhunderts endet (Turner 2008).

Nachfolgend seien die Meilensteine der internationalen Nachhaltigkeitspolitik skizziert:

- 1992 Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung (UNCED) in Rio de Janeiro: erstmaliges Bekenntnis der Weltgemeinschaft zum Leitbild nachhaltige Entwicklung, Verabschiedung der Agenda 21

Bei dem sog. Erdgipfel in Rio sollten die Forderungen und Vorschläge des Brundtland-Berichts in Verträge und Konventionen überführt werden. Ziel war der Beschluss eines weltweit verbindlichen Abkommens zu den Problemfeldern Umwelt und Entwicklung zwischen den Nationen. Das wichtigste Resultat war die Unterzeichnung der Agenda 21, einem entwicklungs- und umweltpolitisches Aktionsprogramm mit detaillierten Handlungsaufträgen durch 172 Landesvertreter. Außerdem gingen aus den Verhandlungen die Rio-Deklaration über Umwelt und Entwicklung, die Konvention zur Bewahrung der biologischen Vielfalt, die Rahmenkonvention über Klimaveränderungen, die Deklaration zum Schutz der Wälder sowie die Konvention zur Bekämpfung der Wüstenbildung hervor. Auf internationaler Ebene begleitete die Kommission für nachhaltige Entwicklung (CSD) den Umsetzungsprozess der Agenda 21.

- 2000 Millenniumsgipfel der Vereinten Nationen in New York: Verabschiedung der Millenniumserklärung, Beschluss zu den acht Millenniums-Entwicklungszielen (MDGs)

Auf der größten Nachfolgekonferenz nach dem Erdgipfel unterzeichneten 189 UN-Mitgliedsstaaten die Millenniumserklärung mit den acht Millenniums-Entwicklungszielen⁵. Die Themen der Erklärung bildeten Armutsbekämpfung, Friedenserhaltung und Umweltschutz, eine zentrale Zielsetzung sieht die Halbierung des Anteils der Weltbevölkerung, der unter extremer Armut und Hunger leidet bis 2015 vor (UN 2000, Einleitung).

- 2002 Konferenz der Vereinten Nationen für nachhaltige Entwicklung (WSSD) in Johannesburg (Rio+10), Bilanzierung der Agenda 21-Ziele, Verabschiedung der Johannesburg Declaration on Sustainable Development

Auf dem Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung wurde ein Implementierungsplan verabschiedet, der überarbeitete Ziele und Programme für Umweltschutz und Arbeitsrecht enthielt (Hauff und Kleine 2014). Die Bundesregierung stellte die erste nationale Nachhaltigkeitsstrategie vor, die seit 2004 alle vier Jahre in Form von Fortschrittsberichten weiterentwickelt wurde (Bundesregierung 2016).

- 2012 Konferenz der Vereinten Nationen über nachhaltige Entwicklung (UNCSD) in Rio de Janeiro (Rio+20): Nachfolgeabkommen für das Kyoto-Protokoll

Aufgrund des schleppenden Vorankommens bei der Indikatorentwicklung, wurde die CSD durch das höherrangige Nachhaltigkeitsforum „Lösungen für eine nachhaltige Entwicklung“ der Vereinten Nationen (SDSN) ersetzt. Das Netzwerk bestehend aus Akteuren aus Wissenschaft, Privatwirtschaft und Zivilgesellschaft widmet sich auf globaler bis lokaler Ebene der Entwicklung von Lösungskonzepten und wirkte maßgeblich an der Ausarbeitung der folgenden Sustainable Development Goals (SDGs) mit (Sustainable Development Knowledge Platform 2012). Den Schwerpunkt der Konferenz bildet die Nachfolge des Kyoto-Protokolls, als einzig völkerrecht-

⁵Die acht MDGs lauten: (1) Beseitigung der extremen Armut und des Hungers, (2) Verwirklichung der allgemeinen Primärschulbildung, (3) Förderung der Gleichstellung der Geschlechter und Ermächtigung der Frau, (4) Senkung der Kindersterblichkeit, (5) Verbesserung der Gesundheit von Müttern, (6) Bekämpfung von HIV/Aids, Malaria und anderen Krankheiten, (7) Sicherung der ökologischen Nachhaltigkeit und (8) Aufbau einer weltweiten Entwicklungspartnerschaft (BMZ 2016).

liches Klimaschutzabkommen mit der Absicht der Einhaltung des 2°-Grad Ziels. Die Entscheidung über eine neue Klimaschutz-Vereinbarung fiel schließlich drei Jahre später auf der Klimakonferenz der Vereinten Nationen (COP 21) in Paris.

- 2015 Konferenz zur Entwicklungsfinanzierung in Addis Abeba, Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung in New York; Verabschiedung der Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung, Beschluss der SDGs, Klimakonferenz in Paris

Mit dem Prozess der Post-2015-Entwicklungsagenda wurden die unvollendeten Millenniumsziele aufgegriffen und die Entwicklung eines aktualisierten und umfassenden Kooperationsrahmens, der politik- und handlungsleitende Orientierung für eine globale nachhaltige Entwicklung über einen längeren Zeitraum hinweg geben sollte, verfolgt (BMU 2013). Waren die MDGs aus Sicht der einkommensstarken Staaten das Fernglas, durch das sie auf die Entwicklungsländer blickten, bilden die SDGs den Spiegel, in dem sie ihre eigene Politik und Leistung erkennen. Sie betonen den Bedarf an grundlegenden politischen Veränderungen und die Verantwortung der OECD-Staaten (Kroll 2015).

Bei der Konferenz bekannten sich über 193 UN-Mitgliedsstaaten zur Agenda 2030. Als „Zukunftsvertrag für die Weltgemeinschaft“ vereint diese das Nachhaltigkeitsprogramm der UN-Konferenz in Rio und die Ergebnisse von Rio+20 mit den entwicklungspolitischen Bestimmungen der Vereinten Nationen. Das Arbeitsprogramm mit dem vollständigen Titel „Transformation unserer Welt: die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung“ wurde in einem Verhandlungsprozess unter Beteiligung der Vertreter von Entwicklungs-, Schwellen- und Industrienationen erarbeitet. Mit den 17 übergeordneten Zielvorgaben und 169 Einzelzielen stellt es den Orientierungsrahmen für die weltweiten Aktivitäten für eine nachhaltige Entwicklung bis 2030 (Bundesregierung 2016b; UN 2015). Die Ziele sind „*universell und betreffen die ganze Welt [...], sind integriert und unteilbar und tragen den drei Dimensionen der nachhaltigen Entwicklung in ausgewogener Weise Rechnung*“, wobei die Umsetzung „*unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Realitäten, Kapazitäten und Entwicklungsstufen der einzelnen Länder*“ (Vereinte Nationen 2015, S. 33) stattfinden soll.



1. Armut in allen ihren Formen und überall beenden
2. Den Hunger beenden, Ernährungssicherheit und eine bessere Ernährung erreichen und eine nachhaltige Landwirtschaft fördern

3. Ein gesundes Leben für alle Menschen jeden Alters gewährleisten und ihr Wohlergehen fördern
4. Inklusive, gleichberechtigte und hochwertige Bildung gewährleisten und Möglichkeiten lebenslangen Lernens für alle fördern
5. Geschlechtergleichstellung erreichen und alle Frauen und Mädchen zur Selbstbestimmung befähigen
6. Verfügbarkeit und nachhaltige Bewirtschaftung von Wasser und Sanitärversorgung für alle gewährleisten
7. Zugang zu bezahlbarer, verlässlicher, nachhaltiger und moderner Energie für alle sichern
8. Dauerhaftes, breitenwirksames und nachhaltiges Wirtschaftswachstum, produktive Vollbeschäftigung und menschenwürdige Arbeit für alle fördern
9. Eine widerstandsfähige Infrastruktur aufbauen, breitenwirksame und nachhaltige Industrialisierung fördern und Innovationen unterstützen
10. Ungleichheit in und zwischen Ländern verringern
11. Städte und Siedlungen inklusiv, sicher, widerstandsfähig und nachhaltig gestalten
12. Nachhaltige Konsum- und Produktionsmuster sicherstellen
13. Umgehend Maßnahmen zur Bekämpfung des Klimawandels und seiner Auswirkungen ergreifen (in Anerkennung dessen, dass das Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen das zentrale internationale zwischenstaatliche Forum für Verhandlungen über die globale Antwort auf den Klimawandel ist)
14. Ozeane, Meere und Meeresressourcen im Sinne nachhaltiger Entwicklung erhalten und nachhaltig nutzen
15. Landökosysteme schützen, wiederherstellen und ihre nachhaltige Nutzung fördern, Wälder nachhaltig bewirtschaften, Wüstenbildung bekämpfen, Bodendegradation beenden und umkehren und dem Verlust der biologischen Vielfalt ein Ende setzen
16. Friedliche und inklusive Gesellschaften für eine nachhaltige Entwicklung fördern, allen Menschen Zugang zur Justiz ermöglichen und leistungsfähige, rechenschaftspflichtige und inklusive Institutionen auf allen Ebenen aufbauen
17. Umsetzungsmittel stärken und die Globale Partnerschaft für nachhaltige Entwicklung mit neuem Leben erfüllen

Abbildung 1: Die 17 internationalen Entwicklungsziele der Vereinten Nationen, Quelle: (UN 2015; Bundesregierung 2016)

In einer Studie der Bertelsmann-Stiftung über die Fähigkeit der OECD-Staaten, die Zielvorgaben der Agenda 2030 zu erreichen, wurde ein ausführliches Profil der Stärken und Schwächen jedes Landes erstellt. Demnach gehören zu den wesentlichen Herausforderungen für alle OECD-Staaten im Hinblick auf ihre eigene Bevölkerung die Förderung eines inklusiven Wirtschaftsmodells (Ziele 8 und 10) sowie die Realisierung nachhaltiger Produktions- und Konsummuster (Ziel 12). Deutschland belegte im Ländervergleich Platz sechs von 34 (Kroll 2015).

2.2 Das Konzept Nachhaltigkeit

Auch wenn der Gedanke eines nachhaltigen Wirtschaftens bereits in Werken aus dem 15. und 16. Jahrhundert zu finden ist, geht die erstmalige schriftliche Nennung des Begriffs „nachhaltend“⁶ auf den sächsischen Oberberghauptmann Hans Carl von Carlowitz zurück (Mauch 2014). In dem forstwirtschaftlichen Buch „Sylvicultura Oeconomica“ von 1713 kritisiert er den teils verheerenden Zustand von Wäldern infolge von Raubbau und den dadurch verursachten Mangel an Holz, das in seiner Verwendung als Bau- und Brennmaterial einen der wichtigsten Rohstoffe der damaligen Zeit darstellte. Eine veränderte Waldbewirtschaftung und Holzsparmassnahmen sollten zu einem nachhaltigen Umgang mit dem Wald führen und Holz nur in dem Maße geschlagen werden, wie durch planmäßige Aufforstung, durch Säen und Pflanzen nachwachsen konnte (Carlowitz und Hamberger 2013). In seinem Ursprung ist Nachhaltigkeit („Sustainability“) folglich bereits als ressourcen-ökonomisches Prinzip angelegt, mit dem eine

⁶Aufgrund der Verwendung der Begriffe „Nachhaltigkeit“ und „nachhaltig“ im alltäglichen Sprachgebrauch, ist zu differenzieren, inwieweit damit ein Zustand als andauernd, nachwirkend oder beständig beschrieben werden soll oder eine Verwendung im Sinne der nachhaltigen Entwicklung, als Ergebnis umwelt- und entwicklungspolitischer Debatten, stattfindet.

dauerhafte Aufrechterhaltung der Funktionsweise des Naturhaushalts zur Sicherung des Wohlstands des Landes gewährleistet werden sollte. Nach dem Grundsatz muss vom Ertrag, nicht von der Substanz gezehrt werden vgl. z.B. (Pufé 2017). Der Ausdruck „nachhaltige Entwicklung“ („Sustainable Development“) wurde 1980 in der World Conservation Strategy (WCS) der International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) erstmalig von offizieller Seite erwähnt und erlangte internationale Aufmerksamkeit mit dem Brundtland-Bericht (Eblinghaus und Stickler 1996). Die Schwerpunkte des Konzepts wandelten sich im Zeitverlauf, so wurde das ursprünglich stark ökologisch-ökonomisch geprägte Verständnis von Nachhaltigkeit über die Verknüpfung von umweltpolitischen mit entwicklungspolitischen Themen um die soziale Dimension erweitert:

- Erhaltung des natürlichen Kapitalstocks (Boden, Wasser, Biomasse) sowie der Fähigkeit zur Regeneration und Assimilation von Abfällen,
- Erhaltung des Umweltraums als Lebensgrundlage des Menschen,
- intergenerative Gerechtigkeit der Bedürfnisbefriedigung,
- konstanter/steigender Wohlstand bei Erhalt der natürlichen Ressourcen,
- ökologisch-ökonomisch-soziale Vernetzung (umweltgerechte Ausrichtung ökonomischer Prozesse, soziale Ausgleichsprozesse zwischen Volkswirtschaften) (Hofer et al. 1998),

Gemäß der Brundtland-Definition beschreibt Nachhaltigkeit das Ziel einer dauerhaften Erfüllung menschlicher Grundbedürfnisse unter Berücksichtigung der Tragfähigkeitsgrenzen der natürlichen Umwelt. Vorrang bildet demnach die Erfüllung der Grundbedürfnisse der Armen, wobei die Fähigkeit der Umwelt, Bedürfnisse auch in Zukunft zu befriedigen, durch den Stand der Technologie und sozialen Organisation beschränkt ist. So schlussfolgert Hauff (1987): *„Im Wesentlichen ist dauerhafte Entwicklung ein Wandlungsprozess, in dem die Nutzung von Ressourcen, das Ziel von Investitionen, die Richtung technologischer Entwicklung und institutioneller Wandel miteinander harmonieren und das derzeitige und künftige Potential vergrößern, menschliche Bedürfnisse und Wünsche zu erfüllen“* (Hauff 1987, S. 49). Laut der Internationalen Organisation für Normung (ISO) bezieht sich Nachhaltigkeit auf *„einen Zustand des Gesamtsystems, der die umweltbezogenen, sozialen und wirtschaftlichen Teilsysteme umfasst“* (KU 2014, S. 6). Nachhaltige Entwicklung zielt demnach auf eine ganzheitliche Veränderung nicht-nachhaltiger Verhaltensweisen und die Schaffung eines technischen und sozialen Systems ab, das unabhängig von räumlichen und zeitlichen Grenzen eine gerechte Verteilung von Gütern und Chancen ermöglicht. In Anbetracht der generationenübergreifenden Beschaffenheit von Nachhaltigkeit und des beständigen Wandels der Teilsysteme Umwelt, Wirtschaft und Gesellschaft darf Nachhaltigkeit jedoch nicht als ein fester Endpunkt gesehen werden, sondern ist stets relativ zu sehen (KU 2014).

Letztlich ist nachhaltige Entwicklung als Leit- und Wertidee weitestgehend konsensfähig, jedoch handelt es sich um ein *„diskursiv erzeugtes und daher widersprüchliches Konzept“* (Eblinghaus und Stickler 1996, S. 37), welches vielseitig interpretier- und für spezifische Interessen instrumentalisierbar ist⁷ (Eblinghaus und Stickler 1996; Conrad und Grothmann 2015). So wird nachhaltig häufig mit „ökologisch“ oder „umweltfreundlich“ gleichgesetzt oder mit „Wachstum“

⁷Als „Formelkompromiss“ und „catch-all Phrase“ wirkt der Begriff nachhaltige Entwicklung konsensbildend, verdeckt jedoch kontroverse Interessenlagen und Weltansichten und verhindert auf diese Weise indirekt die Konkretisierung von Nachhaltigkeitszielen (Conrad und Grothmann 2015).

und „Dauerhaftigkeit“, ohne soziale Gerechtigkeit zu berücksichtigen⁸. Nachhaltigkeit stellt somit ein (ethisch-moralisch begründetes) regulatives Prinzip dar, dem nachhaltige Entwicklung handlungsleitend gegenübersteht (Otto 2007). In diesem Sinne ist es das Ziel, den jeweiligen Beitrag, den eine Aktivität (eine Maßnahme, ein Programm, ein Projekt usw.) zum Erreichen von mehr Nachhaltigkeit leisten und der entweder höher oder geringer ausfallen kann, zu maximieren, wobei die Bedeutung von Nachhaltigkeit immer im jeweiligen Verwendungskontext zu sehen ist. Entsprechend ist das zugrunde gelegte Nachhaltigkeitsverständnis auch der Ausgangspunkt für die Auswahl von Bewertungsmethoden und Entwicklung und Auswahl von Indikatoren.

Nach wie vor bestehen unterschiedliche Vorstellungen bezüglich der Definitionen und Operationalisierungen des Nachhaltigkeitsleitbilds (anhaltende Kontroversen betreffen etwa die Entwicklung und Umsetzung von Leitorientierungen, den Umgang mit der Gerechtigkeitsfrage, die Gewichtung der Dimensionen, die Beziehung zwischen Nachhaltigkeit und Entwicklung, die Rolle des Wirtschaftswachstums, die Wahl einer Nachhaltigkeitsstrategie) (Kopfmüller 2001)⁹. Nach einer Auswertung von 60 Nachhaltigkeits-Definitionen bzw. Konzepten durch Tremmel (2004) decken diese eine Bandbreite von einer bis zu acht Dimensionen ab. Zwar ist das Drei-Säulen-Modell mit den Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales am häufigsten vertreten, diese stehen häufig jedoch nicht gleichberechtigt nebeneinander. Ebenfalls umstritten ist, wie Nachhaltigkeit normativ begründet werden soll (intergenerationell oder intragenerationell oder inter- und intragenerationell) und welchem Ansatz Vorrang eingeräumt werden sollte (Tremmel 2004).

2.3 Akteure und Handlungsmöglichkeiten

Zur Befriedigung der menschlichen Bedürfnisse unter den Prämissen von Gerechtigkeit und Verantwortung muss an erster Stelle geklärt werden, welche Bedarfe bestehen und wer für ihre Erfüllung in welcher Art und Weise zuständig ist. Bezogen auf die Brundtland-Definition liegt die Zielsetzung bei der Versorgung und gerechten Verteilung von Grundgütern in ausreichender Menge und Qualität sowie der Minimierung von mit der Bedürfnisbefriedigung einhergehenden unerwünschten Nebenfolgen. Zu den essentiellen menschlichen Bedürfnissen gehören zunächst physiologische Bedürfnisse und Bedürfnisse nach Sicherheit, besonders nach Ernährung, Wohnen und Bauen. Hinzu kommen soziale und individuelle Bedürfnisse nach Mobilität, Tourismus oder auch Kommunikation. Die Bereitstellung der zur Bedürfnisbefriedigung erforderlichen Güter und Leistungen erfordert wiederum die Versorgung mit Energie und Wasser, eine funktionierende Landwirtschaft etc. Daraus ergeben sich Bedürfnis- oder Handlungsfelder, die häufig mit den zuständigen Politikressorts korrespondieren (Energie-, Verkehrs-, Agrarpolitik, Wasserversorgung) (Grunwald und Kopfmüller 2012).

Der Wandel in Richtung nachhaltige Entwicklung setzt einerseits technologische Innovationen voraus, kann andererseits nur durch Verhaltensänderungen und soziale Innovationen gelingen. Bezeichnete „Wohlfahrt“ ehemals das Wohlergehen einer Gemeinschaft in materieller Hinsicht, bestehen die heutigen Herausforderungen, insbesondere für die wirtschaftlichen und politischen

⁸Begründet ist dies vor allen Dingen durch Unterschiede: (1) in Perspektive und Problemverständnis der verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen, (2) in Werten und Interessen der beteiligten Akteure, (3) bezüglich der räumlichen und zeitlichen Betrachtung sowie (4) bezüglich der Frage, ob Nachhaltigkeit als moral-ethischer Appell, Planungsgrundlage oder Teil des politikberatenden Bereichs verstanden wird (Burschel 2004).

⁹Näheres zu den Problemstellungen bezüglich der Definitionen und Operationalisierungen von Nachhaltigkeit im (wissenschaftlichen) Nachhaltigkeitsdiskurs siehe (Conrad und Grothmann 2015).

Entscheidungsträger der Industrieländer, in der Schaffung von Strukturen und Umsetzung von Maßnahmen, die der Aufrechterhaltung der Ökosystemdienstleistungen und der Herstellung sozialer Gerechtigkeit dienen. Zwar besteht ein breiter Konsens über die Notwendigkeit zum Übergang zu einer nachhaltigeren Gesellschaft, jedoch erschweren politische, institutionelle und ökonomische Pfadabhängigkeiten, bestehende Interessenstrukturen sowie Vetospieler deren Umsetzung¹⁰. Schwierigkeiten bei der Umsetzung von Reformen und Entwicklung von Maßnahmen entstehen angesichts:

- der Größenordnung der Strukturveränderungen, die nahezu alle Sektoren betreffen,
- des begrenzten Zeitfensters, Entscheidungen müssen im Verlauf dieses Jahrzehnts getroffen werden, um unumkehrbare Klimaveränderungen vermeiden zu können,
- der langfristigen Planung zur Schaffung von Erwartungssicherheit (Visionen, Zielsystemen und „Fahrplänen“ bis 2050 und darüber hinaus),
- dem Einleiten von synchronen Reformen zwischen miteinander vernetzten Systemen,
- der globalen Reichweite des Transformationsprozesses und Notwendigkeit internationaler Kooperationen (in der Klima-, Außen-, Energie-, Wissenschafts-, Innovations- und Entwicklungspolitik usw.),
- der Sicherung von Legitimation und politischer Machbarkeit durch die Gesellschaft angesichts sich verändernder Lebens- und Konsumgewohnheiten, außerdem der Aktivierung zivilgesellschaftlicher Organisationen als Motoren von Veränderungen,
- der Überwindung von Blockaden und Vermeidung von Pfadabhängigkeiten (WBGU 2011, 283, 289-290).

Mit der Agenda 21 wurde erstmals ein Maßnahmenpaket geschnürt, das sich an alle Akteure, Ebenen und Bereiche von der globalen bis zur nationalen, regionalen und kommunalen Stufe sowie an das Verhalten von Einzelpersonen richtet (UN 1992). Gibt die Politik die Rahmenbedingungen für die Umsetzung der Nachhaltigkeitsziele vor, ist deren Gelingen maßgeblich von dem Engagement und der Zusammenarbeit aller gesellschaftlichen Akteure abhängig:

- Die organisierte Zivilgesellschaft, im Besonderen Umweltverbände, haben als Agenda-Setter, Vermittler und Antreiber gegenüber der Öffentlichkeit seit Beginn der Nachhaltigkeitsbewegung eine zentrale Rolle bei der Verbreitung des Nachhaltigkeitsprinzips in Gesellschaft, Politik und Wirtschaft inne (z.B. im Rahmen der lokale Agenda 21) (Heyen und Brohmann 2017).
- Neben der Bundesregierung besitzen die Länder und Kommunen weitreichende Rechtsetzungs- bzw. Durchsetzungskompetenzen. Durch die Nähe zu den lokalen Akteuren, den Bürgern, lokalen Unternehmen und Initiativen, können gezielt Nachhaltigkeitsaktivitäten im Lebensumfeld der Akteure eingebunden werden (Bundesregierung 2016).
- Unternehmen sind nicht nur für die Bereitstellung von Gütern und Dienstleistungen verantwortlich, sondern gestalten mit ihren investitions-, produkt- und prozessbezogenen Entscheidungen, Forschungsaktivitäten sowie Aus- und Weiterbildungsmaßnahmen direkt die Entwicklung von Ressourcenverbräuchen, Umweltbelastungen sowie von Art und Umfang des Einsatzes der Produktionsfaktoren. Außerdem wirken sie indirekt durch die Beeinflussung von Konsum- und Lebensstilen über Werbung und wirken über Gremien- und Lobbyarbeit an politischen Rahmenbedingungen und Entscheidungen mit (Grunwald und Kopfmüller 2012).

¹⁰Vgl. u.a. Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen (WBGU 2011): Diskrepanz zwischen Einstellung und Verhalten, fehlende Langfristorientierung und Verlustaversion, Pfadabhängigkeiten.

- Die Wissenschaft muss ergründen, wie sich die Umwelt durch menschliche Eingriffe verändert und technische und nicht-technische Innovationen schaffen, mit denen unerwünschte Veränderungen abgewendet werden können (WBGU 1996a).

Besonders der lokalen bis regionalen Ebene kommt bei der Erfüllung des Gesellschaftsvertrags eine wichtige Rolle zu; einerseits, weil im kleinräumigen die Folgen individuellen Handelns eher sicht- und erfahrbar sind, weswegen ein höheres Problembewusstsein und eine gesteigerte Handlungsmotivation vorliegt. Andererseits stehen die Akteure durch die räumliche Nähe eher untereinander im Austausch, sodass sich leichter partizipative Lösungen finden lassen (Kanning 2013).

2.3.1 Nachhaltigkeit als politisches Leitbild: Die deutsche Nachhaltigkeitsstrategie

Parallel zu dem globalen politischen Prozess zur nachhaltigen Entwicklung wurden auch auf europäischer und nationaler Ebene Nachhaltigkeitsstrategien entwickelt. Nach der Enquete-Kommission Schutz des Menschen und der Umwelt kommt dem Staat, einschließlich den Ländern und Kommunen, eine führende, den gesellschaftlichen Prozess aktivierende Rolle bei der Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung zu. Der Staat muss einerseits eine die gesellschaftlichen Akteure aktivierende, informierende, moderierende und koordinierende Rolle einnehmen. Andererseits einen Handlungsrahmen schaffen, der es anderen Akteuren erlaubt, zugleich eigene Interessen zu verfolgen und sich an Nachhaltigkeitszielen zu orientieren. Darüber hinaus muss staatliches Handeln selbst am Leitbild orientiert sein (Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ 1998; Sturm 2006). Die Agenda 2030 stellte den wichtigsten Anlass für den Beschluss zur Neuauflage der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung Anfang 2017 dar, mit der strukturell-wirtschaftliche Veränderungen und die Entwicklung einer „Kultur der Nachhaltigkeit“ fokussiert wird. Das Managementkonzept der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie legt Zielsetzungen für das Jahr 2030 fest.

Die Programmatik der Nachhaltigkeitsstrategie ist von einer stark internationalen Ausrichtung geprägt, so wird Nachhaltigkeit als Leitprinzip für die globale, nationale und regionale Ebene ausgewiesen und bildet den Maßstab für das Handeln in sämtlichen Politikfeldern. Die wesentlichen Bestandteile des Konzepts sind Managementregeln, die den allgemeinen Handlungsrahmen für eine nachhaltige Politik setzen, darüber hinaus konkrete Zielvorgaben einschließlich dem Zeitrahmen zur Zielerreichung, Schlüsselindikatoren für ein kontinuierliches Monitoring, Regelungen zur Steuerung sowie Festlegungen zur institutionellen Ausgestaltung. Angesichts der Herausforderung der Verknüpfung der einzelnen Zieldimensionen, wird Nachhaltigkeit als Querschnittsaufgabe verstanden, die eine verstärkte Zusammenarbeit auf und zwischen politischen Ebenen und Politikbereichen wie auch die breite Beteiligung von Akteuren aus Zivilgesellschaft, Wirtschaft und Wissenschaft erfordert. Die Nachhaltigkeitsstrategie unterliegt deswegen unmittelbar dem Bundeskanzleramt, das die Arbeiten in den einzelnen Politikbereichen zusammenführt. Unter Direktion des Leiters des Bundeskanzleramts steht der Staatssekretärsausschuss für nachhaltige Entwicklung. Er bildet das zentrale Steuerungsorgan, das die Einhaltung der Leitprinzipien in den Ressorts und den Austausch zwischen ihnen überprüft und Anstöße für die Weiterentwicklung und Umsetzung der Nachhaltigkeitsstrategie gibt. Die wichtigsten Körperschaften der Nachhaltigkeitsarchitektur in Deutschland sind, neben dem Staatssekretärsausschuss, auf parlamentarischer Ebene der Parlamentarische Beirat für nachhaltige Entwicklung sowie als Beratungsgremium der Rat für Nachhaltige Entwicklung. Das Nachhaltigkeitsmanagement wird weiter von dem Statistischen Bundesamt, den Ländern und den kom-

munalen Spitzenverbänden unterstützt. Seit 2009 besteht eine Verpflichtung zur Nachhaltigkeitsprüfung von Gesetz- und Verordnungsentwürfen, die durch das im Rechtsetzungsvorhaben federführende Ressort erfolgt, das sich wiederum mit dem jeweils fachlich zuständigen Bundesministerium verständigt (Bundesregierung 2016).

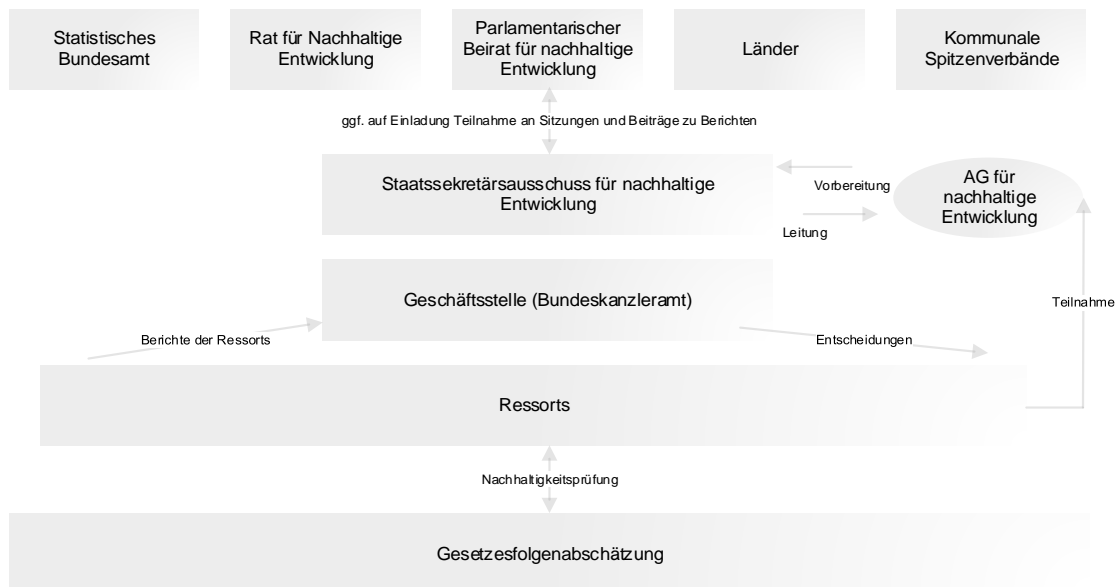


Abbildung 2: Nachhaltigkeitsarchitektur in Deutschland, Quelle: (Bundesregierung 2016)

Ein prioritäres Ziel der politischen Bemühungen auf lokaler bis globaler Ebene besteht in der Transformation von Wirtschaft und Gesellschaft zu mehr Klimaverträglichkeit, genauer in der Vermeidung des anthropogenen Klimawandels und Beschränkung der Erderwärmung auf höchstens 2 °C gegenüber dem vorindustriellen Niveau. Zu diesem Zweck ist eine drastische Reduktion der Treibhausgasemissionen nötig, vor allen Dingen die Dekarbonisierung der Energiesysteme, Realisierung eines „grünen“ Wirtschaftswachstums und den Übergang zu einer Wirtschaftsweise innerhalb ökologischer Grenzen.

Exkurs: Entstehung sozial-ökologischer Dilemmata

Die Umwelt dient dem Menschen als Lebensraum, als Standort für wirtschaftliche Aktivitäten, als Ressourcenquelle und Aufnahmemedium für Schadstoffe (UBA 2012). Während bei der betrieblichen Leistungserstellung von den Einsatzmengen auf der Inputseite unmittelbar auf die entstehenden Kosten geschlossen werden kann, fallen outputseitig Umweltbelastungen in Form von gesellschaftlichen externen Kosten an. Diese sind nicht in der Kosten- und Leistungsrechnung der Hersteller und im Marktpreis eines Gutes enthalten, sondern werden als unkompenzierte Auswirkungen an unbeteiligte Dritte weitergegeben (Rogall 2008). Der kürzere Zeithorizont ökonomischer Zielsetzungen führt langfristig zu einer Unterbewertung der endlichen Ressourcen des Naturhaushalts und natürliche Ressourcen werden auf eine Weise genutzt, als ob sie in unbegrenzten Mengen zur Verfügung stünden (Baumann 1999).

Unterschiedliche sozio-ökonomische Faktoren begünstigen ein nicht-nachhaltiges Verhalten auf der Produktions- und Konsumseite und führen zu einem partiellen Marktversagen bei Umweltgütern:

- Durch die *Externalisierung der Umweltkosten* werden die sozialen und ökologischen Kosten, die bei Produktion und Konsum von Gütern entstehen, Dritten aufgebürdet, die in keiner Marktbeziehung zu den Verursachern stehen (z.B. Materialschäden an Gebäuden die durch Stickoxid-Emissionen aus Industrieanlagen entstehen, aber von den Gebäudeeigentümern getragen werden müssen). Der Preismechanismus des Markts ist ausgehebelt und die Güter werden unterhalb der volkswirtschaftlich entstehenden Produktionskosten verkauft. Die entstehenden Umweltschadenskosten müssen getragen werden von den Steuerzahlern (z. B. zur Finanzierung von Altlastensanierungsprogrammen, Klärwerken), künftigen Generationen (z.B. für Reinigungs-verfahren von kontaminiertem Grundwasser, als Folgekosten der Klima-veränderungen, zur Herstellung von Kunststoffen aus anderen Substanzen als Erdöl), außerdem von der Natur selbst (in Form von aussterbenden Arten).
- Natürliche Ressourcen wie sauberes Wasser und unbelastete Luft werden wie *öffentliche Güter*¹¹ behandelt, obwohl sie Verwendungsrivalitäten und Belastungsgrenzen unterliegen, die sich nicht im Preis der Güter widerspiegelt. Aufgrund dessen kommt es wiederum zu einem Marktversagen, zur einer Übernachfrage nach natürlichen Ressourcen und infolgedessen zu Fehlallokationen. Für den einzelnen Wirtschaftsakteur ist eine Veränderung des kollektiv unerwünschten Verhaltens zudem nicht rentabel. Im Gegenteil führt ein *Trittbrettfahrerverhalten* zu kurzfristigen Nutzengewinnen, indem die Ressourcen genutzt werden, ohne, dass ein Beitrag zur kollektiven Finanzierung für ihre Bereitstellung geleistet wird¹².
- Natürliche Ressourcen unterliegen dem *Allmendeproblem*: während die Wirtschaftsakteure sparsam mit dem Privateigentum umgehen, wird das Eigentum der Allgemeinheit eher verschwenderisch genutzt. Bei der *Diskontierung zukünftiger Schäden* werden Kosten und Gefahren, die in der Zukunft anfallen, in der Gegenwart als wesentlich geringer eingeschätzt, als sie zum Zeitpunkt des Schadenseintritts tatsächlich sind (aufgrund von Ungeduld und Kurzsichtigkeit, dem abnehmenden Grenznutzen des Einkommens, Unsicherheit über eine Verwendung in der Zukunft).
- Die Übernutzung der Ressourcen geht zudem zurück auf das exponentielle *Bevölkerungswachstum* in Verbindung mit einem exponentiellen *Wirtschaftswachstum*. Maßgeblich tragen dazu die *ressourcenintensiven Konsumstile* der Bewohner der Industrienationen bei. U.a. verhindern *psychologische Barrieren* ein umweltfreundlicheres Verhalten (siehe auch Kapitel 2.3.4). Unzureichende *politische bzw. staatliche Eingriffe* unterstützen die ressourcenintensive Durchflusswirtschaft und führen zu *technischen Fehlentwicklungen*.
- In Entwicklungsländern entstehen außerdem *armutsbedingt Umweltbelastungen* (Rogall 2008, 56, 59-67).

Umweltschäden werden in vielen Fällen erst zeitlich verzögert sichtbar, zudem sind Handlungsfolgen nicht notwendigerweise an den Ort ihrer Entstehung gebunden. Die Konsequenzen sind ein Rückgang der Biodiversität sowie der Verlust von Ökosystemleistungen.

¹¹Meritorische respektive kollektive Güter, dazu gehören Alters- und Gesundheitsvorsorge, Bildungsangebote und der Schutz der natürlichen Ressourcen, erzeugen sowohl individuelle als auch gesamtgesellschaftliche positive externe Effekte. Für sie gilt Nutzenrivalität, aber kein Ausschlussprinzip. Da die Konsumenten zu wenig Geld für ihre optimale Bereitstellung zur Verfügung stellen, kommt es zum Marktversagen, weswegen diese Art von Gütern durch staatliche Eingriffe geschützt und Steuereinnahmen finanziert werden müssen (Rogall 2008).

¹²Das Streben nach Nutzenmaximierung zeigt sich an dem sog. Gefangenendilemma: nachweislich sind die einzelnen Wirtschaftsakteure nicht bereit zu individuellem Verzicht, wenn nicht gewährleistet ist, dass eine kollektive Verhaltensveränderung stattfindet.

Zur Überwindung von Marktunvollkommenheiten und Transformationsbarrieren empfiehlt der Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen (WBGU) den Einsatz verschiedener politischer Instrumente im Rahmen eines Policy-Mix, bestehend aus ordnungsrechtlichen Instrumenten, Anreizinstrumenten, staatliche Investitionen und informatorischen Instrumenten, die direkt und indirekt auf den Transformationsprozess einwirken.

	<i>Ordnungsrechtliche Instrumente</i>	<i>Anreizinstrumente</i>	<i>Staat als Investor</i>	<i>Informatorische Instrumente</i>
<i>Innovationsförderung</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Technologie- und Effizienzstandards (z. B. für Fahrzeuge, Gebäude) • Produktionsstandards • Nachhaltigkeitsstandards in der Landnutzung • Beschaffungspolitik • Regulierung der Kapitalmärkte • Verbote (z. B. bestimmter Landnutzungen oder Produkte, etwa F-Gase) • Gebote (z. B. Quoten für Bioenergie) • Stadt-, Raum-, Infrastrukturplanung • Patentrecht 	<ul style="list-style-type: none"> • CO₂-Steuer/-Zertifikate • staatliche Förderung von Forschung und Entwicklung • staatliche Beteiligung an Risikokapital • staatliche Bereitstellung günstiger Kredite und Übernahme von Kreditgarantien • steuerliche Innovationsanreize • Förderung neuer Geschäftsmodelle als Experimente (z. B. Energie-Contracting) • wettbewerbliche Förderung von Experimenten 	<ul style="list-style-type: none"> • staatliche Bereitstellung der Infrastruktur • staatliche Demonstrationsprojekte 	<ul style="list-style-type: none"> • Auslobung von Wettbewerben und Preisen (Jugend forscht, klimaverträgliche Stadt, Innovationspreise) • Selbstverpflichtungen mit Regulierungsandrohung
<i>Investitions-, Produktions-, Konsumentenentscheid.</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Technologie- und Effizienzstandards • Produktionsstandards • Nachhaltigkeitsstandards (Biomasse, Land- und Forstwirtschaft) • Emissionsgrenzwerte • Nudging („libertärer Paternalismus“) • staatliche Beschaffungspolitik • Gebote (Quoten für Bioenergie, Bioprodukte) • Marktregulierung (Energiegesetz, Mietgesetz) • Stadt-, Raum- und Infrastrukturplanung 	<ul style="list-style-type: none"> • CO₂-Steuer/-Zertifikate • technologiespezifische Förderung zur Markteinführung (z. B. Einspeisetarife) • Förderung neuer Geschäftsmodelle • steuerliche Investitionsanreize • Abbau verzerrender Subventionen (fossile Energieträger, Agrarsubventionen) • Zahlungen für Ökosystemleistungen • Straßenbenutzungsgebühren • Tarifgestaltung ÖPNV 	<ul style="list-style-type: none"> • staatliche Bereitstellung der Infrastruktur • Public-Private-Partnership 	<ul style="list-style-type: none"> • Informationskampagnen (zu Energieeffizienz, Ernährung, neuen Formen von Wohnen und Mobilität) • Kennzeichnung bzw. Labelling (Bio produkte, CO₂-Fuß abdruck, Nachhaltigkeit) • Selbstverpflichtungen mit Regulierungsandrohung
<i>Angebot öffentlicher Güter</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Stadt-, Raum- und Infrastrukturplanung • Zertifizierung • Marktregulierung • Verbote 	<ul style="list-style-type: none"> • Zahlungen für Ökosystemleistungen 	<ul style="list-style-type: none"> • staatliche Bereitstellung der Infrastruktur 	<ul style="list-style-type: none"> • Informationskampagnen, Kennzeichnung bzw. Labelling • freiwillige Zertifizierung • Selbstverpflichtungen mit Regulierungsandrohung

Tabelle 1: Empfehlungen Policy-Mix nach WBGU, Quelle: (WBGU 2011)

2.3.2 Nachhaltigkeit in Unternehmen

Die Sicherung des Unternehmenserfolgs ist einerseits abhängig von der Einhaltung geltenden Rechts, andererseits von einer gesellschaftlich legitimierten Vorgehensweise. So dient die Übernahme von Verhaltenskodizes (Codes of Conduct), Einführung von Umweltmanagementsystemen oder Anfertigung von Nachhaltigkeitsberichten entweder zur Erfüllung regulatorischer Anforderungen oder ist ein freiwilliger Beitrag von Organisationen, um die eigenen Nachhaltigkeitsleistungen herauszustellen und die Basis für die Umsetzung von Nachhaltigkeit zu verbreitern. Eingang in den Nachhaltigkeitsdiskurs fand die Thematik unter der Aufschrift Übernahme sozialer oder gesellschaftlicher Verantwortung¹³ (engl. Corporate Social Responsibility, CSR¹⁴). CSR beschreibt die Wahrnehmung von Verantwortung durch Organisationen (Regierungen, Nichtregierungsorganisationen, Unternehmen, Kooperationen, Verbänden, Gewerkschaften) für die Folgen ihrer Entscheidungen und Aktivitäten auf Gesellschaft und Umwelt. Dies beinhaltet Perspektiven für eine Umstrukturierung der bestehenden Wirtschaftsstrukturen hin zu sozialverträglichen und umweltschonenden Produkten und Produktionsweisen, gleichermaßen die Einhaltung eines organisationsweiten transparenten und ethischen Verhaltens, das zu einer nachhaltigen Entwicklung unter Berücksichtigung der Erwartungen von Anspruchsgruppen (Konsumenten, Lieferanten, Staat usw.) sowie unter Einhaltung geltenden Rechts und internationaler Verhaltensstandards beiträgt (KU 2014).

Unternehmen sind nicht nur Verursacher von negativen Effekten auf Umwelt und Gesellschaft, sondern tragen auch Verantwortung in ihrer Funktion als Promotoren für die Entwicklung und Umsetzung von Innovationen zur Erhöhung der Nachhaltigkeit¹⁵. Dennoch ist das betriebliche Umwelt- bzw. Nachhaltigkeitsmanagement immer noch selten Bestandteil der Strategie und Grundsätze von Unternehmen, sondern wird als reiner Kostenfaktor angesehen und reduziert sich auf die formale Einhaltung von Umweltschutzauflagen. In Wirklichkeit umfasst es alle systematischen, koordinierten und zielorientierten unternehmerischen Aktivitäten, die zu einer Steuerung der ökologischen, ökonomischen und sozialen Wirkungen in Richtung nachhaltige Entwicklung beitragen (Schulz 2015). Zu den Regelungen und Mechanismen, die Unternehmensaktivitäten in Richtung Nachhaltigkeit lenken sollen, gehören klassische völkerrechtliche Verträge, die Überwachung durch Nichtregierungsorganisationen (NGO) bis hin zu Selbstverpflichtungen und die nicht formalisierte Überwachung durch Konsumenten (Herbes 2013).

Der Einbezug von CSR in das Kerngeschäft erfordert die Einführung ökologischer und sozialer Leistungsprinzipien in alle Unternehmensbereiche. Gleichzeitig bieten sich dem Unternehmen auch Nutzensgewinne, die idealerweise zu einer Stärkung seiner Wettbewerbsfähigkeit führen. Dem sog. „Shared Value“-Ansatz liegt die Annahme zugrunde, dass die Wettbewerbsfähigkeit eines Unternehmens und der Wohlstand der Gesellschaft, in der das Unternehmen tätig ist,

¹³Fälschlicherweise wird CSR häufig auf die soziale Dimension reduziert, dementsprechend umschreibt „social“ jedoch die Erwartungshaltung der Gesellschaft Unternehmen gegenüber (Fifka 2011).

¹⁴In der Diskussion um gesellschaftliche Verantwortung von Unternehmen tauchen weitere Begriffe auf wie Corporate Citizenship und Corporate Governance, die häufig nicht eindeutig von CSR abgegrenzt werden können (Beschoner 2005).

¹⁵Der beständig wachsende Einfluss von Unternehmen lässt sich durch verschiedene, einander bedingende Globalisierungstendenzen erklären. Besonders multinationale Unternehmen agieren immer stärker außerhalb territorialer Grenzen. Infolge des technischen Fortschritts, einer hochdifferenzierten Arbeitsteilung und dem Trend zur Digitalisierung nimmt außerdem die Komplexität moderner Gesellschaften zu. Dadurch ergeben sich grenzüberschreitende Handlungs- und Problemfelder, die sich dem Regeleinfluss einzelner Nationalstaaten entziehen. Gleichzeitig trugen Unternehmensskandale zu einem gesteigerten ökologischen und sozialen Problembewusstsein bei und stärkten den Einfluss zivilgesellschaftlicher Akteure wie NGOs, die die Unternehmen zu einer nachhaltigeren Wirtschaftsweise drängen (Hahn 2013).

miteinander in Wechselwirkung stehen, woraus sich über das unternehmerische Engagement in der Gesellschaft ein gemeinsamer Mehrwert für Unternehmen, öffentlichen Sektor und Gesellschaft und eine Vielzahl an Einfluss- und Gestaltungspotentialen ergeben (Porter und Kramer 2012).

<i>ökonomischer Wert</i>	<i>ökologischer Wert</i>	<i>gesellschaftlicher Wert</i>	<i>potentieller Nutzen</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Wettbewerbsvorteile erarbeiten und sichern • Umsatzwachstum durch nachhaltige Produktinnovationen und neue Käuferschichten • Verbesserung der Produktivität • Senkung operativer Kosten in der unternehmensübergreifenden Wertschöpfungskette • stabilere Lieferantenbasis 	<ul style="list-style-type: none"> • Einsparung von Primärrohstoffen und anderer natürlicher Ressourcen • Verringerung negativer Auswirkungen von Produkten auf die Umwelt 	<ul style="list-style-type: none"> • Umsatzsteigerung lokaler Produzenten durch Geschäftsmodellinnovation • Abbau sozialer Ungerechtigkeit und Korruption 	<ul style="list-style-type: none"> • verbesserte Reputation des Unternehmens/Neupositionierung von Marken • mehr Flexibilität und Anpassungsfähigkeit • Einhalten bzw. Übertreffen von Standards • Aufbau von Vertrauenskapital mit Kunden, Lieferanten, anderen Anspruchsgruppen

Tabelle 2: Nutzen für Unternehmen durch die Übernahme gesellschaftlicher Verantwortung, Quelle: (D'heur 2014)

In einer Studie der Bertelsmann Stiftung wurden die Erfolgsfaktoren unternehmerischer Verantwortung untersucht. Demnach beeinflussen insbesondere die Unterstützung durch das Management, eine gelebte Wertekultur, die Integration in die Wertschöpfungskette und die Ergebnismessung den Erfolg des CSR-Managements. Als Managementaufgabe muss CSR ein integraler Bestandteil des Unternehmens werden, sowohl auf Ebene der Strategieentwicklung und Zieldefinition sowie der Organisations- und Governancestruktur als auch bei der Entwicklung und Umsetzung von Maßnahmen und der anschließenden Ergebnismessung und -kommunikation (Bertelsmann Stiftung 2014). Da sich die Wirtschaftsaktivitäten eines Landes infolge der Globalisierung auch auf Produktionsprozesse, Lieferketten und die Umwelt in anderen Ländern auswirken, nimmt das nachhaltige Management von Wertschöpfungsketten (Sustainable Supply Chain Management) eine zentrale Bedeutung ein. Es setzt eine gezielte Steuerung von Material- und Informationsflüssen einerseits, von Kooperationen mit Zulieferbetrieben und Kunden andererseits voraus (Seuring und Müller 2013).

Das strategische Controlling unterstützt die Unternehmensleitung bei der Analyse, Formulierung, Auswahl und Implementierung der Unternehmensstrategie. Diese setzt wiederum den Orientierungs- und Handlungsrahmen für das operative Controlling, das für die Umsetzung und Kontrolle der Zielerreichung verantwortlich ist (Flentje et al. 2015). Angesichts der neuen Anforderungen im Zusammenhang mit der nachhaltigen Entwicklung wandelte es sich das betriebliche Rechnungswesen vom klassischen Controlling-Instrument zu einem umfassenden Steuerungsinstrument des Managements auf allen Ebenen, mit dem Mängel identifiziert und Aktivitäten funktionsübergreifend koordiniert werden können (Becker und Ulrich 2016; Strebel 1991). Ein bewährtes Instrument zur Realisierung komplexer Unternehmensstrategien ist die Balanced Scorecard (BSC). Indem finanzorientierte Kennzahlen zusammen mit weiteren kritischen Erfolgsfaktoren betrachtet werden, ermöglicht sie eine umsetzungsorientierte Steuerung des Unternehmens über eine gleichgewichtete Berücksichtigung von thematischen Perspektiven auf einer übersichtlichen Anzeigetafel (Tschandl und Posch 2012). Über eine nachhaltig-

keitsorientierte BSC¹⁶ können das Umwelt- und Sozialmanagement in das konventionelle Management integriert und sowohl die strategische Relevanz als auch die Wirkungsweise von unternehmensinternen und -externen Einflussgrößen untersucht werden, als Grundlage für die Formulierung geeigneter Kennzahlen, Zielgrößen und operativer Maßnahmen (Colsman 2016).

Die konkreten Vorgehensweisen zur Integration von Nachhaltigkeit in die Geschäftstätigkeit unterscheidet sich je nach Produkt, Branche, Unternehmensgröße und -kultur¹⁷. Der Erfolg des CSR-Managements wird vor allen Dingen beeinflusst von der Unterstützung durch die Organisationsführung, eine von den Mitarbeitern und der Leitung gelebte Wertekultur und der Zuverlässigkeit der gesammelten Informationen (Bertelsmann Stiftung 2014). Letzteres erfordert den Einsatz von Planungs- und Kontrollinstrumenten, die eine Ermittlung und Bewertung von Zahlungs-, Stoff- und Energieströmen wie auch sozialen Aspekten sowie die Zurechnung der Daten auf identische Bezugsobjekte wie Prozesse oder Produkte ermöglichen (Ahsen et al. 2015).

2.3.3 Forschen in gesellschaftlicher Verantwortung

Die Aufgabe der Wissenschaft ist es, sowohl die Bedingungen und Charakteristika gesellschaftlichen Wandels zu analysieren als auch selbst zu dessen Beschleunigung und Gestaltung beizutragen. Dies beinhaltet die Produktion von Wissen zu Umweltveränderungen und den Beziehungen im Mensch-Umwelt-System wie auch zu Handlungsoptionen und deren Erfolgskontrolle. Die Komplexität der ablaufenden Prozesse stellt eine große Herausforderung für die Forschung dar. Denn die durch menschliche Eingriffe in das Erdsystem entstehenden Probleme weisen einen transsektoralen Charakter auf, d.h. sie greifen über die einzelne Sektoren, etwa Wirtschaft, Biosphäre, Bevölkerung, hinaus, wobei immer ein direkter oder indirekter Bezug zu den natürlichen Ressourcen besteht¹⁸ (WBGU 1996b).

Die Rolle der transformativen Wissenschaft beschränkt sich nicht auf die Beobachtung von gesellschaftlichen Transformationsprozessen und ihre Beschreibung von außen, sondern sieht zusätzlich die gezielte Stimulation und Beeinflussung von Veränderungsprozessen vor (Schneidewind und Singer-Brodowski 2014).

- Im Rahmen der *Transformationforschung* werden die Grundlagen, Bedingungen und der Verlauf von Transformationsprozessen erforscht, um Aussagen über relevante Faktoren, Kausalitäten und Interdependenzen treffen zu können. Die Voraussetzung für das Verstehen der Interaktionen zwischen der Gesellschaft, dem Erdsystem und der technologischen Entwicklung ist die Verknüpfung von Sozial-, Natur- und Ingenieurwissenschaften.
- Die *transformative Forschung* soll Umbauprozesse durch die Entwicklung von Lösungen sowie technischen und sozialen Innovationen in den relevanten Sektoren fördern.

¹⁶Mit der Sustainability Balanced Scorecard (SBSC) (Figge et al. 2001) und der Sustainable Balanced Scorecard (BSC) (Arnold et al. 2003) gibt es zwei Ansätze der systematischen Integration von Nachhaltigkeitsaspekten in die klassische BSC.

¹⁷Meffert und Kirchgeorg (1998) beschreiben drei Leitprinzipien für das betriebliche Nachhaltigkeitsmanagement: das Verantwortungs-, Kreislauf- und Kooperations- bzw. Partnerschaftsprinzip. Fichter wiederum stellt sieben Prinzipien für ein nachhaltiges Unternehmen vor: das Leistungs-, Vorsichts-, Vermeidungs-, Dialog-, Entwicklungs-, Konformitäts- und Verantwortungsprinzip (Ackermann et al. 2013 nach Meffert und Kirchgeorg 1998 und Fichter und Clausen 1998).

¹⁸Nach dem Syndromkonzept des WBGU verlaufen Interaktionen im Mensch-Umwelt-System nach typischen funktionalen Mustern (Syndrome), unerwünschten Konstellationen von natürlichen und zivilisatorischen Trends und ihrer Wechselwirkungen. „Global relevant sind Syndrome dann, wenn sie den Charakter des Systems Erde modifizieren und damit direkt oder indirekt die Lebensgrundlagen für einen Großteil der Menschheit spürbar beeinflussen, oder wenn für die Bewältigung der Probleme ein globaler Lösungsansatz erforderlich ist“ (WBGU 1996b, S. 4).

Forschungsgegenstand sind die Verbreitungsprozesse in Wirtschaft und Gesellschaft sowie die Möglichkeiten zu deren Beschleunigung, hierbei sind systemische Betrachtungs- sowie inter- und transdisziplinäre Vorgehensweisen unter Beteiligung von Anspruchsgruppen gefordert.

Beide Forschungstypen stehen miteinander im Austausch und in Wechselwirkung mit Gesellschaft, Wirtschaft und Politik¹⁹. Als weitere Institution ist es die Aufgabe des Bildungssektors, nachhaltigkeitsorientiertes Wissen zu vermitteln sowie den Einzelnen zum lebenslangen Lernen und systemischen Denken zu befähigen.

- Die *Transformationsbildung* stellt der Gesellschaft die Erkenntnisse der Transformationsforschung zur Verfügung, reflektiert die notwendigen Grundlagen und generiert ein systemisches Verständnis der Handlungsoptionen.
- *Transformative Bildung* schafft ein grundlegendes Problembewusstsein und ein Verständnis für Handlungsoptionen und Lösungsansätze über die Bereitstellung thematisch spezialisierter Bildungsangebote. In beiden Bildungstypen geht es darum, die Position der Gesellschaftsmitglieder als aktive Teilhaber am Transformationsprozess zu stärken (WBGU 2011).

Die *Nachhaltigkeitswissenschaft*²⁰ als „Disziplin“ der Transformationsforschung begründet die Anforderungen an die Nachhaltigkeitsbewertung. Als problemorientierter und transdisziplinärer Forschungstyp besteht ihr Anliegen in der Analyse des Wirkungsgefüges von Umwelt und Gesellschaft, um neue Einsichten in bestehende Probleme zu erlangen und neue Wissensformen zu erschließen (Michelsen und Adomßent 2014). Transdisziplinarität als Prinzip integrativer wie auch transformativer Forschung verbindet theoretisches und praktisches Wissen und versteht die Forschung als wechselseitigen, reflexiv verlaufenden Lernprozess zwischen Gesellschaft und Wissenschaft (Jahn 2003). Forschungsrelevant sind im Wesentlichen drei Forschungsebenen: die analytische Ebene zur Erzeugung von Systemwissen, die normative Ebene zur Produktion von Ziel- und Orientierungswissen sowie die operative Ebene, auf der Gestaltungs- oder Transformationswissen geschaffen wird (Nölting et al. 2004) (siehe auch Kapitel 3.2). Die Nachhaltigkeitsforschung befindet sich im Spannungsfeld zwischen wissenschaftlicher Analyse, dem Bewertungsschritt und der politischen und gesellschaftlichen Umsetzung. Insbesondere, da die Problem- und Fragestellungen häufig räumlich verankert sind und spezifischen Kontextbedingungen unterliegen, besteht das Ziel der in der Generierung von sozial robustem Wissen, das die jeweiligen Kontextbedingungen adäquat wiedergibt. Hierfür müssen die Erwartungen, Erfahrungen und möglichen Auswirkungen verschiedenster Anspruchsgruppen aufgegriffen und zum integralen Bestandteil des Forschungsprozesses gemacht werden, um Wissen von gesicherter Qualität zu erhalten (Nowotny 2000).

2.3.4 Konsumenten und weitere Akteure

Da sich das Konsum- und Kaufverhalten der Verbraucher unmittelbar auf die Erzeugung von Gütern auswirkt, beginnt die Umsetzung der Nachhaltigkeitsziele bei individuellen Alltagsent-

¹⁹Die Trennung beider Forschungstypen dient der besseren Veranschaulichung und Systematisierung, lässt sich aber in der Realität nicht stringent einhalten (WBGU 2011).

²⁰Die „Nachhaltigkeitswissenschaft“ als eigener Wissenschaftszweig befindet sich noch in ihren Anfängen vgl. bspw. Enders und Remig (2013). Häufig wird darunter keine eigene Disziplin mit eigenen Theorien und Methoden verstanden, sondern als eine Kombination unterschiedlicher Disziplinen, die auf ein gemeinsames Thema ausgerichtet sind (Michelsen und Adomßent 2014 nach Clark und Dickson 2003).

scheidungen. Neben den Produzenten stellen daher die Konsumenten bzw. die Zivilgesellschaft wichtige Akteure dar, die über eine Veränderung von Gewohnheiten und Lebensweisen nachhaltigere Produktionsmuster fördern können und aus diesem Grund zur Verantwortungsübernahme angehalten sind. Dies gelingt, wenn bewusster konsumiert, wenige, umwelt- und sozialverträgliche Produkte gekauft und diese länger und gemeinschaftlich genutzt und immaterielle Bedürfnisse nicht materiell befriedigt werden (siehe hierzu auch Konsistenzansatz und Suffizienzstrategie Kapitel 2.4) (Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ 1998).

Unter nachhaltigem Konsum wird also ein kritisches Verbraucherverhalten verstanden, bei dem die Kosten, aber auch die ökologischen und sozialen Eigenschaften eines Produkts oder einer Dienstleistung berücksichtigt werden²¹. Konsum ist dabei als ein Prozess zu sehen, der mit dem Wunsch zur Bedürfnisbefriedigung beginnt und als weitere Schritte die Informationsbeschaffung und Kriterienauswahl zur Vorbereitung der Kaufentscheidung, den Kauf, die Nutzung und die Entsorgung des Produkts enthält. Ausschlaggebend für die Konsumententscheidung ist die individuelle Gewichtung von Motiven, Präferenzen und Absichten (z.B. Existenzsicherung, Unterhaltung, Bildung, Teilhabe, Individualisierung, Selbstverwirklichung, Imagebildung). Weiterhin ist diese abhängig von Faktoren wie Einkommen, Zeit, Produktangebot, der Verfügbarkeit an Informationen und wird durch das gesellschaftliche Umfeld beeinflusst (von Einstellungen, Normen, Werten, kulturellen Gegebenheiten, Medien, Modeerscheinungen, dem Rechts-, Finanz-, Sozialsystem, grundlegenden Trends wie der Globalisierung oder Veränderungen der Lebensstile) (Grunwald und Kopfmüller 2012). Zur Durchsetzung von sozialen Innovationen und zum Erreichen einer kritischen Masse muss ein Abbau von psychologischen Barrieren, Unsicherheiten, praktischen Hemmnissen und strukturellen Hindernissen auf der Angebots- und Nachfrageseite erfolgen:

- Es bestehen Informationsdefizite über die ökologischen und insbesondere sozialen Aspekte in der Wertschöpfungskette, bspw. durch die Vielzahl an Kennzeichen mit unterschiedlicher Qualität und Glaubwürdigkeit, die zu einer Verunsicherung und Informationsüberlastung bei den Verbrauchern führt.
- Verhaltensroutinen und Handlungsgewohnheiten, besonders bei Alltagsentscheidungen in Bereichen wie Ernährung, Mobilität, Wohnen müssen durchbrochen werden. Änderung des Konsumverhaltens werden jedoch häufig als aufwendig und unwirtschaftlich, das Standardangebot als Empfehlung angesehen.
- Infolge der mangelnden Nachfrage nach nachhaltigen Produkten, besteht für Produzenten kein Anlass, diese anzubieten. Wiederum führt der (angenommene) Mangel an bezahlbaren Alternativen und die Tatsache, dass Einsparungen über den Lebenszyklus nur unzureichend wahrgenommen werden, zum Festhalten an konventionellen Produkten (Bundesregierung 2017).
- Die Förderung von innovativen gemeinschaftlichen Konsumformen unterliegt ferner technologischen und institutionellen Abhängigkeiten und erfordert den Ausbau einer geeigneten technischen Infrastruktur und den Erlass entsprechender Gesetze, Zulassungsregelungen und technische Prüfungsvoraussetzungen (Göll und Henseling 2017).

²¹In diesem Zusammenhang haben sich insbesondere die LOHAS (Lifestyle of Health and Sustainability) hervorgetan. Sie verfolgen das Anliegen, bisher als gegensätzlich angesehene Konsumbedürfnisse wie Nachhaltigkeit und Genuss, Umweltorientierung und Design, Ethik und Luxus in ihrem Konsumverhalten miteinander zu vereinbaren (Helmke et al. 2016).

In Anlehnung an SDG 12 der Agenda 2030 (Sicherstellung nachhaltiger Konsum- und Produktionsmuster) zeigt die Bundesregierung im nationalen Programm für nachhaltigen Konsum Wege zu einer Veränderung der Konsumgewohnheiten der privaten Haushalte auf. Demnach bestehen für die sechs Konsumbereiche Mobilität, Ernährung, Wohnen und Haushalt, Büro und Arbeit, Bekleidung sowie Tourismus und Freizeit große Entwicklungspotentiale. Das Programm enthält auch konkrete Maßnahmenvorschläge für übergreifende Handlungsfelder (gesellschaftliche Diskussion, Bildung, Verbraucherinformation, Umwelt- und Sozialzeichen, umweltgerechte Produktgestaltung (Ökodesign), nachhaltige öffentliche Beschaffung, Forschung für nachhaltigen Konsum, soziale Innovationen, Monitoring für nachhaltigen Konsum) (Bundesregierung 2017).

Die Zivilgesellschaft ist auch aufgrund ihrer Beteiligung an den gesellschaftlichen Diskursen im Rahmen der Lokalen Agenda 21-Prozesse wichtig für die Gestaltung des Transformationsprozesses zu mehr Nachhaltigkeit. Darüber hinaus tragen viele weitere Akteursgruppen, darunter Genossenschaften, Bildungseinrichtungen, Medien, Religionsgemeinschaften, sog. „Change Agents“, zu dessen Gelingen bei. Von besonderer Bedeutung sind hier die „Pioniere des Wandels“, individuelle oder kollektive Akteure, die technische und soziale Innovationen hervorbringen. Eine erfolgreiche Kooperation der Akteure setzt letztlich neue Formen der Zusammenarbeit voraus in Form von öffentlichen, öffentlich-privaten und zivilgesellschaftlichen Partnerschaften; Akteurskonstellationen, die über verschiedene organisatorische und individuelle Kompetenzen wie Macht, Ressourcen, Kreativität, Innovationsbereitschaft, Überzeugungs-fähigkeit verfügen und den Austausch von Wissen, Fachkenntnissen, Technologien und finanziellen Ressourcen fördern (Heyen und Brohmann 2017)(Vereinte Nationen 2015).

2.4 Nachhaltigkeitsstrategien und Managementregeln

Entscheidend für die Verwirklichung des Nachhaltigkeitsleitbilds und Lösung vorhandener Defizite ist die Entwicklung geeigneter politischer und gesellschaftlicher Handlungsstrategien, die im Wesentlichen auf eine Veränderung der gegenwärtigen Produktions- und Konsummuster sowie der existierenden Planungs- und Entscheidungsprozesse abzielen (Grunwald und Kopfmüller 2012). Nachhaltigkeitsstrategien werden von verschiedenen staatlichen, Wirtschafts- und zivilgesellschaftlichen Akteuren entwickelt und verbreitet. Trotz Ähnlichkeiten in ihren Themen und Prioritäten unterscheiden sie sich entsprechend in ihrer Konzeption, ihren Schwerpunkten und ihrer Struktur national, akteursbezogen und über die Zeit (entsprechend unterscheiden sich die Ziele der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie von denen in Nachhaltigkeits- bzw. CSR-Berichten von Unternehmen usw.). Die Entwicklung und Evaluation von Nachhaltigkeitsstrategien ist möglich, insofern generelle Nachhaltigkeitskriterien formuliert und relativ klar definierte normative und empirische Kontexte vorgegeben werden können (Conrad und Grothmann 2015, 52, 54). Grundsätzlich gibt es zwei Vorgehensweisen, über die nachhaltigere Lebens- und Wirtschaftsweisen erreicht werden sollen: über die Aufstellung von konkreten, quantitativen Zielsetzungen (z.B. Ökologischer Fußabdruck, MIPS-Konzept) oder die Formulierung von eher regulativen Handlungsorientierungen, die sich „weichen“ Steuerungsinstrumenten wie Information der Beteiligten, Partizipation, Diskussionsrunden, Koordination, Kooperation etc. bedienen (Kanning 2013). Die Richtungsvorgaben basieren dabei auf politisch initiierten und gesellschaftlich legitimierten Nachhaltigkeitskonzepten, -strategien und Managementregeln.

Im Rahmen der Entwicklung des integrativen Nachhaltigkeitskonzepts der HGF wurden auf Basis der beschriebenen konstitutiven Elemente Nachhaltigkeitsregeln als Prüfkriterien aufgestellt, mit deren Hilfe über Indikatoren nachhaltige und nicht nachhaltige Zustände und Entwick-

lungen ermittelt werden können. Zum einen drei *substanzielle Nachhaltigkeitsregeln* („Was-Regeln“) als die Mindestbedingungen zur Erreichung einer nachhaltigen Entwicklung.

<i>generelle Nachhaltigkeitsziele</i>	<i>Mindestbedingungen (Regeln)</i>
Sicherung der menschlichen Existenz	<ul style="list-style-type: none"> • Schutz der menschlichen Gesundheit • Gewährleistung der Grundversorgung • selbstständige Existenzsicherung • gerechte Verteilung der Umweltnutzungsmöglichkeiten • Ausgleich extremer Einkommens- und Vermögensunterschiede
Erhaltung des gesellschaftlichen Produktivpotentials	<ul style="list-style-type: none"> • nachhaltige Nutzung erneuerbarer Ressourcen • nachhaltige Nutzung nicht erneuerbarer Ressourcen • nachhaltige Nutzung der Umwelt als Senke • Vermeidung unvertretbarer technischer Risiken • nachhaltige Entwicklung des Sach-, Human- und Wissenskapitals
Bewahrung der Entwicklungs- und Handlungsmöglichkeiten	<ul style="list-style-type: none"> • Chancengleichheit hinsichtlich Bildung, Beruf, Information • Partizipation an gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen • Erhaltung des kulturellen Erbes und der kulturellen Vielfalt • Erhaltung der kulturellen Funktion der Natur • Erhaltung der sozialen Ressourcen

Tabelle 3: Substanzielle Nachhaltigkeitsregeln: Ziele und Regeln, Quelle: (Kopfmüller 2001)

Zum anderen *instrumentelle Nachhaltigkeitsregeln* („Wie-Regeln“), die die institutionellen, ökonomischen und politischen Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Entwicklung festlegen und die Themen Internalisierung externer sozialer und ökologischer Kosten, angemessene Diskontierung, Verschuldung, faire weltwirtschaftliche Rahmenbedingungen, Förderung der internationalen Zusammenarbeit, Resonanzfähigkeit der Gesellschaft, Reflexivität der Gesellschaft, Steuerungsfähigkeit, Selbstorganisation, Machtausgleich adressieren (Kopfmüller 2001).

Leitpfade, die häufig im Bereich der Ökonomie in Erscheinung treten, sind die drei Strategien Effizienz, Konsistenz und Suffizienz. Ziel der *Effizienzstrategie* ist eine Erhöhung der Ressourceneffizienz bzw. -produktivität durch eine Senkung des Ressourcenverbrauchs je produzierter Einheit (Ökoeffizienz). Dies kann hauptsächlich über technische Produkt- und Prozessinnovationen erreicht werden²². Wird das Einsparpotential von Effizienzsteigerungen kompensiert oder überkompensiert, spricht man von einem Rebound-Effekt. Der *Konsistenzansatz* ist durch die Entwicklung von Technologien, Produkte und Praktiken gekennzeichnet, die im Einklang mit den Stoffkreisläufen der Natur stehen und die Eingriffe des Menschen auf ein Mindestmaß beschränken sollen. Die *Suffizienzstrategie* schließlich beinhaltet eine veränderte Wertorientierung. Selbstbeschränkungen, eine Änderung des Lebensstils sowie einen Strukturwandel des Güterkorbs von materiellen hin zu immateriellen Gütern sollen hierbei zu einer Dematerialisierung der Wirtschaft führen (Hauff und Kleine 2014).

In der wissenschaftlichen Diskussion zwischen den Konzepten *schwacher und starker Nachhaltigkeit* unterschieden. Nach der traditionellen neoklassischen ökonomischen Sichtweise der schwachen Nachhaltigkeit stellt Wirtschaft das übergeordnete System dar, die Natur als Subsystem dient im Wesentlichen zur Ressourcenbereitstellung sowie als Aufnahmemedium für Schad- und Reststoffe. Natur- und Sachkapital sind frei untereinander austauschbar, solange ihr aggregierter Gesamtwert nicht abnimmt (nutzenorientierte Substituierbarkeit). In den 1980er

²²Zu den wichtigsten Vertretern des Strategieansatzes zählen Ernst Ulrich von Weizsäcker („Faktor vier“) und Friedrich Schmidt-Bleek (Club Faktor 10) (Rogall 2008).

Jahren entwickelt sich als eigene Schule oder Teildisziplin innerhalb der Ökonomie die Ökologische Ökonomie (Rogall 2008). Diese nimmt nach dem Prinzip der starken Nachhaltigkeit eine ökozentrische Sichtweise ein, wonach zum Schutz der Ökosysteme der Austausch von Sach- und Naturkapital ausgeschlossen ist (stoffliche Substituierbarkeit) (Hauff und Kleine 2014, 9, 46-47, 51-52; Zimmermann 2016)²³.

	<i>sehr schwache Nachhaltigkeit</i>	<i>schwache Nachhaltigkeit</i>	<i>starke Nachhaltigkeit</i>	<i>sehr starke Nachhaltigkeit</i>
Schutzgut	Gesamtkapital (menschengemacht und natürlich)	essenzielles natürliches Kapital	unwiederbringliche Natur	Eigenwert von Natur
Motivation	menschliches Wohlergehen	menschliches Wohlergehen	menschliches Wohlergehen und Verpflichtungen gegenüber der Natur	Verpflichtungen gegenüber der Natur
Managementstrategie	Maximierung wirtschaftlichen Wachstums	nachhaltiges wirtschaftliches Wachstum	wirtschaftliches Nullwachstum; nachhaltiges Wachstum, wenn Umweltqualität dadurch nicht gefährdet	Nullwachstum, z. T. Reduzierung der ökonomischen Werte
Substituierbarkeit zw. Kapitalarten	prinzipiell unbegrenzt	nicht immer möglich zw. menschengemachtem und essenziellem natürlichem Kapital	nicht immer möglich zw. menschengemachtem Kapital und unwiederbringlicher Natur	nicht vorgesehen
ethische Begründung	instrumenteller Wert der Natur	instrumenteller Wert der Natur	Vorrang: Wert des Ökosystems	intrinsischer Wert der Natur

Tabelle 4: Konzepte der Nachhaltigkeit, Quelle: (Michelsen und Adomßent 2014)

Teilweise wird als „Mittelweg“ zwischen schwacher und starker Nachhaltigkeit die *kritische Nachhaltigkeit* als dritte Leitstrategie unterschieden. Danach ist eine Substituierung natürlicher Ressourcen kurz- bis mittelfristig zulässig, solange ein kritischer natürlicher Ressourcenbestand nicht unterschritten wird. Teile des Naturkapitals sind mit anderen Teilen des Naturkapitals oder anderen Kapitalformen substituierbar (Nutzinger und Radke 1995). Anders als im Drei-Säulen-Modell der Nachhaltigkeit, das von einer Gleichwertigkeit der Zieldimensionen ausgeht, liegt der Fokus auf einer Wirtschaftsweise innerhalb der Tragfähigkeitsgrenzen der Natur und deren dauerhafte Erhaltung (nicht der optimale Verbrauch der natürlichen Ressourcen, sondern deren Verwendung unter Beachtung ihrer Regenerationsfähigkeit) (Rogall 2008).

Die Sicht der kritischen ökologischen Nachhaltigkeit drückt sich auch in den Managementregeln der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung als zentrale Handlungsgrundsätze aus. Die Managementregeln beziehen sich auf ressourcenökonomische Prinzipien, die bereits Anfang der 1990er-Jahre zu drei zentralen Managementregeln für eine nachhaltige Entwicklung auf Basis der Brundtland-Definition zusammengefasst wurden:

- Nach der Regenerationsregel darf die Abbaurate erneuerbarer Ressourcen ihre Regenerationsrate nicht übersteigen.
- Die Substitutionsregel fordert, dass nicht-erneuerbare Ressourcen nur insoweit genutzt werden dürfen, wie gleichwertige Alternativen realisierbar sind.

²³Da letztlich jede ökonomische Aktivität auf natürlichen Ressourcen beruht, ist eine vollständige Substitution zwischen den beiden Kapitalarten nicht möglich.

- Die Assimilationsregel besagt, dass Emissionen aus Konsum- und Produktionsprozessen die natürliche Aufnahmefähigkeit der Umwelt nicht überschreiten dürfen.
- Das Zeitmaß anthropogener Einträge bzw. der Eingriffe in die Umwelt muss im ausgegogenen Verhältnis zum Zeitmaß der für das Reaktionsvermögen der Umwelt relevanten natürlichen Prozesse stehen (Enquete Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ 1994).

Weiter schlug der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) in seinem Umweltgutachten von 1994 zur Stärkung des Vorsorgeprinzips eine weitere Regel zur Vermeidung von Gefahren für Mensch und Gesundheit vor. Alle fünf Regeln zusammen wurden von der zweiten Enquete-Kommission zum Schutz des Menschen und der Umwelt gebündelt und um soziale und ökonomische Regeln erweitert:

<i>Ökonomische Regeln</i>	<i>Umweltregeln</i>	<i>soziale Regeln</i>
<ul style="list-style-type: none"> • effiziente Bedürfnisbefriedigung • Nutzung der Lenkungswirkung von Preisen durch Kosteninternalisierung • wettbewerbliche Rahmenbedingungen • Erhalt der wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit 	<ul style="list-style-type: none"> • Regenerationsregel • Substitutionsregel • Assimilationsregel • Beachtung verschiedener Zeitmaße • Regel zu Gefahren und Risiken für die Gesundheit 	<ul style="list-style-type: none"> • Gewährleistung der Menschenwürde, freie Persönlichkeitsentfaltung • Sozialleistungen auf Basis von Beiträgen und Bedürftigkeit • wirtschaftliche Tragfähigkeit sozialer Sicherungssysteme • Erhalt des gesellschaftlichen Leistungspotenzials

Tabelle 5: Ökologische, ökonomische und soziale Regeln einer nachhaltigen zukunftsfähigen Entwicklung, Quelle: (Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ 1998 nach Tappeser und Weiss 2017)

Die Managementregeln sind zentraler Bestandteil der nationalen Nachhaltigkeitsarchitektur der Bundesregierung. Diese bestehen aus Grundregeln und weiteren Regeln für einzelne Handlungsbereiche:

<i>Grundregeln</i>	
Generationengerechtigkeit und Vorsorge	Jede Generation muss ihre Aufgaben selbst lösen und darf sie nicht den kommenden Generationen aufbürden. Zugleich muss sie Vorsorge für absehbare zukünftige Belastungen treffen.
Regel zur gemeinsamen Verantwortung	Zur Erreichung von Generationengerechtigkeit, sozialem Zusammenhalt, Lebensqualität und Wahrnehmung internationaler Verantwortung sowie zur Verwirklichung von Menschenrechten und Erhaltung friedlicher Gesellschaften sind wirtschaftliche Leistungsfähigkeit, der Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen und soziale Verantwortung so zusammenzuführen, dass Entwicklungen dauerhaft tragfähig sind.
Regel zur Beteiligung	Die gemeinsame Verantwortung für eine nachhaltige Entwicklung erfordert, die wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Bereiche und politischen Akteure in politische Entscheidungsprozesse angemessen einzubeziehen.
<i>Regeln zur Nachhaltigkeit für einzelne Handlungsbereiche</i>	
Regenerations-, Substitutions- und Assimilationsregel	Erneuerbare Naturgüter (wie z. B. die Wälder oder Fischbestände) dürfen auf Dauer nur im Rahmen ihrer Fähigkeit zur Regeneration genutzt werden. Nicht erneuerbare Naturgüter (wie z. B. mineralische Rohstoffe oder fossile Energieträger) dürfen auf Dauer nur in dem Umfang genutzt werden, wie ihre Funktionen durch andere Materialien oder durch andere Energieträger ersetzt werden können. Die Freisetzung von Stoffen darf auf Dauer nicht größer sein als die Anpassungsfähigkeit der natürlichen Systeme - z. B. des Klimas, der Wälder und der Ozeane.
Regel zu Gefahren und Risiken für die Gesundheit	Gefahren und unvermeidbare Risiken für die menschliche Gesundheit sind zu vermeiden.
Regel zu Strukturwandel und Politikfeldintegration	Der durch technische Entwicklungen und den internationalen Wettbewerb ausgelöste Strukturwandel soll wirtschaftlich erfolgreich sowie ökologisch und sozial verträglich gestaltet werden. Zu diesem Zweck sind die Politikfelder so zu integrieren, dass wirt-

2 Nachhaltigkeit und nachhaltige Entwicklung

	schaftliches Wachstum, hohe Beschäftigung, sozialer Zusammenhalt, die Achtung, der Schutz und die Gewährleistung von Menschenrechten sowie Umweltschutz Hand in Hand gehen.
Entkopplungsregel	Energie- und Ressourcenverbrauch sowie die Verkehrsleistung müssen vom Wirtschaftswachstum entkoppelt werden. Zugleich ist anzustreben, dass der wachstumsbedingte Anstieg der Nachfrage nach Energie, Ressourcen und Verkehrsleistungen durch Effizienzgewinne mehr als kompensiert wird. Dabei spielt die Schaffung von Wissen durch Forschung und Entwicklung sowie die Weitergabe des Wissens durch spezifische Bildungsmaßnahmen eine entscheidende Rolle.
Schuldenregel	Die öffentlichen Haushalte sind der Generationengerechtigkeit verpflichtet. Dies verlangt die Einhaltung der grundgesetzlich verankerten Schuldengrenzen durch Bund, Länder und Kommunen. In einem weiteren Schritt ist die Schuldenquote auf ein generationengerechtes Maß kontinuierlich abzubauen
Landwirtschaftsregel	Eine nachhaltige Landwirtschaft muss nicht nur produktiv und wettbewerbsfähig, sondern gleichzeitig umweltverträglich sein sowie die Anforderungen an eine artgemäße Nutztierhaltung und den vorsorgenden, insbesondere gesundheitlichen Verbraucherschutz beachten.
Regel zum sozialen Zusammenhalt	Um den sozialen Zusammenhalt zu stärken und niemanden zurück zu lassen, sollen <ul style="list-style-type: none"> • Armut und sozialer Ausgrenzung soweit wie möglich vorgebeugt und Ungleichheit reduziert werden, • allen Bevölkerungsgruppen Chancen eröffnet werden, sich an der wirtschaftlichen Entwicklung zu beteiligen, • notwendige Anpassungen an den demografischen Wandel frühzeitig in Politik, Wirtschaft und Gesellschaft erfolgen, • alle am gesellschaftlichen und politischen Leben teilhaben.
Regel zur Wissensintegration	Bei allen Entscheidungen sind die vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnisse und die hierfür erforderlichen Forschungen zu berücksichtigen. Die notwendigen Qualifikationen und Handlungskompetenzen sind im Sinne einer „Bildung für nachhaltige Entwicklung“ im Bildungssystem zu verankern.
Regel zur Internationalen Verantwortung	Unser Handeln in Deutschland muss dadurch verursachte Lasten in anderen Teilen der Welt berücksichtigen. Die internationalen Rahmenbedingungen sind gemeinsam so zu gestalten, dass die Menschen in allen Ländern ein menschenwürdiges Leben nach ihren eigenen Vorstellungen und im Einklang mit ihrer regionalen Umwelt führen und an den wirtschaftlichen Entwicklungen teilhaben können. Umwelt und Entwicklung bilden eine Einheit. Nachhaltiges globales Handeln orientiert sich an der Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen. In einem integrierten Ansatz ist die Bekämpfung von Armut und Hunger mit <ul style="list-style-type: none"> • der Achtung der Menschenrechte, • wirtschaftlicher Entwicklung, • dem Schutz der Umwelt sowie • verantwortungsvollem Regierungshandeln zu verknüpfen.

Tabelle 6: Managementregeln der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie, Quelle: (Bundesregierung 2016 nach Tappeser und Weiss 2017)

Trotz ihrer Anwendung in der Gesetzesfolgenabschätzung sind die Regeln bei der Formulierung von Politiken und Strategien bislang kaum praxisrelevant und weisen auf inhaltlicher, kommunikativer und prozessualer Ebene Verbesserungsbedarfe auf. Um eine globalere und systemischere Perspektive, einen klareren Adressatenbezug und eine verbesserte Operationalisierung zu erreichen, wird ihre Weiterentwicklung fortwährend diskutiert (Bundesregierung 2016; Tappeser und Weiss 2017).

2.5 Standards und Normen

In den vergangenen Jahren bildeten sich eine Vielzahl an Standards²⁴ heraus, die als Anleitung und Referenzsystem bei der Wahrnehmung gesellschaftlicher Verantwortung dienen. Standards (Grundsätze, Leitlinien, Selbstverpflichtungen, Managementnormen usw.) schaffen gleiche Voraussetzungen durch einheitliche Prüfkriterien, fallen jedoch häufig zu nachsichtig aus, bedeuten einen zusätzlichen Bürokratieaufwand und unterbinden die Entwicklung kreativer Konzepte (Herbes 2013). Sie sind entweder staatlich initiiert, gehen auf zivilgesellschaftliches oder unternehmerisches Engagement zurück und adressieren unterschiedliche Verbindlichkeiten, Inhalte und Anwendungsfelder. So können Produkt-, Prozess- und Verhaltens- oder Leistungsstandards, außerdem branchenabhängige und branchenunabhängige Standards voneinander unterschieden werden (Müller et al. 2013; BMUB 2014). Zu den wichtigsten international anerkannten Standards gehören die Umweltmanagementsysteme ISO 14001 und EMAS, der Leitfaden zur gesellschaftlichen Verantwortung ISO 26000, die OECD-Leitlinien für multinationale Unternehmen, die Prinzipien des UN Global Compact als weltweiter Pakt zwischen den Vereinten Nationen, die Sozialstandards der Internationalen Arbeitsorganisation (ILO) sowie SA8000 der Social Accountability International (SAI), die Nachhaltigkeitsberichterstattungsstandards der Global Reporting Initiative (GRI). Hinzu kommt der deutsche Nachhaltigkeitskodex mit seinen branchenspezifischen Anwendungen (siehe hierzu Kapitel 2.6 Nachhaltigkeitsberichterstattung). Die nachfolgende Tabelle bietet einen Einblick über relevante Ansätze und ihre Einordnung:

Ansatz	Vertreter
generelle Leitlinien bzw. Selbstverpflichtungen	Global Compact der Vereinten Nationen, OECD Leitsätze für multinationale Unternehmen, ISO 26000, Deutsche Corporate Governance Kodex (DCGK)
Standards der Finanzindustrie	UN Principles for Responsible Investment (PRI), Dow Jones Sustainability Index (DJSI), EFFAS (Verband der europäischen Finanzanalysten)
Standards bzw. Normen der Produktentwicklung und Wertschöpfungskette (Zertifizierungen, Labels/Siegel)	Bio, Umweltzeichen, Fair Trade, NORDIC SWAN, BLUESIGN, Product Stewardship, Cradle-to-Cradle, Full Product Transparency, Blauer Engel
Standards in der Wertschöpfungskette	ISO 14001, SA 8000, ISO 28000:2007, ISO 50001:2011, GMP (Good Manufacturing Practices), EMAS (Eco-Management and Audit Scheme), AccountAbility 1000, OHSAS 18001
Gestaltungsansätze von Interessenverbänden und NGOs	Carbon Disclosure Project (CDP), Internationale Arbeitsorganisation (ILO), Business Social Compliance Initiative (BSCI), World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), Deutscher Nachhaltigkeitskodex, Supply Chain Council, EFQM (European Foundation for Quality Management), CSCMP (Council of Supply Chain Management Professionals)
Berichterstattungsstandards	Global Reporting Initiative (GRI), Deutscher Nachhaltigkeitskodex (DNK), Sustainability Accounting Standards Board (SASB), Integrated Reporting Council (IIRC), (Sustainability) Supply Chain Scorecard nach dem SCOR-Modell, PUMA Environmental Profit & Loss Statement, Measuring Shared Value, Sustainable Value Measurement

Tabelle 7: Standards mit Bezug zur Nachhaltigkeit, Quelle: (D'heur 2014)

²⁴Ein Standard kann definiert werden als „vergleichsweise einheitliche oder vereinheitlichte, von bestimmten Kreisen anerkannte und meist auch angewandte (oder zumindest angestrebte) Art und Weise, etwas herzustellen oder durchzuführen“ (IHK Koblenz 2018), darunter fallen bspw. verschiedenste Instrumente wie Prinzipien, Leitfäden oder Vorgaben; Normen sind nicht mit Standards gleichzusetzen, sondern beschreiben lediglich einen bestimmten Typ eines Standards (BMUB 2014 nach IHK Koblenz 2017).

Normen erfüllen eine Vielzahl von Aufgaben und Funktionen. Sie schaffen ein gemeinsames Verständnis zu einem Thema, definieren den Stand der Technik und setzen Sicherheits- und Qualitätsmaßstäbe. Unternehmen geben sie Orientierung für die Managementpraxis und Hilfestellung bei der Durchsetzung neuer Technologien (für die Messung, Umsetzung und Kommunikation von Maßnahmen zur Verbesserung der Umwelt- und Nachhaltigkeitsleistungen), Verbraucher erhalten durch sie Informationen über Produkte, Volkswirtschaften profitieren durch die marktöffnende und deregulierende Wirkung von Normen (DIN Deutsches Institut für Normung e. V. 2017). Die Anwendung von Normen ist grundsätzlich freiwillig, erst, wenn Normen Bestandteile von Verträgen werden (in Gesetzen oder Rechtsverordnungen z.B. EU-Richtlinien), oder der Gesetzgeber ihre Einhaltung vorschreibt, erhalten sie Rechtsverbindlichkeit. Zu den wichtigsten Normungsorganisationen auf nationaler Ebene zählen das Deutsche Institut für Normung (DIN), der Verband der Elektrotechnik, Elektronik und Informationstechnik (VDE) sowie der Verein Deutscher Ingenieure (VDI). Auf europäischer Ebene das Europäische Komitee für Normung (CEN), international die Internationale Organisation für Normung (ISO)²⁵²⁶. Die ISO ist eine Vereinigung von Normungsorganisationen, die harmonisierte internationale Normen für den globalen Markt erstellt. Die Organisation hat 157 Mitglieder aus Industrie- und Entwicklungsländern. Jedes Land kann durch ein Normungsinstitut vertreten und als Teil des Technischen Komitees (TC 207) an der Normungsarbeit mitwirken; in Deutschland übernimmt diese Rolle das DIN. Dabei handelt es sich um einen 1917 gegründeten privatwirtschaftlich organisierten Verein, in dem rund 32.000 Akteure aus „interessierten Kreisen“ (Vertreter aus Industrie, Handel, Behörden, Gesellschaft, Prüfinstitute, Wissenschaft usw.) an Normungsprozessen mitwirken (DIN 2017).

Als gesamtgesellschaftliches Konzept ist Nachhaltigkeit universal für alle menschlichen Tätigkeiten und das Verhalten von Personen relevant²⁷. Die Beschlüsse der Nachhaltigkeitspolitik bilden die Grundlage für die Erarbeitung von Vorschriften, Regeln und Richtlinien durch nationale, supranationale und internationale Gremien. Die ISO-Standards tragen auf direkte und indirekte Weise zum Erreichen von Nachhaltigkeit bei: direkt, in dem sie eindeutig auf Nachhaltigkeitsthemen eingehen. Indirekt, indem sie sich auf Prüfverfahren, Produkte, Verfahren, Dienstleistungen, Terminologie, Managementsysteme, Audits beziehen.

	Nachhaltigkeitsthemen	Kriterien
Umwelt	<ul style="list-style-type: none"> • Nutzung natürlicher Ressourcen • Energienutzung und Klimawandel • Verschmutzung von Boden, Wasser oder Luft • Schutz der Biodiversität und natürlicher Lebensräume 	<ul style="list-style-type: none"> • Auswirkung auf Umwelt und natürliche Ressourcen • Nutzung und Verbrauch von Energie, Werkstoffen und natürlichen Ressourcen • Einhaltung gesetzlicher Bestimmungen und anderer Anforderungen

²⁵Im Bereich Elektrotechnik und Telekommunikation bestehen eigene Normungsarbeiten von DKE (Deutsche Kommission Elektrotechnik Elektronik Informationstechnik), CENELEC/ETSI (Europäisches Komitee für elektrotechnische Normung/Europäisches Institut für Telekommunikationsnormen) und IEC/ITU (Internationale Elektrotechnische Kommission/Internationale Fernmeldeunion).

²⁶Zu den Spezifikationen (ISO/TS, ISO/TR, ISO SPEC usw.) siehe Dittberner und Krüger (2011).

²⁷Nach den Leitlinien für die Einbeziehung von Nachhaltigkeit in Normen (ISO Guide 82:2014) besteht das Ziel nachhaltiger Entwicklung in dem Erreichen von Nachhaltigkeit im Sinne der Brundtland-Kommission. Nachhaltigkeit ist definiert als „Zustand des Gesamtsystems, der die umweltbezogenen, sozialen und wirtschaftlichen Teilsysteme umfasst, und in dem die gegenwärtigen Bedürfnisse erfüllt werden, ohne die Fähigkeit zukünftiger Generationen zur Erfüllung ihrer eigenen Bedürfnisse zu gefährden.“ (KU 2014, S. 7).

Wirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> • Beschäftigung • Armut • Geschäftsleben • Einkommen • ökonomische Leistung und Entwicklung • Technologie und Innovation • Wertschöpfungs- und Lieferkette 	<ul style="list-style-type: none"> • Auswirkung auf die Wirtschaft, wirtschaftliche Entwicklung, Beschäftigung und die Beseitigung von Armut • Auswirkung auf die Öffentlichkeit und die Gesundheit und Sicherheit am Arbeitsplatz • Themen, die relevante Anspruchsgruppen betreffen • mögliche Auswirkungen getroffener oder unterlassener Maßnahmen bezüglich des Kernthemen oder Handlungsfelder, einschließlich Themen in Verbindung mit den Implementierungskosten und der wirtschaftlichen Durchführbarkeit • Menschen-, Arbeits- und Verbraucherrechte
Gesellschaft	<ul style="list-style-type: none"> • soziale Gerechtigkeit • Arbeitsverhältnisse • Gesundheit und Sicherheit • Bildung, Ausbildung und Alphabetisierung • gesellschaftliches Engagement • Kultur • Lebensqualität 	

Tabelle 8: Nachhaltigkeitsthemen und Kriterien bei der Erstellung von Normen (nicht abgeschlossen), Quelle: (KU 2014) Dank der Arbeit des Technischen Komitees für Normung liegen zahlreiche Dokumente²⁸ vor, die Anwender bei der Umsetzung und Implementierung einer nachhaltigen Entwicklung in unterschiedlichen Bereichen unterstützen sollen. Etwa gibt die ISO 14000er-Serie Anleitungen, wie Unternehmen umweltbezogene Produktinformationen auf freiwilliger Basis bereitstellen und zugleich dem Informationsbedürfnis der Abnehmer gerecht werden können. Eine Liste mit den wichtigsten Normen aus dem Nachhaltigkeitsbereich ist im Anhang zu finden.

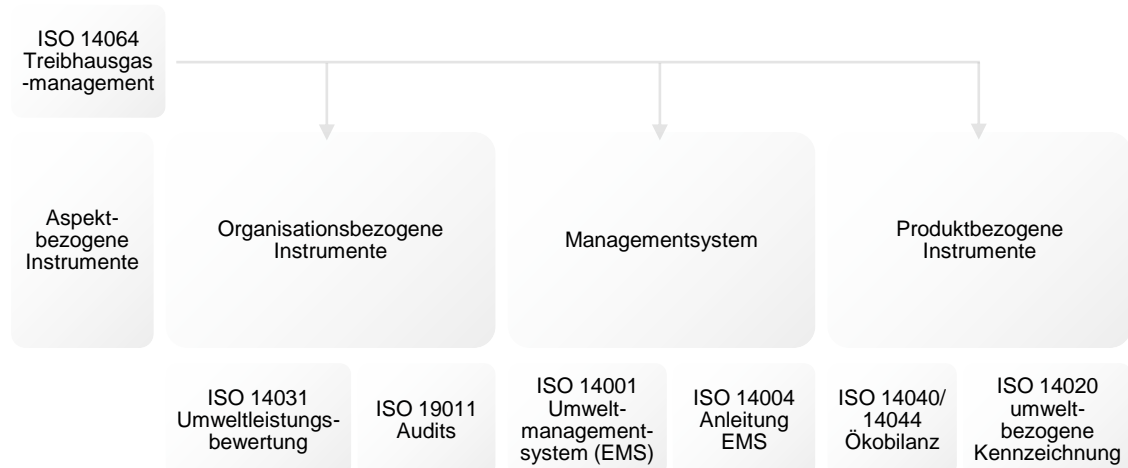


Abbildung 3: Reihe ISO 14000, Quelle: (Finkbeiner und Schwager 2016)

Von großer praktischer Relevanz für das betriebliche Nachhaltigkeitsmanagement sind Qualitäts-, Energie- und Umweltmanagementsysteme. Zu den wichtigsten Normen im Unternehmensbereich gehören:

<i>organisationsbezogen</i>	
DIN EN ISO 14063	Anleitung zur Umweltkommunikation
DIN EN ISO 19011	Anleitung zur Durchführung von Umwelt-Audits
DIN EN ISO 26000	Leitfaden zur gesellschaftlichen Verantwortung
DIN ISO 26000	Leitfaden zur gesellschaftlichen Verantwortung
Normenreihe ISO 14001 (bzw. EMAS)	Aufbau und Optimierung eines Umweltmanagementsystems
Normenreihe ISO 14030	Anleitung zur Auswahl und Anwendung von Indikatoren bei der Evaluierung von Umweltleistungen einer Organisation

²⁸Allein das Deutsche Normenwerk umfasst rund 34.000 Normen, wovon nur ein kleiner Ausschnitt mit thematischem Bezug zur Nachhaltigkeit in der vorliegenden Arbeit diskutiert und gelistet werden kann (DIN 2017).

2 Nachhaltigkeit und nachhaltige Entwicklung

Normenreihe ISO 9000	Aufbau und Optimierung eines Qualitätsmanagementsystems
<i>produktbezogen</i>	
Normenreihe ISO 14020	Anleitung zur Umweltkennzeichnung und Umweltdeklaration
Normenreihe ISO 14040	Anleitung zur Erarbeitung von Ökobilanzen
Fachbericht ISO/TR 14062	Konzepte zur Einbeziehung von Umweltaspekten in die Produktentwicklung

Tabelle 9: Die wichtigsten Normen für Unternehmen, Quelle: (BMUB 2014)

Die Norm ISO 14001 Umweltmanagementsysteme enthält die Vorgaben für den Aufbau und die Umsetzung eines Umweltmanagementsystems. Sie beruht auf dem sog. PDCA-Zyklus, der die Schritte Planen, Ausführen, Kontrollieren und Optimieren umfasst (Plan-Do-Check-Act): zunächst werden die Zielsetzungen und Prozesse in Übereinstimmung mit der Umweltpolitik der Organisation festgelegt. Darauf folgt die Ausführung der Prozesse. Der Ablauf wird überwacht und an der Umweltpolitik, den Zielsetzungen, den Einzelzielen, den rechtlichen Verpflichtungen und anderen Anforderungen gemessen. Über die Ergebnisse wird berichtet. Der Zyklus beginnt erneut, sodass eine kontinuierliche Verbesserung der Leistung des Umweltmanagementsystems erreicht werden kann. Nach erfolgreicher Einführung und Umsetzung erhält das Unternehmen ein Zertifikat. Die Norm korrespondiert mit dem Qualitätsmanagementansatz nach ISO 9001 (NAGUS 2005).

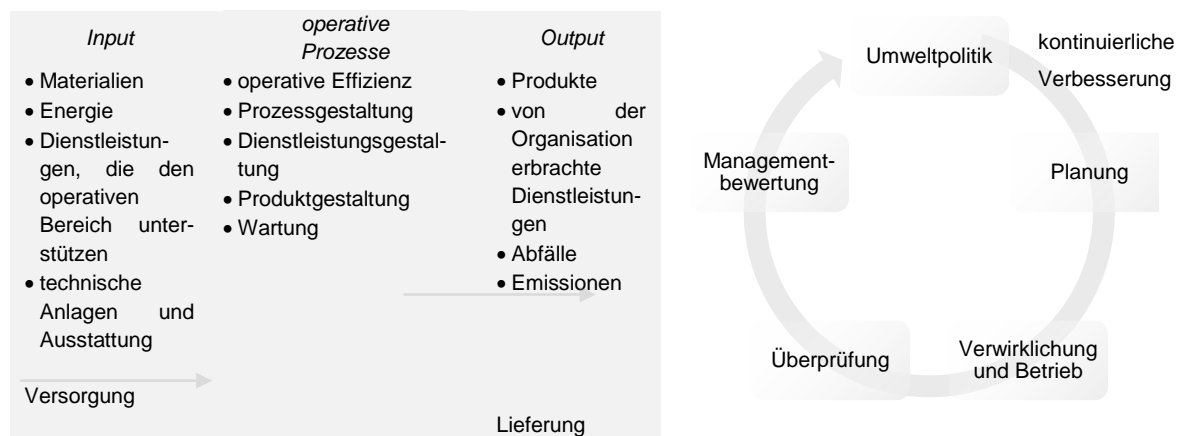


Abbildung 4: Operativer Bereich von Organisationen (links) und Anforderungen an Umweltmanagementsysteme gemäß ISO 14001 (rechts), Quelle: verändert nach (NAGUS 2005)

EMAS (Eco-Management and Audit Scheme) ist das umfassendste Umweltmanagement- und Umweltauditsystem. Das Instrument der Europäischen Union kann weltweit, in allen Branchen und Betriebsgrößen freiwillig angewendet werden. Die vorliegende Version EMAS III sieht sechs Kernindikatoren (Energieeffizienz, Materialeffizienz, Wasser, Abfall, biologische Vielfalt, Emissionen) für die Berichterstattung vor. EMAS deckt alle Anforderungen von ISO 14001 ab und verpflichtet Organisationen überdies zu einer kontinuierlichen Verbesserung ihrer Umweltleistung über gesetzliche Anforderungen hinaus (Geschäftsstelle des Umweltgutachterausschusses 2015). Die Grundsätze des CSR-Managements werden in der DIN ISO 26000 erläutert. Die im Januar 2011 veröffentlichte Norm „Leitfaden zur gesellschaftlichen Verantwortung“ gibt Orientierungen und Hinweise dafür, wie Organisationen gesellschaftliche Verantwortung übernehmen können. Anders als ISO 14001 und EMAS ist sie kein Managementsystem, das einer externen Prüfung oder Zertifizierung unterzogen werden kann.

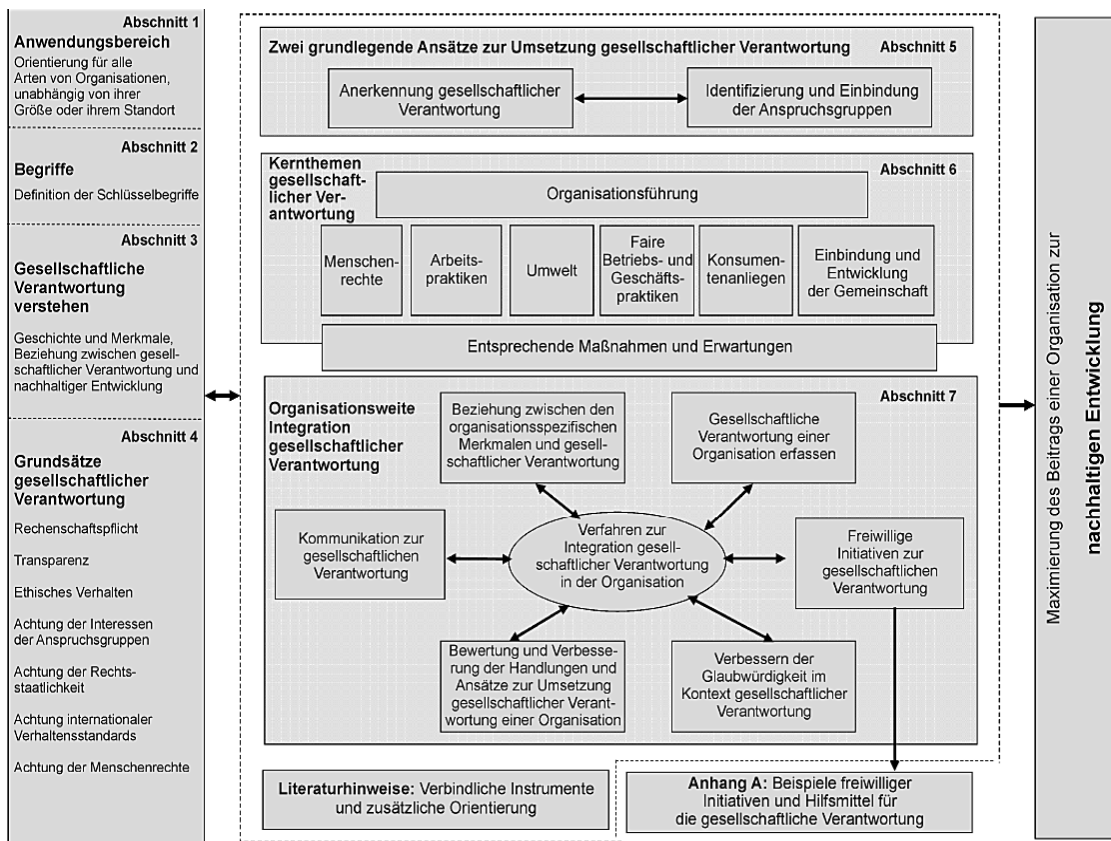


Abbildung 5: Übersicht über ISO 26000, Quelle: (NAGUS 2010)

Neben den Normungsgremien veröffentlichen zahlreiche weitere staatliche und zwischenstaatliche Organisationen, Stiftungen und Nichtregierungsorganisationen, Denkfabriken, wissenschaftliche Bildungseinrichtungen und Behörden eigene Leitfäden und Rahmenwerke zu bestimmten Themenschwerpunkten. Im Hinblick auf die Qualitätssicherung wissenschaftlicher Arbeit wurde in dem vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Projekt „LeNa-Leitfaden Nachhaltigkeitsmanagement in außeruniversitären Forschungsorganisationen“ ein Reflexionsrahmen erarbeitet, der Forschende sowie Forschungsmanager bei der kritischen und systematischen Reflexion des gesamten Forschungsprozesses, von der strategischen Agendaplanung über die Durchführung von Forschungsarbeiten bis zum Monitoring und der Evaluierung, unterstützen soll. Neben dem „Wie wird geforscht?“ stand dabei das „Mit wem bzw. für wen wird geforscht?“ im Vordergrund. Zur Sicherung einer guten wissenschaftlichen Praxis verweist der Reflexionsrahmen auf die folgenden Kriterien:

Ethik	<ul style="list-style-type: none">• ethische Reflexion der Ergebnisse, Methoden, Auftraggeber, Kooperationspartner usw., insbesondere beim Auftreten von Zielkonflikten zwischen verschiedenen Werten
Integrative Herangehensweise	<ul style="list-style-type: none">• Identifikation relevanter Aspekte und Wechselwirkungen auf räumlicher und zeitlicher, analytischer oder methodischer Ebene
Interdisziplinarität	<ul style="list-style-type: none">• Koordination und Nutzung von Ansätzen und Methoden aus verschiedenen Fachdisziplinen
Nutzerorientierung	<ul style="list-style-type: none">• Beteiligung der Akteursgruppen aus Wissenschaft, Wirtschaft, Politik oder Gesellschaft, die potentielle Nutzer der zu erarbeitenden Forschungsergebnisse sind
Reflexion von Wirkungen	<ul style="list-style-type: none">• Abschätzung der Folgen für Gesellschaft und Umwelt
Transdisziplinarität	<ul style="list-style-type: none">• Integration von praktischem Erfahrungswissen wissenschafts-externer Akteure, um praxisrelevante Forschungsbedarfe zu identifizieren und entsprechende Lösungen in Kooperation zu generieren
Transparenz	<ul style="list-style-type: none">• umfassende Offenlegung und nutzergruppenspezifische Kommunikation der normativen und theoretischen Grundlagen, methodischen und inhaltlichen Ausrichtung, Ergebnisse, Folgen usw.
Umgang mit Komplexität und Unsicherheiten	<ul style="list-style-type: none">• angemessene Berücksichtigung und Reflexion von Risiken und Wissensunsicherheiten unter Anwendung von Methoden der Modellierung oder der Szenarienanalyse

Abbildung 6: Kriterien für einen gesellschaftlich verantwortungsvollen Forschungsprozess, Quelle: (FHG, HGF, WGL 2016)

Die Kriterien gelten sowohl für einzelne Forschungsprojekte oder -programme als auch auf übergeordnete -strategien oder die Forschungsplanung (FHG, HGF, WGL 2016).

2.6 Nachhaltigkeitsberichterstattung

Ungefähr seit der Jahrtausendwende werden Nachhaltigkeitsberichte (engl. Sustainability Reports)²⁹, als Weiterentwicklung von Sozial- und Umweltberichten, veröffentlicht (Fifka 2014). Sie stellen neben dem Geschäftsbericht einen wichtigen Bestandteil der Informationspolitik von Unternehmen dar, mit denen nachhaltigkeitsrelevante Themen aufgegriffen, mittels Indikatoren bewertet und die diesbezüglichen Tätigkeiten und Leistungen eines Unternehmens für interne und externe Anspruchsgruppen kommuniziert werden sollen. Die Bemessung und Offenlegung ökologischer, ökonomischer und sozialer Kennzahlen (Sustainability Accounting/Auditing und

²⁹Synonym zum Begriff „Nachhaltigkeitsbericht“ bzw. der englischen Entsprechung dazu, ist die Bezeichnung „Corporate Social Responsibility Report“, weitere Bezeichnungen sind Corporate (Social) Responsibility Report, Corporate Citizenship Report (z.B. erster Nachhaltigkeitsbericht von Siemens im Jahr 2000), Human Resources and Sustainability Report (z.B. Deutsche Telekom 2004), Sustainable Value Report (z.B. BMW AG ebenfalls seit 2004). „Umweltberichte“, „Environmental Reports“ und „Sozialberichte“, „Social Reports“ werden hingegen nur noch selten veröffentlicht (Fifka 2014).

Reporting) dient einerseits zur Legitimitätssicherung und Schaffung von Transparenz (z.B. über die Rechenschaftslegung gegenüber Anspruchsgruppen, den langfristigen Image- und Reputationsaufbau), andererseits dem Management der unternehmerischen Tätigkeit (z.B. Benchmarking zur Verwirklichung von Effizienzsteigerungen, Motivation der Mitarbeiter) (Herzig und Pianowski 2013). Nachhaltigkeitsberichte sind eine Form der Darstellung von Anstrengungen zur Wahrnehmung von Verantwortung gegenüber Umwelt und Gesundheit. Dies schließt zunächst die im Unternehmen ablaufenden Prozesse und die durch sie verursachten Energie- und Stoffströme ein, auf die ein direkter Einfluss ausgeübt werden kann. Nicht nur um Daten für die Berichterstattung zu gewinnen, sondern insbesondere um Prozesse gezielt hinsichtlich einer Verringerung einer Inanspruchnahme von Ressourcen sowie unerwünschter Einwirkungen auf die Umwelt optimieren zu können, werden Umweltbewertungsverfahren angewendet, bspw. Ökobilanzen für betriebliche Prozesse mit der Systemgrenze Unternehmen. Im Nachhaltigkeitsbericht werden zusätzlich Art und Umfang einer Einflussnahme auf Vorlieferanten und Kunden dargestellt. In diesem Zusammenhang wird die Wertschöpfungskette erfasst und hinsichtlich Verbesserungsmöglichkeiten analysiert.

Im Unterschied zu den Geschäftsberichten veröffentlichungspflichtiger Kapitalgesellschaften unterliegen freiwillige Nachhaltigkeitsberichte zwar der öffentlichen Kontrolle, insbesondere durch NGOs, müssen aber nicht zwingend extern geprüft werden (Sustainability Assurance) (Fifka 2014). In der jüngsten Vergangenheit erfolgten auf internationaler Ebene jedoch einige gesetzlichen Bestimmungen mit unmittelbaren Auswirkungen für das Nachhaltigkeitsmanagement und die Berichtspflichten insbesondere von Großunternehmen:

- Nach der Neufassung des Gesetzes über Energiedienstleistungen (EDL-G)³⁰ alle Unternehmen, die nach der EU Definition keine klein- oder mittelständiges Unternehmen (KMU) sind, sind gerechnet vom Zeitpunkt des ersten Energieaudits alle vier Jahre zur Durchführung eines Energieaudits verpflichtet (EU 2012). Unternehmen können der Pflicht bspw. durch den Beitritt zu einem Energieeffizienznetzwerk oder die Einführung eines Energiemanagementsystems nachkommen³¹(BAFA 2016; BDI 2016).
- Als Meilenstein der nachhaltigen Entwicklung gilt die Verabschiedung des „Gesetz zur Stärkung der nichtfinanziellen Berichterstattung der Unternehmen in ihren Lage- und Konzernlageberichten“ im März 2017 (Deutscher Bundestag 2017). Mit dem Gesetz ist die nationale Umsetzung der Bilanz-Richtlinie (EU-Richtlinie 2013/34/EU) im Hinblick auf die Angabe nichtfinanzieller und die Diversität betreffender Informationen durch bestimmte große Unternehmen und Gruppen von Oktober 2014 geregelt (EU 2014).
- Die sog. CSR-Berichtspflicht gilt seit dem Geschäftsjahr 2017 und beinhaltet die Pflicht für große kapitalmarktorientierte Unternehmen, Kreditinstitute und Versicherungsunternehmen, standardisiert und messbar über die Auswirkungen ihrer Tätigkeiten auf Gesellschaft und Umwelt zu informieren³². Die nichtfinanziellen Informationen müssen

³⁰Demnach waren erstmalig bis zum 5. Dezember 2015 größere Unternehmen mit mehr als 250 Mitarbeitern und einem Jahresumsatz ab 50 Millionen Euro bzw. einer Bilanzsumme ab 43 Millionen zur Durchführung von Energieaudits verpflichtet (EU 2012).

³¹Von der Durchführung eines Energieaudits sind nach § 8 EDL-G Unternehmen freigestellt, die entweder ein Energiemanagementsystem nach der DIN EN ISO 50001 oder ein validiertes Umweltmanagementsystem im Sinne der Verordnung (EG) Nr. 1221/2009 (EMAS) erfolgreich eingeführt haben, oder ein Mischsystem von Energie- und Umweltmanagementsystemen eingerichtet hat, welches mindestens 90 Prozent des gesamten Energieverbrauchs des Unternehmens abdeckt (BDI 2016).

³²Betroffen sind Unternehmen, die im innerhalb eines Geschäftsjahres durchschnittlich mehr als 500 Mitarbeiter beschäftigen und deren Bilanzsumme entweder mehr als 20 Millionen Euro beträgt oder deren Umsatzerlöse sich auf mehr als 40 Millionen Euro belaufen (Deutscher Bundestag 2017).

entweder in den Geschäftsbericht eingegliedert, parallel zum Geschäftsbericht oder binnen von vier Monaten nach dem Bilanzstichtag veröffentlicht werden und im Fall der separaten Berichterstattung zehn Jahre auf der Internetseite des Unternehmens verfügbar sein. Nach welchem Standard die Unternehmen berichten müssen, ist nicht festgelegt, nutzbar sind „nationale, europäische oder internationale Rahmenwerke“ (CSR-Richtlinie-Umsetzungsgesetz, §289d) (RNE 2017b; Deutscher Bundestag 2017).

- Die EU setzte zudem die in der EU-CSR-Strategie angekündigte Überarbeitung der öffentlichen Vergaberichtlinien um (Europäische Kommission 2011). Mit dem im April 2016 in Kraft getretenen „Gesetz zur Modernisierung des Vergaberechts“ wurden drei neue EU-Vergaberichtlinien umgesetzt, die es u.a. ermöglichen, die Auftragsvergabe verstärkt zur Unterstützung strategischer Nachhaltigkeitsziele zu nutzen (Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestags 2016).
- Weiterhin wurde im Amtsblatt der Europäischen Union vom Mai 2017 die Verordnung zu Konfliktmineralien (EU-Verordnung 2017/821) veröffentlicht, die zu einer verantwortungsvollen Rohstoffversorgung europäischer EU-Importeure von Konfliktmineralien und -metallen aus Konflikt- und Hochrisikogebieten beitragen soll (EU 2017). Der Umsetzungserfolg von CSR wird mithilfe sog. CSR-Fortschrittsindikatoren³³ gemessen.

Die Nachhaltigkeitsberichterstattung umfasst verschiedene formale Formen (z.B. als gedruckte Berichte, digital als PDF-Format, eingebunden in die Homepage des Unternehmens, Newsletter, Pressemitteilung). Im Gegensatz zu eigenständigen Nachhaltigkeitsberichten sind bei der integrierten Berichterstattung (Integrated Reporting) finanzielle sowie nichtfinanzielle Informationen im klassischen Geschäftsbericht miteinander verknüpft (Fifka 2014). Schaltegger verweist auf vier grundsätzliche Zugänge zur Nachhaltigkeitsberichterstattung: (1) dem Einbezug von Zielen und Erwartungen aus dem Unternehmensumfeld, (2) die isolierte, PR-getriebenen Berichterstattung zur Absicherung der unternehmerischen Handlungen (des Business Case), (3) den Outside-in-Ansatz, bei dem die Themen und Kriterien des Berichts an den Forderungen der Anspruchsgruppen, Medienberichten oder Ratings angelehnt sind sowie (4) den Inside-Out-Ansatz der Berichterstattung als ein unternehmensinterner Top-down-Ansatz (Schaltegger 2014). Die Entwicklung von Berichterstattungsstandards beugt einer willkürlichen und selektiven Auswahl von Inhalten vor und macht Unternehmen untereinander sowie im Zeitablauf vergleichbar und beugt Greenwashing³⁴ vor. Die gängigen Standards sind zwar unterschiedlich aufgebaut, die inhaltlichen Schwerpunkte stimmen jedoch weitestgehend überein. Neben den Themenfeldern Umwelt, Wirtschaft und Gesellschaft bilden Produktverantwortung und Verantwortung in der Wertschöpfungskette häufig dimensionenübergreifende Themen, für die Kenngrößen zur Recyclingfähigkeit und Entsorgung, Kundengesundheit und -sicherheit, Kennzeichnung von Produkten und Dienstleistungen, umweltschonende Herstellung und faire Arbeitsbedingungen gegeben sind.

³³Z.B. Zahl der EU-Unternehmen, die sich zur Einhaltung der CSR-Grundsätze des Global Compact verpflichtet haben, Zahl der Organisationen, die sich im Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltprüfung nach EMAS registrieren ließen, Zahl der europäischen Unternehmen, die Nachhaltigkeitsberichte nach den Leitlinien der Global Reporting Initiative (GRI) veröffentlichten (Europäische Kommission 2011).

³⁴Zu den sieben Formen des Greenwashings gehören: (1) die Betonung einzelner Vorteile, während Nachteile bewusst verschwiegen werden, (2) das Tätigen von unbelegten Aussagen, (3) die Verwendung unbestimmter positiv-konnotierter Begriffe, (4) das Treffen irrelevanter Aussagen, (5) aktives Lügen, (6) die Bewerbung grundsätzlich schädlicher Produkte sowie (7) Übertreibungen (terra choice 2010).

Die größte internationale Aufmerksamkeit erhalten die Leitlinien zur Nachhaltigkeitsberichterstattung der Global Reporting Initiative (GRI)³⁵. Die Initiative wurde mit dem Ziel gegründet, einen globalen branchenunabhängigen Leitfaden in einem partizipativen Verfahren zu erarbeiten. Im Mai 2013 erfolgte die Veröffentlichung der aktuellen Version G4 mit Berichterstattungsgrundsätzen und Standardangaben, 58 ökologischen, sozialen und wirtschaftlichen Kernindikatoren sowie eine Umsetzungsanleitung. Darüber hinaus existieren branchenspezifische Sector Disclosures für Flughafenbetreiber, Bau und Immobilien, Stromversorger, Event-Veranstalter, Finanzdienstleistungen, Lebensmittelverarbeitung, Medien, Bergbau und Metalle, Nichtregierungsorganisationen, Öl und Gas. Der Bereich Ökonomie umfasst die Themen wirtschaftliche Leistung, Marktpräsenz, indirekte wirtschaftliche Auswirkungen und Beschaffung. Im Bereich Ökologie sind Kennzahlen zu Materialien, Energie, Wasser, Biodiversität, Emissionen, Abwasser und Abfall maßgebend. Da durch die Geschäftstätigkeit eines Unternehmens verschiedene Anspruchsgruppen direkt und indirekt berührt werden, ist der Bereich Gesellschaft in die vier Handlungsfelder Arbeitspraktiken und menschenwürdige Beschäftigung, Menschenrechte, Gesellschaft und Produktverantwortung untergliedert. Die darin enthaltenen Kenngrößen decken Anforderungen im Zusammenhang mit der Einhaltung von Menschenrechten, sicheren und gesunden Arbeitspraktiken und Möglichkeiten zur persönlichen Weiterentwicklung ab, ferner zur Einbindung und Entwicklung der lokalen Gemeinschaft (einschließlich Kunden und Investoren). Die Lieferkette ist ein Querschnittsthema, das in alle Kategorien eingeht. Standardangaben betreffen die Benennung aller Zulieferer entlang der gesamten Lieferantenkette mit Angabe des Standorts, außerdem die Erläuterung und Darstellung der Geschäftspraktiken und der Auswahl und Bewertung der Lieferanten nach (GRI 2013a; GRI 2013b; Stibbe 2017).

<i>Aspekt</i>	<i>Indikator</i>	<i>Beschreibung</i>
Beschaffung	G4-EC9	Anteil an Ausgaben für lokale Lieferanten an Hauptgeschäftsstandorten
Energie	G4-EN4	Energieverbrauch außerhalb der Organisation
Emissionen	G4-EN17	indirekte Treibhausgas-Emissionen
Bewertung der Lieferanten hinsichtlich ökologischer Aspekte	G4-EN32	Prozentsatz neuer Lieferanten, die anhand von ökologischen Kriterien überprüft wurden
	G4-EN33	negative ökologische Auswirkungen in der Lieferkette und ergriffene Maßnahmen
Arbeit- und Gesundheitsschutz	G4-LA6	Art und Rate der Verletzungen, Berufskrankheiten, Ausfalltage und Abwesenheit sowie die Gesamtzahl der arbeitsbedingten Todesfälle
	G4-LA14	Prozentsatz neuer Lieferanten, die anhand von Kriterien im Hinblick auf Arbeitspraktiken überprüft wurden
Bewertung der Lieferanten hinsichtlich Arbeitspraktiken	G4-LA15	negative Auswirkungen auf Arbeitspraktiken in der Lieferkette und ergriffene Maßnahmen
	G4-HR4	ermittelte Standorte und Lieferanten, bei denen das Recht der Beschäftigung auf Vereinigungsfreiheit oder Kollektivvereinbarungen verletzt oder gefährdet wird und ergriffene Maßnahmen
Vereinigungsfreiheit und Recht auf Kollektivvereinbarung	G4-HR5	ermittelte Standorte und Lieferanten, bei denen ein erhebliches Risiko von Kinderarbeit besteht und ergriffene Maßnahmen
Kinderarbeit	G4-HR10	Prozentsatz neuer Lieferanten, die anhand von Menschenrechtskriterien überprüft wurden
	G4-HR11	negative menschenrechtliche Auswirkungen in der Lieferkette und ergriffene Maßnahmen
Beschwerdeverfahren	G4-SO9	Prozentsatz neuer Lieferanten, die anhand von Kriterien in Bezug auf

³⁵Laut einer repräsentativen Stichprobe der jeweils 100 umsatzstärksten Unternehmen aus 49 Ländern wenden 63 Prozent die GRI-Leitlinien an, außerdem 75 Prozent der weltweit umsatzstärksten Unternehmen (KPMG International 2017).

2 Nachhaltigkeit und nachhaltige Entwicklung

hinsichtlich gesellschaftlicher Auswirkungen		Auswirkungen auf die Gesellschaft überprüft wurden
	G4-SO10	negative Auswirkungen auf die Gesellschaft in der Lieferkette und ergriffene Maßnahmen

Tabelle 10: Indikatoren mit Bezug zur Lieferkette gemäß GRI, Quelle: (Stibbe 2017 nach GRI 2013b)

Der Deutsche Nachhaltigkeitskodex (DNK) des Rats für Nachhaltige Entwicklung (RNE) knüpft an etablierte Standards wie den UN Global Compact, die ISO 26000 und GRI an. Vor dem Hintergrund der europäischen Richtlinie zur nichtfinanziellen Berichterstattung von Unternehmen (2014/95/EU) hat der Nachhaltigkeitsrat den in einer aktualisierten Fassung vorgelegt und auch als Berichtsstandard auf europäischer Ebene eingebracht (RNE 2017a). Die Anwendung der insgesamt 20 Kriterien wird grundsätzlich Organisationen jeder Größe und Rechtsform (Unternehmen, Stiftungen, NGOs, Gewerkschaften, Universitäten, Wissenschaftsorganisationen, Medien) im Sinne der freiwilligen Selbstauskunft empfohlen. Über die Themenfelder Strategie, Prozessmanagement, Umwelt und Gesellschaft, die jeweils mit Leistungsindikatoren belegt werden, soll der Prozesscharakter von Nachhaltigkeit sichtbar werden. Die Unternehmen erklären für das jeweilige Kriterium die Übereinstimmung („comply“) oder die Begründung für eine Abweichung („explain“). Es findet keine externe Überprüfung der Selbstauskunft statt, nach der formalen Prüfung durch die Geschäftsstelle des Nachhaltigkeitsrates wird die Entsprechungserklärung im Internet, im Geschäftsbericht und ggf. in einem eigenständigen oder integrierten Nachhaltigkeitsbericht veröffentlicht. Der ‚comply or explain‘-Ansatz lässt eine graduelle Erfüllung und Erklärung bei Nicht-Offenlegung aus verschiedenen Gründen zu und erlaubt damit auch KMU einen niedrigschwelligen Einstieg in die strategische Nachhaltigkeitskommunikation (Zwick 2014). Insgesamt berichten mittlerweile 218 deutsche Unternehmen sowie einige Anwender aus den europäischen Ausland nach dem DNK-Standard (RNE 2017c).

<i>Strategie</i>	<i>Prozessmanagement</i>	<i>Umwelt</i>	<i>Gesellschaft</i>
<ul style="list-style-type: none"> • strategische Analyse und Maßnahmen • Wesentlichkeit • Ziele • Tiefe der Wertschöpfungskette 	<ul style="list-style-type: none"> • Verantwortung • Regeln und Prozesse • Kontrolle • Anreizsysteme • Beteiligung der Anspruchsgruppen • Innovations- und Produktmanagement 	<ul style="list-style-type: none"> • Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen • Ressourcenmanagement • klimarelevante Emissionen 	<ul style="list-style-type: none"> • Arbeitnehmerrechte • Chancengleichheit • Qualifizierung • Menschenrechte • Gemeinwesen • politische Einflussnahme • gesetztes-/richtlinienkonformes Verhalten

Tabelle 11: Deutscher Nachhaltigkeitskodex (DNK), Quelle: (RNE 2015)

strategische Analyse: Nachhaltigkeitsziele, Chancen und Risiken, Umsetzungsverfahren	Ressourceneinsatz und Umweltziele: z.B. Energie-, Flächenverbrauch, Baustoffe	Emissionen und Klimaziele: Treibhausgas-Ausstoß des Immobilienbestandes und CO ₂ -Reduktionsziele
sozialer Beitrag und Einflussnahme: z.B. Quartiersmanagement, Korruptionsvermeidung	Innovations- und Produktmanagement: z.B. Smart Home-Anwendungen, Zertifizierungen	Verantwortung, Umsetzung: Nachhaltigkeitsbeauftragte, Regeln und Prozesse, Leistungsindikatoren
Anreizsysteme: Kopplung von Mitarbeiter-/Führungskräftevergütungen an Erreichung der Ziele	Stakeholdermanagement: Einbeziehung von Mitarbeitern, Lieferanten, Mietern etc.	Arbeitsnehmerrechte und Soziales: z.B. Chancengerechtigkeit, Ausbildungsquote

Abbildung 7: Branchenspezifische Ergänzung des DNK für die Wohnungswirtschaft, Quelle: (dena 2015)

In seiner Funktion als Berichterstattungsstandard bietet der DNK gleichermaßen Orientierungshilfe für ein nachhaltiges Wirtschaften. Im Vergleich zum Leitfaden zur gesellschaftlichen Verantwortung nach ISO 26000 stimmen die abgedeckten Themen zwar größtenteils überein, die Norm ist jedoch wesentlich ausführlicher. Der DNK beinhaltet mit einer Entsprechungserklärung eine zusätzliche Dimension für eine transparente Kommunikation der CSR-Leistung (BMUB 2014).

Im Jahr 2017 gaben 93 Prozent der 250 weltweit größten Unternehmen einen eigenständigen, gedruckten Nachhaltigkeitsbericht (Stand-alone Report) heraus. Führend im internationalen Vergleich sind Großbritannien und Japan, in beiden Ländern veröffentlichen 99 Prozent der 100 größten Unternehmen einen Bericht; in Deutschland trifft das auf nur rund drei Viertel der Unternehmen zu (KPMG International 2017). Zunehmen gewinnt das Thema auch bei KMUs an Bedeutung. Seit 1994 erarbeiten das Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) zusammen mit future e.V. ein Ranking der Nachhaltigkeitsberichte großer sowie kleiner und mittelständischer deutscher Unternehmen. Deren Studie zeigt, dass innerhalb der Branchen noch große Unterschiede bestehen, sowohl hinsichtlich des Anteils der Unternehmen mit eigenem Nachhaltigkeitsbericht als auch hinsichtlich der Berichtsqualität. Während von Autoherstellern und Banken drei Viertel der Unternehmen überwiegend mit guter Qualität berichten, gibt es beider Nahrungsmittelindustrie noch Verbesserungsmöglichkeiten. Weiterhin zeigen insbesondere Unternehmen Versicherungen, Medien/Informationsdienstleistungen und Grundstoffindustrie großen Aufholbedarf beim Reporting. In vielen Berichten fehlen z.B. wesentliche Angaben zur Lieferkette, etwa zur regionalen Herkunft der Lieferanten, zur Einhaltung lokaler Arbeitnehmerstandards oder zu Umweltwirkungen in der Vorkette von gelieferten Produkten. Insgesamt enthalten nur 33 Prozent der Berichte von Großunternehmen und 20 Prozent der KMU-Berichte Zahlenangaben zu in der Lieferkette durchgeführten Audits (IÖW und future e. V. 2017).

2 Nachhaltigkeit und nachhaltige Entwicklung

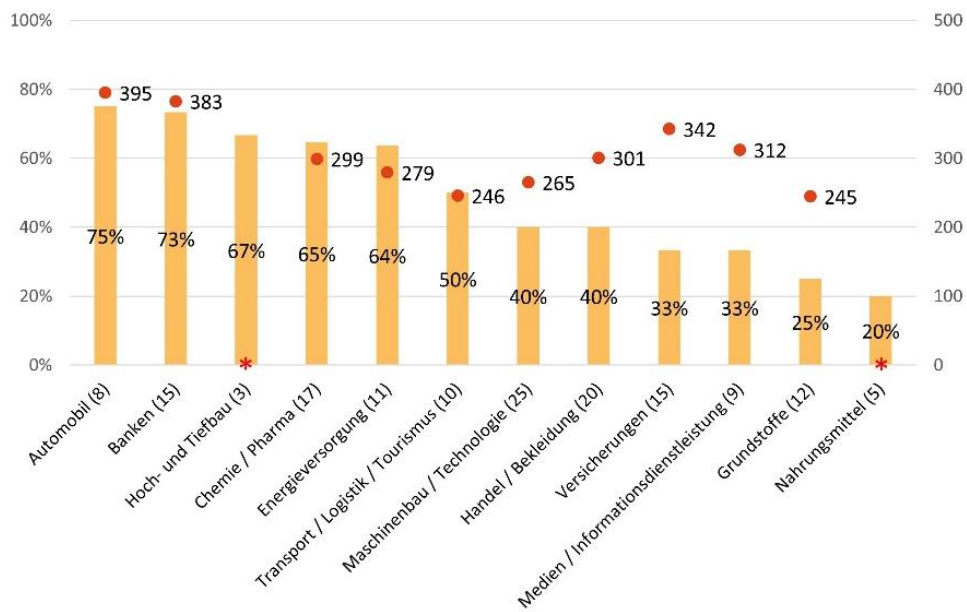


Abbildung 8: Anteil Unternehmen mit eigenständigem Nachhaltigkeitsbericht je Branche; in Klammern: Anzahl Unternehmen je Branche), Punkte=erreichte Durchschnittspunktzahl der Berichte je Branche im Ranking von maximal 700 erreichbaren Punkten (*Durchschnittspunkte für zwei Branchen nicht dargestellt da Einzelbewertungen unterhalb der TOP50-Unternehmen im Ranking nicht ausgewiesen werden), Quelle: (IÖW und future e.V. 2017)

3. Nachhaltigkeitsbewertung

Wie bereits erläutert setzt nachhaltige Entwicklung Systeminnovationen im Sinne gemeinsamer technologischer, sozialer und institutioneller Veränderungen voraus. Jedoch ist der Nachhaltigkeitsbegriff je nach Verwendungszusammenhang von unterschiedlichen Akteuren geprägt, deckt mehrere räumliche und zeitliche Skalenebenen ab und umfasst zahlreiche heterogene Aspekte. Damit das Nachhaltigkeitsleitbild Bestandteil wissenschaftlicher Analysen werden und Einzug in Entscheidungsprozesse finden kann, muss zum einen eine Übersetzung seiner Inhalte und Anforderungen in konkrete Ziele erfolgen, zum anderen Bewertungssysteme vorhanden sein, mit denen der Grad der Zielerreichung bestimmt werden kann. Insofern werden Kenntnisse benötigt, wie eine Auswahl der relevanten Nachhaltigkeitsaspekte sowie deren systematische Erfassung und Bewertung mithilfe von Kriterien und Indikatoren vollzogen werden kann. Ferner darüber, welche methodischen Mindestanforderungen, Qualitätskriterien und Wertmaßstäbe zusätzlich zu den allgemeingültigen Gütekriterien guter wissenschaftlicher Praxis (vorrangig Reliabilität, Objektivität, Validität) bei einer Nachhaltigkeitsbewertung angelegt werden müssen.

Das Kapitel schafft lediglich einen Zugang zur Thematik, zu einem tiefergehenden Verständnis verhelfen folgende Literaturempfehlungen:

- *Bond, Alan James; Morrison-Saunders, Angus; Howitt, Richard (Hg.) (2013): Sustainability assessment. Pluralism, practice and progress.*
- *Dalal-Clayton, D. Barry; Sadler, Barry (2014): Sustainability appraisal. A sourcebook and reference guide to international experience.*
- *Finkbeiner, Matthias (Hg.) (2016): Special types of life cycle assessment (LCA compendium - the complete world of life cycle assessment).*
- *Gibson, Robert B.; Hassan, Selma (2010): Sustainability assessment. Criteria and processes.*
- *Morrison-Saunders, Angus; Pope, Jenny; Bond, Alan (Hg.) (2015): Handbook of sustainability assessment.*

3.1 Entwicklung der Nachhaltigkeitsbewertung

...von der traditionellen zur modernen Umweltpolitik

Aufbauend auf der Brundtland-Definition veröffentlichte der Nationale Forschungsrat der USA 1999 einen Operationalisierungsansatz, mit dem die nachhaltige Entwicklung beobachtbar und messbar gemacht werden sollte. In dem Konzept stehen die Bereiche Natur, Lebenserhaltungssysteme und Gemeinschaft als übergeordnete Schutzgüter den Handlungsfeldern Mensch, Wirtschaft und Gesellschaft gegenüber (U.S. National Research Council, Board on Sustainable Development 1999). Bereits drei Jahre zuvor entwickelte eine internationale Gruppe führender Experten den sog. BellagioSTAMP (Sustainability Assessment and Measurement Principles) mit Prinzipien und Anforderungen zur Bemessung nachhaltiger Entwicklung (Dalal-Clayton und Sandler 2014). Es sind die ersten Versuche einer Objektivierung von Nachhaltigkeit als Untersuchungs- und Bewertungsgegenstand zur Beantwortung der Fragen, die sich im Zusammenhang mit der Definition von nachhaltiger Entwicklung unweigerlich stellen (darunter:

Nachhaltigkeit: Von was? Für wen? Und warum?).

Im Mittelpunkt der frühen wissenschaftlichen Veröffentlichungen mit Bezug zur Nachhaltigkeitsbewertung standen hauptsächlich die Themen Lebenserhaltungssysteme mit den Schwerpunkten Ökosystemleistungen, Ressourcenverfügbarkeit und Umwelt, auf der anderen Seite das Handlungsfeld Wirtschaft mit den Inhalten Produktion, Konsum und Wohlstand (Kates et al. 2005). Viele Studien betrachteten schwerpunktmäßig Umweltparameter, wobei das methodische Vorgehen große Parallelen zu etablierten Umweltbewertungsmethoden wie der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP/Environmental Impact Assessment, SEA) und der Strategischen Umweltprüfung (SUP/Strategic Environmental Assessment, SIA) aufwies, Methoden, die sich wiederum stark an der Politikanalyse orientieren (Sheate et al. 2003). Der Stand der heutigen Nachhaltigkeitsbewertung ist stark geprägt von dem Paradigmenwechsel³⁶ um 1960 von einer traditionell anlagenbezogenen, nachsorgeorientierten Umweltpolitik mit einzelstaatlichen Lösungen hin zum heutigen integrierten Umweltschutz zur vorsorglichen Vermeidung von Umwelt- und Gesundheitsschäden (Finkbeiner et al. 2010). Der Einsatz von „End-of-pipe-Technologien“ wie Filteranlagen, Abgaskatalysatoren etc. bewirkte häufig lediglich eine Verlagerung von Umweltproblemen, da sich durch sie weder die Entstehung von Schadstoffen und toxischen Sonderabfällen noch die Übernutzung nicht erneuerbarer Ressourcen verhindern ließen. Zudem zeigte sich, dass die Erfolge, die durch den Einsatz von Umweltschutztechnik und regulatorischen Maßnahmen erzielt wurden, durch die enorme Zunahme der Stoffströme im Zusammenhang mit dem Konsum und der Produktion von Gütern überkompensiert wurden (Achterbosch und Bräutigam 2002; Rogall 2008). Der Paradigmenwechsel in der Umweltpolitik führte zu wesentlichen Neuerungen in der industriellen Produktion auf betrieblicher und überbetrieblicher Ebene, die sich in einem veränderten Umgang mit Energie, innovativen Bautechniken, Wärmerückführungsverfahren, Baustoffen usw. zeigten (Hofmeister 1998).

<i>Eigenschaften</i>	<i>traditionelle Umweltpolitik</i>	<i>moderne Umweltpolitik</i>
Grundsatz	Risikoüberwachung, Gefahrenabwehr	Nachhaltigkeit ("Triple-Bottom-Line" ³⁷)
politisches Prinzip	ordnungsrechtlichen Instrumente (Command & Control-Politik)	Subventionen und Sanktionen (Push & Pull-Politik)
Hauptakteure	Regierungen	Gesellschaft, gemeinsame Verantwortungsübernahme
Politikgestaltung	Konfrontation	Kooperation
Vorgehensweise	Aufgabentrennung, individuelle Lösungen	Aufgabenteilung, Systemlösungen
Handlungsprinzip	reaktiv	proaktiv
Verantwortungsbereich	lokal, national	international
Fokus	Produktion, einzelne Prozesse	Produkte, Prozessnetzwerke
Betrachtungsweise	einzelne Umweltbereich, Emissionen	Umweltmedien, Lebenszyklus
Umwelttechnologie	separate Prozesse, End-of-Pipe-Technologien	integrative Prozesse, Innovationen

Tabelle 12: Wandel von der traditionellen zur modernen Umweltpolitik, Quelle: (Finkbeiner et al. 2010)

³⁶Die Entwicklung der modernen Umweltschutzpolitik und der ersten staatlichen Umweltprogramme setzte mit dem europäischen Jahr für Naturschutz 1970 und der ersten UN-Konferenz „Über die menschliche Umwelt“ 1972 in Stockholm ein (Rogall 2008). Das damalige Programm der Bundesregierung legte u.a. die Grundbausteine für die heutige nationale Umweltpolitik mit der Zieltrias aus Verursacher-, Vorsorge- und Kooperationsprinzip sowie der Umweltökonomischen Gesamtrechnung (Deutscher Bundestag 1971).

³⁷Der genaue Ursprung des Drei-Säulen-Modells ist unbekannt. 1994 prägte der britische Autor, Berater und Unternehmer John Elkington den Begriff der Triple-Bottom-Line (Elkington 1998). Im Folgejahr entwickelte die Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Bundestages das Drei-Säulen-Modell, das neben ökologischen auch ökonomische und soziale Ziele vereint und den interdisziplinären Charakter von Nachhaltigkeit herausstellt, als Antwort auf die in Deutschland zumeist einseitig von Umweltaspekten angeführte Diskussion einer nachhaltigen Entwicklung (Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages 2004).

...von der Stoffstrom- zur Lebenszyklusanalyse

Sind einige Produkte sehr materialintensiv bei der Herstellung, fallen bei anderen die größten Ressourcenverbräuche in der Nutzungsphase an oder umgekehrt. Werden etwa in der Nutzungsphase eines konventionellen PKW die meisten Ressourcen verbraucht, kehrt sich dieses Verhältnis mit sinkendem Kraftstoffverbrauch und steigender Komplexität der Fahrzeuge um. Elektroautos sind zwar in der Nutzungsphase besonders emissionsarm (insofern keine fossilen Energieträger zur Stromerzeugung genutzt werden), können angesichts der für ihre Anfertigung benötigten kritischen Ressourcen und High-Tech-Materialien und deren spätere Entsorgung insgesamt mit hohen Umweltbelastungen verbunden sein. Durch die Auslagerung von Teilen des Produktionsprozesses in Entwicklungsländer bleiben zudem häufig soziale Missstände wie Kinder- oder Zwangsarbeit unbemerkt bzw. sind nicht für den Verbraucher erkennbar. Bei der Entwicklung und Optimierung von Produkten muss folglich besonders darauf geachtet werden, dass Anpassungen in einem Abschnitt des Produktlebenswegs keine negativen Effekte an anderen Stellen verursachen. Eine Reduzierung von negativen ökologischen, ökonomischen und sozialen Folgen im Zusammenhang mit Produkten kann daher nur über eine vollständige Bewertung des Produktlebenswegs realisiert werden (Ritthoff et al. 2002).

Stoffstromanalysen machen die Inanspruchnahme des Naturhaushalts durch ein System eingangsseitig als Prozess der Nutzung von Rohstoffen und Energie, ausgangsseitig als Prozess der Veränderung der natürlichen Umwelt und ökologischer Qualitäten erkennbar. Die systematische Gegenüberstellung und Bewertung der Stoff- und Energie-Inputs und -Outputs im Zusammenhang mit Produktsystemen erhöht den Kenntnisstand über die physischen Bedingungen und Folgen industrieller Produktion (Baumann 1999). Die aufgestellten Stoff- und Energiebilanzen können etwa als Mengengerüst einzelner Kostenträger dienen, über die gezielte Reduktion lebenszyklusbezogener Kosten wie auch eine verursachungsgerechte Zuweisung externer Kosten vorgenommen werden kann (Strebel 1991). Entsprechend haben betriebliche und überbetriebliche Stoffstromanalysen zum Ziel, die Stoff- und Energieströme eines definierten Untersuchungssystems verursachungsgerecht zu erfassen und ergebnisorientiert in Input-Output-Tabellen oder Flussdiagramme abzubilden. Das betrachtete System kann die Herstellung, Nutzung, Entsorgung einzelner Produkte³⁸ betreffen, sich auf bestimmte Technologien oder technische Verfahren beziehen oder Entwicklungen in Betrieben, Regionen oder ganzen Ländern umfassen. Aus den Analyseergebnissen werden Maßnahmen für ein umweltschonendes Stoffstrommanagement abgeleitet (Hofmeister 1998).

<i>Bezugsrahmen und Untersuchungsgegenstand</i>	<i>ausgewählte methodische Ansätze</i>	<i>mögliche strategische Ansätze</i>
<i>Produkt, Produktlinie:</i> Lebenszyklus eines Produkts von der Rohstoffgewinnung bis zur Abfallbehandlung	Produktlinienanalyse, Ökobilanz, Öko-Design, Umweltzeichen, Produktstammbaumanalyse, Produktliniencontrolling, Integrated Substance Chain Management	<ul style="list-style-type: none"> • Substitution des Produkts • Veränderung der Produkteigenschaften • Stoffsubstitution • Maßnahmen innerhalb der Stoffstromkette • systematische Ableitung von ökologischen Produktinnovationen
<i>Bedürfnisfeld, Serviceeinheit:</i> definierter Nutzen/Gebrauchswert unter Einbeziehung von Alternativen	Bedürfnisfeldanalyse, Materialintensität pro Serviceeinheit (MIPS)	<ul style="list-style-type: none"> • Stoffsubstitution bei gleichbleibendem Nutzen

³⁸Nach ISO 14040/ISO 14044 fallen unter den Begriff „Produkt“ Waren und Dienstleistungen. Dienstleistungen besitzen materielle und immaterielle Bestandteile (NAGUS 2006).

<p><i>Anwendungsfelder:</i> sektorale oder branchenbezogene Stoffstromanalysen, Fertigungsbereiche, Produktgenese</p>	<p>Branchengutachten, sektorale Materialintensitätsanalysen, Produktliniencontrolling</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Stoffsubstitution durch verfahrenstechnische und Managementstrategien
<p><i>räumliche Einheiten:</i> geographische Bilanzräume (lokal, regional, national, supranational, global)</p>	<p>Material- und Stoffflussanalysen, Materialintensitätsanalysen, Stoffbilanzen</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Reduktion anthropogener Stoffflüsse • Minimierung und Substitution von Schad- und Problemstoffen • Stoffstromtrennung zur Optimierung von Rückführungsstrategien in den Wirtschaftsraum • Einlagerung anthropogener Stoffe zur späteren Wiederverwendung • betriebsübergreifende Vernetzung von Stoffströmen, Bildung regionaler und lokaler Stoffkreisläufe

Tabelle 13: Methodische Zugänge von Stoffstromanalysen, Quelle: verändert nach (Hofmeister 1998)

Sahen die im Kontext der Gefahrenabwehr eingesetzten Umweltbewertungsinstrumente eine eher emissionsorientierte und partielle Stoffstromerfassung und -analyse vor, ermöglicht die Bilanzierung aller Stoffe und Energien eines Systems eine medienübergreifende Analyse der Ströme, bei der Ressourcenverbräuche und Umweltbelastungen durch Stoffein- und -austräge zusammenhängend dargestellt und bewertet werden können. Auf diese Weise werden auch Problemverschleppungen sichtbar und eine Steuerung der Ströme mit Blick auf den gesamten Lebenszyklus eines Produkts möglich (Achterbosch und Bräutigam 2002).

Exkurs: Die Bewertung der Natur

Die biologische Vielfalt und die Ökosysteme bilden die Grundlage für die menschliche Existenz. Dessen ungeachtet finden die Leistungen der Natur in gesellschaftspolitischen und wirtschaftlichen Entscheidungen nur unzureichend Berücksichtigung. Zur Sicherung des Erhalts der Prozesse und Funktionen der Natur soll über die Inwertsetzung der Natur auf deren Begrenztheit aufmerksam gemacht und Lösungen gefunden werden, ihren Wert in öffentliche und private Entscheidungen zu integrieren. Um die Bedeutung von Biodiversität und die Leistungen von Ökosystemen systematisch erfassen zu können, wurde das Konzept der „Ökosystemleistungen“ entwickelt (TEEB DE 2012). Während die natürlichen Ressourcen direkt genutzt werden (z.B. als Rohstoff Eingang in Produktionsprozesse), stellen Ökosysteme Dienstleistungen für wirtschaftliche Aktivitäten zur Verfügung (z.B. als Aufnahmemedium von Rest- und Schadstoffen).

- Zu den natürlichen Ressourcen zählen erschöpfbare, erneuerbare Ressourcen, deren Regenerationsrate nicht überschritten werden darf (biotische Rohstoffe, alle Tiere und Pflanzen, die Artenvielfalt), knappe, nicht erneuerbare Rohstoffe und Primärenergieträger, die sich in menschlichen Zeitmaßen nicht regenerieren können (abiotische Rohstoffe wie Kohle, Erdöl und Erdgas), quasi unerschöpfliche Ressourcen (Sonne, Wind, Gezeiten und Erdwärme) sowie die Umweltmedien Boden, Wasser und Luft (UBA 2016).
- Nach einer frühen Definition des Sachverständigenrats für Umweltfragen (SRU) erfüllt die Umwelt vier Hauptfunktionen: eine Produktions-, Träger- (bzw. Senken-), Informations- sowie Regelungsfunktion (bzw. Aufrechterhaltungsfunktion) (SRU 1987). Als weitere Funktionen nennen andere Autoren z.B. die Lebensraum- und Reproduktionsfunktion (Rogall 2008). Nach der aktuelleren Klassifikation der Europäischen Umweltagentur tragen drei Kategorien von Ökosystemleistungen zum menschlichen Wohlergehen bei: Versorgungs-, Regulierungs- und kulturelle Leistungen (TEEB DE 2012), der Ansatz

des Millennium Ecosystem Assessment unterscheidet zusätzlich Basisleistungen zit. n. (TEEB DE 2016). Die anthropozentrische bzw. funktionsbezogene Sichtweise wird jedoch vielfach kritisiert.

In Analogie zu den volkswirtschaftlichen Produktionsfaktoren, wird im ökonomischen Sprachgebrauch häufig zwischen Sach- (Maschinen, Produktionsanlagen etc.), Humankapital (Wissen, Arbeitskraft etc.) und Naturkapital unterschieden. Der Ausdruck soll die Begrenztheit der Natur verdeutlichen, Güter und Leistungen bereitzustellen. Diese sind als „Dividende“ aufzufassen, als Kapitalbestand der Gesellschaft, dessen dauerhafter Erhalt (auch für künftige Generationen) lohnt (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2015). Die ökonomische Bewertung der Natur bildet dahingehend die individuelle und gesellschaftliche Wertschätzung der Menschen gegenüber der Natur in monetären Werten ab. Diese Wertschätzung ist einerseits von dem Nutzenbeitrag der jeweiligen Ökosystemleistungen abhängig, andererseits von der Nutzerperspektive, von dem jeweiligen soziokulturellen Kontext, herrschenden ethischen Überzeugungen, rechtlichen und institutionellen Rahmenbedingungen sowie vorhandenen technischen Möglichkeiten. Den Wert, den ein Ökosystem einer Gesellschaft stiftet, ist sowohl von monetärer als auch nicht monetärer Art. So stiften Ökosysteme direkte und indirekte Nutzenbeiträge zum menschlichen Wohlergehen, darunter fallen Leistungen und Güter, die den Menschen wirtschaftliche, materielle, gesundheitliche oder psychische Nutzengewinne verschaffen. Der ökonomische Gesamtwert der Ökosysteme ist darüber hinaus von nutzungsunabhängigen Werten wie einem Vermächtnis- oder Existenzwert bestimmt (TEEB DE 2012; TEEB DE 2015). Über die Monetarisierung von Umweltgütern und -leistungen kann gezeigt werden, wer von den Leistungen der Natur als Nutznießer profitiert und wer für Umweltschäden verantwortlich ist, folglich die Kosten für ihren Schutz tragen muss (bzw. Kompensationszahlungen leisten muss). Insgesamt erfüllt sie vielseitige Zwecke:

- Förderung des Bewusstseins um die Bedeutung der Natur (Aufmerksamkeitsmechanismus),
- Bilanzierung von Umweltleistungen für das volkswirtschaftliche Rechnungswesen (Bilanzierungsmechanismus),
- Rückkopplung von Informationen an Anspruchsgruppen und die Öffentlichkeit (Feedback-Mechanismus),
- Unterstützung der Prioritätensetzung in politischen Entscheidungen (Entscheidungsmechanismus),
- Informationen für die Auswahl und das Design von Instrumenten (z.B. Gestaltung von Ausgleichszahlungen, die Einbeziehung von Anspruchsgruppen in Bewertungsverfahren (Informationsmechanismus) zit. n. (TEEB DE 2016).

3.2 Anliegen und Herausforderungen

Analysen zur Bewertung von Nachhaltigkeit finden unter verschiedenen Bezeichnungen statt: Integrated Assessment, Triple Bottom-Line Assessment, Sustainability Assessment bzw. Varianten davon wie 3-E Impact Assessment und Extended Impact Assessment. Die Ursprünge der Nachhaltigkeitsbewertung liegen bei den Umweltprüfungen, der Umweltverträglichkeitsprüfung und der Strategischen Umweltprüfung, mit denen eine frühzeitige Abschätzung der möglichen Folgen eines Projekts für die Umwelt (zum Teil auch ökonomischer und sozialer Aspekte) fokussiert wird (Hacking und Guthrie 2008). Als die sog. Kernfragen der Nachhaltigkeitsbewer-

tung formulierten Kates et al. in den Anfängen der Nachhaltigkeitsbewertung um die Jahrtausendwende:

- Wie kann das Erdsystem einschließlich kultureller und sozialer Entwicklungen integriert und dynamisch modelliert werden?
- Wie verändern sich die Beziehungen zwischen Gesellschaft und Natur langfristig unter Berücksichtigung von Veränderungen im Konsumverhalten und der Bevölkerungsentwicklung?
- Wodurch wird die Verletzlichkeit oder Widerstandsfähigkeit bestimmter Teilsysteme determiniert?
- Können auf wissenschaftlicher Basis Belastungsgrenzen angegeben werden, deren Überschreitung ein erhöhtes Risiko oder eine Gefährdung der Funktionsfähigkeit des Mensch-Umwelt-Systems bedeuten würden?
- Welche Anreizstrukturen können dazu beitragen, die Beziehungen zwischen Natur und Gesellschaft nachhaltiger zu gestalten?
- Wie können die Methoden und Verfahren der Langzeitbeobachtung ökologischer und sozialer Entwicklungen verbessert werden, um einen Übergang zur Nachhaltigkeit zu steuern?
- Wie können die bislang getrennten Bereiche von Forschungsplanung, Monitoring, Bewertung und Entscheidung in ein globales System integriert werden? (Kates et al. 2001)

Ganz allgemein kann die Nachhaltigkeitsbewertung definiert werden als Hilfsmittel für die Entscheidungsfindung, mit dem Aktivitäten in Richtung nachhaltige Entwicklungen gelenkt werden sollen (vgl. u.a. Pope 2006, Ness 2007, Dalal-Clayton 2014). Hauptaugenmerk der Nachhaltigkeitsbewertung ist es, aus Fehlentwicklungen zu lernen und zu verstehen, welche Veränderungen und Einflussparameter in verschiedenen Anwendungsbereichen und Handlungsfeldern zu einer Verbesserung der Nachhaltigkeit führen können. Mittels einer Literaturschau identifizierten Hacking und Guthrie (2008) drei Kategorien von Merkmalen, die eine Nachhaltigkeitsbewertung charakterisieren. Zum einen Kontextmerkmale, die den Planungs- und Entscheidungszusammenhang der Bewertung darstellen. Des Weiteren Prozessmerkmale, die kennzeichnen, wie, wann und von wem eine Bewertung durchgeführt wurde. Schließlich Merkmale, die innerhalb des Bewertungsprozesses von Bedeutung sind, Art und Umfang der Analyse und die Schritte zur Ergebnisfindung beschreiben. Anhand der letztgenannten Merkmalsgruppe können wiederum Aussagen getroffen werden über 1) den Abdeckungsgrad der drei Nachhaltigkeitsdimensionen (die „Vollständigkeit“ der Analyse), 2) das Zusammenwirken der angewandten Beurteilungstechniken und/oder behandelten Themen (die „Integriertheit“ der Analyse) sowie 3) die strategische Ausrichtung, den Fokus bzw. die Perspektive der Analyse (Hacking und Guthrie 2008).

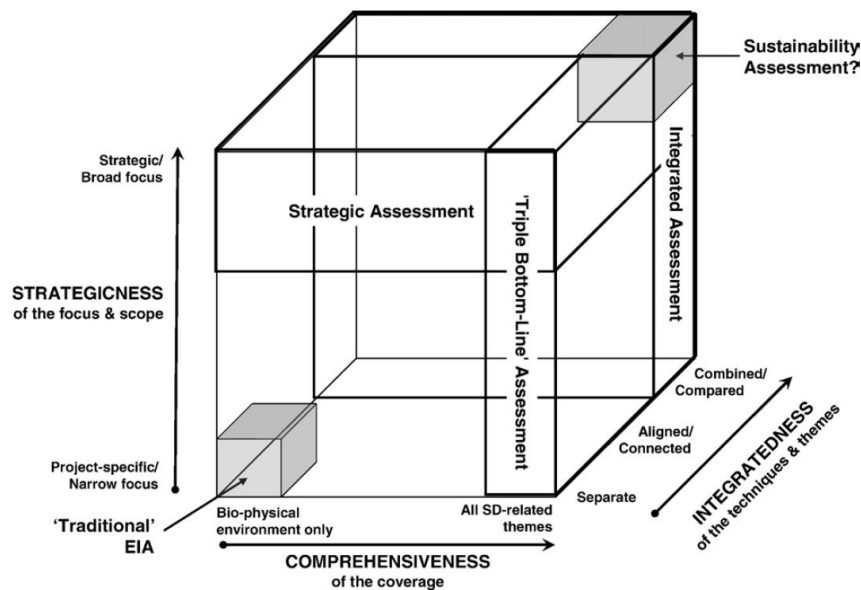


Abbildung 9: Kriterienspektrum innerhalb einer Nachhaltigkeitsbewertung, Quelle: (Hacking und Guthrie 2008)

Die im Rahmen einer Nachhaltigkeitsbewertung zu analysierenden Entscheidungssituationen reichen von individuellen Alltagsentscheidungen über Projekte, Planungsvorhaben, Programme und Strategien, besonders im Bereich der Folgenabschätzung. Typische Anwendungsfelder der Nachhaltigkeitsbewertung sind etwa Verfahrens- oder ordnungsrechtliche Kontexte, bei denen eine rechtssichere Entscheidung herbeigeführt werden muss, z.B. mit der Umweltverträglichkeitsprüfung als Bestandteil von Genehmigungsverfahren nach dem Bundesimmissionsschutzgesetz. Des Weiteren kontinuierliche Verbesserungsprozesse, um positive und negative Auswirkungen im eigenen Handlungsbereich zu identifizieren, z.B. der Einsatz der Ökobilanz bei der Produktentwicklung. Zudem explorative Analysen im Forschungskontext, zur Entwicklung eines Verständnisses über bestimmte Sachverhalte und Schaffung von ersten Bewertungsgrundlagen, z.B. die Technikfolgenabschätzung neuer Technologien (Kaltschmitt und Schebek 2015). Die zu untersuchenden Systeme setzen sich aus verschiedenen Elementen zusammen, die alle über einzelne Wirkungsbeziehungen oder komplexe Wirkungsketten untereinander in Verbindung stehen. Die Systemelemente, bestehend aus Bestandsgrößen und Flussraten (Zu- oder Abflüsse), verändern sich im Laufe der Zeit. Nicht alle zeitlichen Veränderungen verlaufen gleichmäßig in linearen Zusammenhängen, sondern verursachen ausgleichende, sich verstärkende oder hemmende Effekte (Neugebauer 2014). Indem die positiven und negativen Aspekte mehrerer Handlungsalternativen oder Varianten gegeneinander abgewogen werden, soll mittels der Nachhaltigkeitsbewertung die jeweils bestmögliche Option zur Erreichung eines erwünschten Ziels unter Berücksichtigung von Wechselwirkungen und Zielkonflikten gefunden werden. Anhand von Prognosen können dann Vorhersagen über zukünftige Entwicklungen getroffen oder Szenarien mit alternativen Entwicklungsmöglichkeiten zur Abschätzung der Folgen von Handlungen als auch deren Unterlassen vergleichend gegenübergestellt werden.

„Komplexität, Intransparenz, Dynamik, Vernetztheit und Unvollständigkeit oder Falschheit der Kenntnisse über das jeweilige System“ (Dörner 2017, S. 59) als Merkmale von Handlungssituationen, erschweren das Treffen von Aussagen über die Folgen von Entscheidungen (Dörner 2017). Für das Verstehen von Nachhaltigkeitsproblemen und Entwickeln von Lösungsoptionen ist eine umfassende Systemanalyse, die Betrachtung der Umweltmedien Boden, Wasser und Luft, aber auch der Wirtschaft, Politik und Zivilgesellschaft als soziale Systeme nötig. Zwar

ermöglicht der konzeptionelle und methodische Blick einzelner Disziplinen das Verständnis von Phänomenen in der Tiefe. Angesichts der Verwobenheit und Vielfalt der Themen (der Analyse von Sozialstrukturen, Lebensstandards, Einkommensverteilungen, Beschäftigungsverhältnissen, der Erzeugung, Verteilung und Nutzung von Ressourcen, Produkten und Dienstleistungen, usw.) müssen unterschiedliche Perspektiven zusammengebracht und miteinander in Beziehung gesetzt werden. Einerseits die Integration von Erkenntnissen aus verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen wie den Natur-, Sozial- und Geistes-, Ingenieur- und Technikwissenschaften, andererseits die Beteiligung nichtwissenschaftlicher Akteure, die Erfahrungswissen, Interessen, Präferenzen und Werte in den Forschungsprozess einbringen (inter- und transdisziplinäre Vorgehensweise) (Lang et al. 2014; MKW 2013).

Forschungsrelevant sind im Wesentlichen drei Ebenen: die normative, analytische und operative Forschungsebene, die verschiedene Wissensformen hervorbringen (Miller et al. 2014; Nölting et al. 2004):

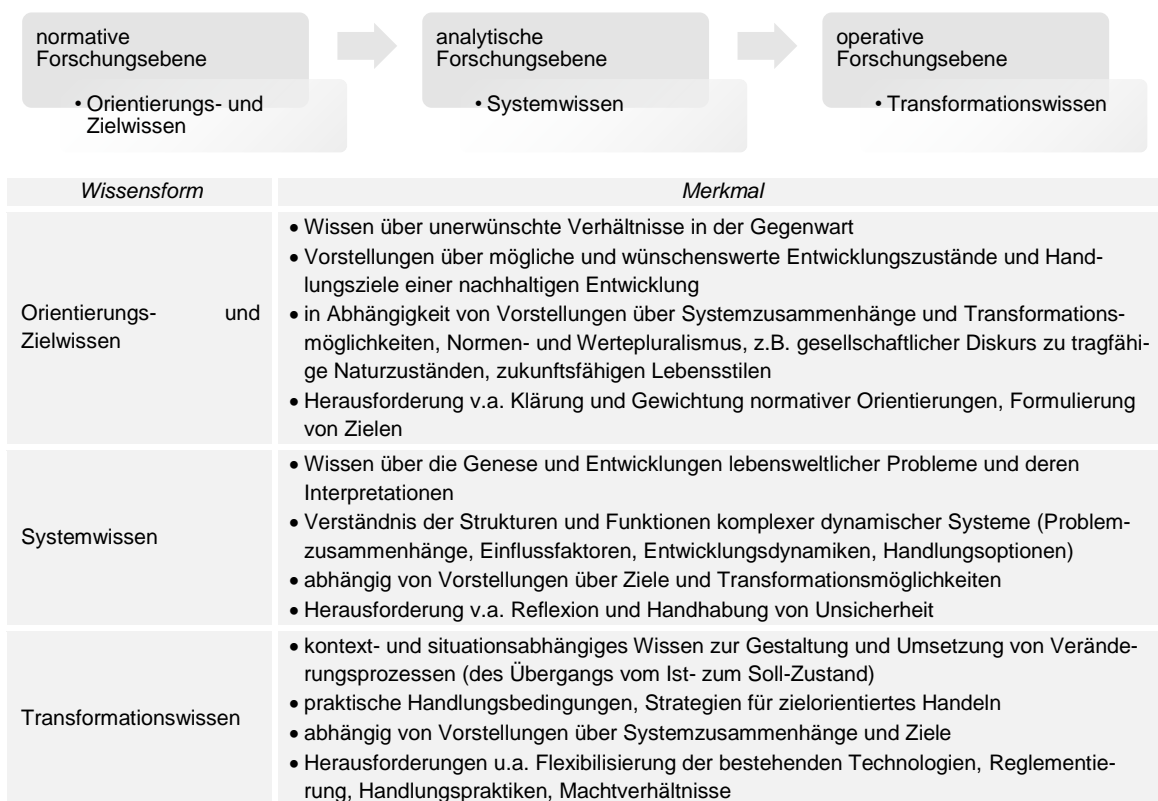


Abbildung 10: Forschungsebenen und Wissensarten transdisziplinärer Forschung und ihre Herausforderungen, Quelle: eigene Darstellung verändert nach (Vilsmäier und Lang 2014; Pohl und Hirsch Hadorn 2006; Becker und Jahn 2006; Nölting et al. 2004)

Der Bearbeiter einer Studie steht vor vielfältigen Herausforderungen (vgl. u.a. Sala et al. 2015,; Dalal-Clayton und Sadler 2014; Zamagni et al. 2013; Hacking und Guthrie 2008). So ergeben sich Probleme aus dem Umgang mit konkurrierenden wirtschaftlichen und sozialen und/oder ökologischen Zielsetzungen oder der Beantwortung von Gerechtigkeits- und Verteilungsfragen. Etwa stellt sich die Frage nach der Länge des Zeithorizonts, für den Prognosen und Szenarien erstellt werden sollten. Außerdem werden, mit Bedacht auf mögliche geopolitische Entwicklungen mit potentiellen Auswirkungen für alle räumlichen Ebenen, Daten zu vorhandenen oder geplanten Produkten, Maßnahmen, Programmen, Projekten, Verordnungen oder Vereinbarungen benötigt, die mitunter auf lokaler bis globaler Ebene erhoben werden müssen. Diese Infor-

mationen fließen in ein Modell ein, das als Abbild der Wirklichkeit fungiert. Dieses muss nicht nur detailliert genug sein, um den Bewertungsgegenstand bzw. die Entscheidungssituation angemessen zu beschreiben, sondern auch abstrakt genug, um die Analyse mit akzeptablem Aufwand praktisch umsetzen zu können. Da viele Ursache-Wirkungsbeziehungen noch unbekannt und Multikausalitäten nur schwer abbildbar sind, bestehen große Unsicherheiten bezüglich der Robustheit der Ergebnisse. Dies trifft u.a. zu für das Treffen von Werturteilen, den Einsatz von quantifizierenden und qualitativen Methoden sowie die erkenntnis- und wissenschaftstheoretische Aspekte zu spezifischen theoretischen, methodischen und methodologischen Problemen. Diese betreffen hauptsächlich die:

- Operationalisierung, den Transfer von wissenschaftlichen Fragen in empirische Operationen,
- wissenschaftliche Beobachtung und Messung,
- Auswahl von zu untersuchenden Objekten,
- Übersetzung von Beobachtungen in wissenschaftliche Argumentationen,
- Analyse und Interpretation der wissenschaftlichen Daten,
- Erklärung wissenschaftlicher Phänomene,
- Darstellung wissenschaftlicher Beobachtungen und Befunde,
- Umgang mit dem „blinden Fleck“, der auf die (kulturelle, soziale und zeitliche) Einbindung der ausführenden Wissenschaftler zurückgeht,
- Qualitätssicherung wissenschaftlicher Arbeit (siehe auch Kapitel 2.5) (Diaz-Bone et al. 2015).

Speziell für die praktische Umsetzung von Nachhaltigkeitsbewertungen konnten anhand von Fallstudien die folgenden Aspekte als Hemmnisse identifiziert werden:

- der gleichberechtigte Einbezug der drei Dimensionen und die Berücksichtigung langfristiger Entwicklungen,
- der Mangel an robusten Daten zu ökologischen und sozialen Wirkungen sowie konzeptionelle Schwierigkeiten bei deren Erfassung,
- die Normierung von Bewertungsgrößen und Zuordnung von monetären Werten zu ökologischen und sozialen Aspekten,
- die Identifizierung von Zielkonflikten und Darstellung von Vor- und Nachteilen für alle drei Dimensionen auf einer vergleichbaren Basis,
- das Lösen von ökonomischen, ökologischen und sozialen Zielkonflikten als Grundlage für die Formulierung von Empfehlungen für politische Entscheidungen (Stevens 2017 nach OECD 2008).

3.3 Bewertungsindikatoren

Während sich etwa bis zum Jahr 2000 der Nachhaltigkeitsdiskurs in Deutschland vorrangig um Fragen zur konzeptionellen Spezifikation und analytischen Struktur sowie zur öffentlichkeitswirksamen Darstellung und möglichen Umsetzungsstrategie von nachhaltiger Entwicklung drehte, rückte nach und nach die Entwicklung und Festlegung von Indikatoren sowie die damit verbundenen Hürden in den Vordergrund (Conrad und Grothmann, 2015). Als Messgrößen bilden Indikatoren die Grundlage für jede Bewertung bzw. die Ableitung von Handlungsempfehlungen oder Abgabe von Prognosen über künftige Entwicklungen. Sie verbinden die konzeptionelle mit der operativen Ebene, auf der Akteure aus Politik, Wirtschaft oder der Öffentlichkeit

tätig werden können. In der Agenda 21 wird in Kapitel 40 die Entwicklung und Anwendung von Messgrößen und Beurteilungskriterien zur Untersuchung der Nachhaltigkeit von nationalen und internationalen Entwicklungsprozessen gefordert (UN 1992). Im Allgemeinen erfüllen Indikatoren folgende Funktionen:

<i>Funktion</i>	<i>Beschreibung</i>
Information	quantitative und/oder qualitative Informationen zur Darstellung eines Betrachtungsgegenstands, um diesen messbar, analysierbar und bewertbar zu machen
Orientierung	Aussagen zu Zuständen, Trends, zeitliche und räumliche Vergleiche, Identifikation von Problemen und Handlungsbedarfen, Analyse von Zielkonflikten
Steuerung	Messung und Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmen sowie der Erreichung von Zielen
Kommunikation	vereinfachte Darstellung und Vermittlung komplexer Sachverhalte und Zusammenhänge für unterschiedliche Adressaten

Tabelle 14: Kernfunktionen von Indikatoren, Quelle: (Grunwald und Kopfmüller 2012)

Die Motivation zur Erarbeitung von Indikatorensets oder -systemen besteht darin, mit einer kleinen Auswahl von repräsentativen und aussagekräftigen Messgrößen ein vereinfachtes Abbild der Wirklichkeit zu schaffen, mit dem über Zeitreihenanalysen überblicksartig die Entwicklungstrends in zentralen Problembereichen eines Landes beschrieben und Länder miteinander verglichen werden können. Einerseits müssen Indikatorensysteme spezifisch genug sein, um lokale Problemlagen in geeigneter Weise abzubilden, andererseits soll eine weitgehende internationale Harmonisierung möglich sein (BMU 2000). Die Art der verwendeten Messgrößen, die Auswahl der Kriterien und der Grad der Ergebnisaggregation hängt von dem Untersuchungsziel ab. Die Einzelindikatoren eines Indikatorensystems können auf unterschiedlichen Ebenen oder innerhalb einzelner Themenbereiche zusammengeführt werden, die Aggregation einzelner Indikatorwerte, womöglich zu einem Gesamtergebnis, geht jedoch unweigerlich mit einem Informationsverlust einher. Abgesehen von der Indikatorauswahl und dem Aggregationsgrad, wird das Ergebnis von der Normierung und Wichtung einzelner Indikatoren beeinflusst. Über eine Normierung werden unterschiedliche Skalenniveaus miteinander vergleichbar gemacht. Wichtungsfaktoren legen die relative Bedeutung eines Indikators oder Kriteriums für das Gesamtergebnis fest (Mayer 2008). Die Definition von Wichtungsfaktoren ist häufig politisch motiviert, sollte jedoch möglichst auf objektiven Kriterien beruhen (Rametsteiner et al. 2011). Besonders die Analyse nichtlinearer Ursache-Wirkungs-Beziehungen gestaltet die Formalisierung von Messgrößen im Rahmen der Nachhaltigkeitsbewertung schwierig. Für die Normalisierung, Wichtung und Aggregation von Indikatoren existieren oftmals keine einheitlichen Regeln, weswegen die Sicherung von Transparenz und Nachvollziehbarkeit und die Überprüfung der Robustheit der Ergebnisse, etwa mittels einer Sensitivitätsanalyse, von zentraler Bedeutung sind (Böhringer und Jochem 2007). Neben wissenschaftlichen Anforderungen, die die angemessene Abbildung des Betrachtungsgegenstands betreffen, müssen praktisch-analytische Aspekte (bezüglich der Datenverfügbarkeit und -qualität) sowie Anforderungen aus Nutzersicht (Relevanz, Richtungssicherheit, Praktikabilität, Vergleichbarkeit usw.) bei der Entwicklung von Indikatoren Berücksichtigung finden (Grunwald und Kopfmüller 2012)³⁹

Infolge der umweltpolitischen Beschlüsse der Rio-Konferenz veröffentlichte die Organisation für

³⁹Als weitere Kriterien zur Klassifizierung und Bewertung von Indikatoren eignen sich außerdem inhaltliche Aspekte (Bezug auf einzelne Aspekte, Dimensionen) wie auch technische Merkmale (quantitativ vs. qualitativ, objektiv vs. subjektiv, kardinal vs. ordinal, ein- vs. mehrdimensional), der Skalenbezug (Querschnitts- vs. Zeitreihenanalyse, absolut vs. relativ), der Fokus (Input- vs. Outputbezogen), Klarheit und Einfachheit (in Bezug auf Inhalt, Zweck, Methode, vergleichende Anwendung, Fokus) sowie die Flexibilität gegenüber Änderungen (inhaltlichen, methodischen usw.) (Booyen 2002).

wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD)⁴⁰ im Jahr 1994 einen ersten Bericht mit einem Satz von Umweltindikatoren nach dem Pressure-State-Response-Modell (PSR). In dem Modell werden Belastungsindikatoren („Pressures“), Umweltzustandsindikatoren („State“) und Reaktionsindikatoren („Responses“) unterschieden (OECD 1993). Für die Darstellung von sozialen, ökonomischen oder institutionellen Aspekte eignete sich dieser Ansatz mitunter wegen seiner starken Fokussierung auf Umweltthemen nur bedingt. Mit der Absicht, weitere gesellschaftliche Aspekte einzubeziehen, entwickelte die UN-Nachhaltigkeitskommission für Nachhaltige Entwicklung (CSD) das PSR-Modell weiter zum Driving Force-State-Response-Ansatz (DSR). Demnach führen menschliche Aktivitäten („Driving Forces“) zu Umweltbelastungen wie Emissionen („Pressures“) mit unerwünschten Auswirkungen auf den Umweltzustand („State“), denen durch gesellschaftliche Maßnahmen („Response“) gegengesteuert werden soll. Das Modell verknüpfte erstmals ökologische, ökonomische und soziale Indikatoren und betont Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge zwischen den Dimensionen. Das wiederum darauf aufbauende DPSIR-Modell, entwickelt von der Europäischen Umweltbehörde (EEA) im Jahr 1997, ermöglicht eine umfassende kausalanalytische Darstellung von Handlungen und Auswirkungen auf die Umwelt. Die enthaltenen Indikatoren sind klassifiziert nach:

- „*Driving Forces*“: Aktivitäten, die zu einer Belastung der Umwelt führen (z.B. Individualverkehr),
- „*Pressures*“: daraus resultierenden Umweltauswirkungen (z.B. erhöhte Schadstoffkonzentration),
- „*State*“: den Umweltzustand (z.B. Luftverschmutzung),
- „*Impact*“: Auswirkungen, die auf der Veränderung der Qualität des Umweltzustands beruhen (z.B. Treibhauseffekt, menschliche Gesundheit),
- „*Responses*“: Maßnahmen, die zu einer Verringerung der Belastungen führen (z.B. politische Maßnahmen) (EEA 1999).

Der Grad der Zielerreichung bei der Umsetzung der Agenda 2030 wird vom UN-Generalsekretär in einem jährlichen Fortschrittsbericht vorgestellt, der sich auf globale Fortschrittsindikatoren, die von den nationalen statistischen Systemen erhobenen Daten und auf regionaler Ebene gesammelte Informationen stützt (UN 2015). Zur Entwicklung der Indikatoren wurde im März 2015 die Inter-Agency and Expert Group on SDG Indicators (IAEG-SDGs) gegründet, in der 28 Mitgliedstaaten mit Statistikbeauftragten vertreten sind. Zwei Jahre darauf legte die Arbeitsgruppe eine finale Liste mit 232 Indikatoren vor, die alle Haupt- und Unterziele der SDGs abdecken (UNSD 2018). Auf europäischer Ebene wurde unter Federführung des Statistischen Amtes der Europäischen Union (Eurostat) ein Set mit insgesamt 100 Indikatoren erarbeitet (eurostat 2017).

Für die Umsetzung auf nationaler Ebene kann jeder Staat eigene nationale SDG-Indikatoren auswählen (Europäische Kommission 2014; RNE 2016). In Deutschland veröffentlichte das Statistische Bundesamt im Auftrag der Bundesregierung erstmalig im Juli 2016 Daten und Zeitreihen zur nachhaltigen Entwicklung (Destatis 2016). Insgesamt dienen 63 Indikatoren zur objektiven Kontrolle des Stands und des Trends der Entwicklung. Die Analyse jeder Indikatorgröße erfolgt durch einen fachlich unabhängigen Beitrag des Statistischen Bundesamts, welches im zweijährigen Turnus einen Indikatorbericht vorlegt (Bundesregierung 2016).

⁴⁰Neben der OECD wurde die Entwicklung von Indikatorsysteme, vorwiegend für Teilbereiche der Nachhaltigkeit usw. durch eine Reihe von Institutionen vorangetrieben. Auf internationaler Ebene z.B. durch die Europäische Union, das Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP), das Weltressourceninstitut (WRI) oder die Weltbank; in Deutschland durch das Umweltbundesamt (UBA) in Zusammenarbeit mit dem Statistischen Bundesamt (Destatis) im Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnung.

3 Nachhaltigkeitsbewertung

<i>Themen SDGs</i>	<i>Indikatoren</i>
keine Armut	<ul style="list-style-type: none"> • materielle Deprivation, erhebliche materielle Deprivation
kein Hunger	<ul style="list-style-type: none"> • Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft, Ökologischer Landbau
Gesundheit und Wohlergehen	<ul style="list-style-type: none"> • vorzeitige Sterblichkeit, Raucherquote, Adipositasquote • Emissionen von Luftschadstoffen, Bevölkerung mit erhöhter PM₁₀-Feinstaubexposition
hochwertige Bildung	<ul style="list-style-type: none"> • frühe Schulabgänger, 30- bis 34-Jährige mit tertiärem oder postsekundärem nicht-tertiären Abschluss • Ganztagsbetreuung für Kinder
Geschlechtergleichstellung	<ul style="list-style-type: none"> • Verdienstabstand zw. Frauen und Männern, Frauen in Führungspositionen in der Wirtschaft • berufliche Qualifizierung von Mädchen und Frauen durch deutsche entwicklungspolitische Zusammenarbeit
sauberes Wasser und Sanitärversorgung	<ul style="list-style-type: none"> • Phosphor in Fließgewässern, Nitrat im Grundwasser • von Deutschland geförderter Zugang zu Trinkwasser- und Sanitärversorgung weltweit
bezahlbare und saubere Energie	<ul style="list-style-type: none"> • Endenergieproduktivität, Primärenergieverbrauch • Anteil erneuerbarer Energien am Brutto-Endenergieverbrauch, Anteil des Stroms aus erneuerbaren Energiequellen am Bruttostromverbrauch
menschenwürdige Arbeit und Wirtschaftswachstum	<ul style="list-style-type: none"> • Gesamtrohstoffproduktivität • Staatsdefizit und strukturelles Defizit, Schuldenstand • Verhältnis der Bruttoanlageinvestitionen zum BIP • Bruttoinlandsprodukt je Einwohner • Erwerbstätigenquote • Bündnis für nachhaltige Textilien
Industrie, Innovation und Infrastruktur	<ul style="list-style-type: none"> • private und öffentliche Ausgaben für Forschung und Entwicklung
weniger Ungleichheiten	<ul style="list-style-type: none"> • Anteil ausländische Schulabsolventinnen und -absolventen • Gini-Koeffizient zur Einkommensverteilung
nachhaltige Städte und Gemeinden	<ul style="list-style-type: none"> • Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche, Freiraumverlust, Siedlungsdichte • Endenergieverbrauch im Güterverkehr/Personenverkehr, Erreichbarkeit von Mittel- und Oberzentren mit öffentlichen Verkehrsmitteln • Überlastung durch Wohnkosten
verantwortungsvolle Konsum- und Produktionsmuster	<ul style="list-style-type: none"> • Marktanteil von Produkten mit staatlichen Umweltzeichen, Energieverbrauch und CO₂-Emissionen des Konsums • Organisationen mit Umweltmanagement EMAS
Maßnahmen zum Klimaschutz	<ul style="list-style-type: none"> • Treibhausgasemissionen • internationale Klimafinanzierung zur Reduktion von Treibhausgasen und zur Anpassung an den Klimawandel
Leben unter Wasser	<ul style="list-style-type: none"> • Stickstoffeintrag über die Zuflüsse in Ost- und Nordsee, Anteil der nachhaltig befischten Fischbestände in Nord- und Ostsee
Leben an Land	<ul style="list-style-type: none"> • Artenvielfalt und Landschaftsqualität, Eutrophierung der Ökosysteme • Erhalt bzw. Wiederaufbau von Wäldern in Entwicklungsländern unter dem REDD+-Regelwerk
Frieden, Gerechtigkeit und starke Institutionen	<ul style="list-style-type: none"> • Straftaten • Anzahl der in betroffenen Weltregionen durchgeführten Projekte zur Sicherung, Registrierung und Zerstörung von Kleinwaffen und leichten Waffen durch Deutschland • Corruption Perception Index in Deutschland sowie in den Partnerländern der deutschen Entwicklungszusammenarbeit
Partnerschaften zur Erreichung der Ziele	<ul style="list-style-type: none"> • Anteil öffentlicher Entwicklungsausgaben am Bruttonationaleinkommen • Anzahl der Studierenden und Forschenden aus Entwicklungs- und Schwellenländern pro Jahr • Einfuhren aus am wenigsten entwickelten Ländern

Tabelle 15: Schlüsselthemen und Indikatoren in Deutschland, Quelle: (Destatis 2017b)

Meistens soll ein Indikator einen konkreten absoluten oder relativen Zielwert in einem Zieljahr erreichen. Anhand der letzten sechs Datenpunkte wird der Durchschnitt der letzten fünf jährlichen Veränderungen ermittelt und dieser Wert für die künftige jährliche Entwicklung bis zum Zieljahr unterstellt. Darauf aufbauend wird ein hypothetischer Zielwert ermittelt und mit dem vorgegebenen Zielwert des Indikators verglichen. Für eine erste Einschätzung über den Status eines Indikators wird basierend auf der resultierenden Differenz der beiden Werte jedem Indikator ein „Wettersymbol“ zugeordnet (Destatis 2017b):

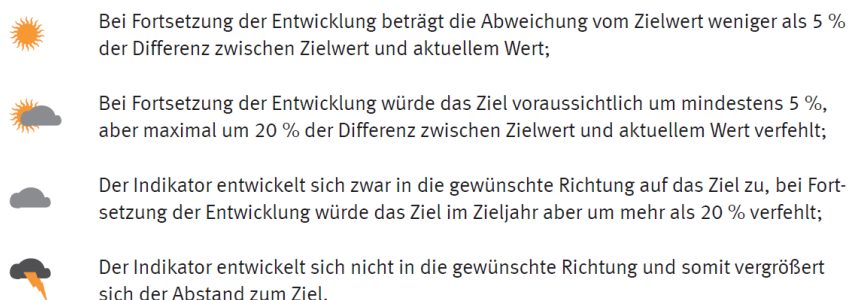


Abbildung 11: Status eines Indikators, Quelle: (Destatis 2017b)

Parallel zu den Bemühungen auf internationaler und nationaler Ebene zur Entwicklung gesamtstaatlicher Indikatorsets und -systeme verfolgen die Bundesländer eigene Nachhaltigkeitsstrategien und veröffentlichen Nachhaltigkeitsberichte (Destatis 2017a). Überdies werden von der Wissenschaftsgemeinde für die kommunale und betriebliche Ebene, Nichtregierungsorganisationen (NGOs) sowie spezifisch für bestimmte Branchen und Konsumbereiche (v.a. für Energiesysteme, den Verkehrsbereich, stoffliche Nutzung von Biomasse) Indikatoren und Indikatorsysteme entwickelt und bereitgestellt vgl. z.B. (Hák et al. 2016; Pissourios 2013).

3.4 Methoden und Hilfsmittel der Nachhaltigkeitsbewertung

Die Problem- und Lösungsorientierung der Nachhaltigkeitswissenschaften erfordert ein breites Spektrum an Methoden aus verschiedenen Disziplinen, bspw. aus dem Umwelt- und Naturschutz sowie den Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. Im Gegensatz zu disziplinär verorteten Wissenschaftsansätzen, für die üblicherweise ein klar definiertes Set an Methoden besteht bzw. die sich häufig durch das jeweilige methodische Instrumentarium definieren, existieren noch immer keine konsistenten theoretisch und methodologisch fundierten Ansätze zur Bearbeitung von nachhaltigkeitsrelevanten Problem- oder Fragestellungen (Gasparatos et al. 2008; Lang et al. 2014). Besonders in den vergangenen drei Jahrzehnten wurde die Methodik zur Analyse und Bewertung der Beiträge von Aktivitäten und Maßnahmen zur Nachhaltigkeit weiterentwickelt und angepasst, außerdem neue Methoden, Indikatoren und Indikatorsysteme entworfen. In der Literatur werden Fallstudien mit unterschiedlichen Vorgehensweisen beschrieben, die Entscheidung über die Auswahl und die Art des Einsatzes bestimmter Bewertungsmethoden und -hilfsmittel kann aber häufig nicht eindeutig nachvollzogen werden. Zwar existieren Leitfäden, die notwendige Verfahrensschritte beschreiben und Checklisten, Matrizen und sonstige Hilfestellungen vorgeben, dennoch verhältnismäßig wenig konkrete methodische

und analytische Hilfestellung leisten. Für mehr Aufschluss sollen zunächst grundlegende Begrifflichkeiten geklärt werden.

3.4.1 Begriffe

Anstatt auf den Arbeiten Anderer aufzubauen, wurden in dem frühen wissenschaftlichen Diskurs im Rahmen der Nachhaltigkeitsbewertung in der Mehrzahl eigene Interpretationen und Definitionen entwickelt. Die resultierende Vielfalt an Begriffen und Akronymen sorgte dafür, dass sich die Terminologie innerhalb der verschiedenen Wissenschaftsgebiete und nichtwissenschaftlichen Diskurse sehr unterschiedlich gestaltet (Dalal-Clayton und Sadler 2014). Die Nachhaltigkeitsbewertung selbst ist, in der vornehmlich englischsprachigen Literatur, hauptsächlich unter den Stichworten „Sustainability Assessment“, „Integrated Assessment“ und „Triple Bottom-Line Assessment“ zu finden. Besonders der Begriff „integrated“ weist eine hohe Bedeutungsvielfalt auf. Insgesamt lassen sich in Veröffentlichungen zur Nachhaltigkeitsbewertung mehr als vierzehn verschiedene Interpretationen dafür finden (Scrase und Sheate 2002). „Integrated“ kommt in mindestens drei verschiedenen Sinnzusammenhängen zur Anwendung: erstens bezogen auf die Zusammenführung verschiedener Arten von Auswirkungen (ökologisch/ökonomisch/sozial) (=horizontale Integration, diese Art der Begriffsverwendung tritt am häufigsten auf), zweitens die Verknüpfung von separaten Wirkungsabschätzungen, die in verschiedenen Phasen des Entscheidungsprozesses durchgeführt werden (=vertikale Integration) oder drittens hinsichtlich der Integration der Bewertungsergebnisse in die Entscheidungsfindung (Lee 2002). Im vorliegenden Zusammenhang beschreibt „integrativ“ ein primär auf den inhaltlichen Bereich bezogen ganzheitliches Verständnis von nachhaltiger Entwicklung, in dem, wie in Kapitel 2 beschrieben, die globalen Ziele Sicherung der menschlichen Existenz, Erhaltung des gesellschaftlichen Produktivpotenzials und Bewahrung der Entwicklungs- und Handlungsmöglichkeiten in konkrete Handlungsziele übersetzt werden sollen.

Unter *Methode* wird innerhalb der Nachhaltigkeitswissenschaften eine transparente, strukturierte Abfolge von Schritten zur Beantwortung spezifischer Fragestellungen mehr noch zur Entwicklung von Lösungsoptionen für komplexe Nachhaltigkeits Herausforderungen verstanden. Mit Hilfe von Methoden wird ein strategischer Handlungsplan erstellt und die Art und Weise respektive die Mittel und Umstände zur Erreichung eines Ziels beschrieben und begründet. Der Begriff der *Methodologie* beschreibt hierbei die zugrundeliegende Theorie von Methoden, die strukturierte Zusammenstellung von Erkenntnissen und Hinweisen darüber, wie Forschung durchgeführt werden sollte (Lang et al. 2014). Als *Kriterium* wird eine Kategorie von Bedingungen oder Prozessen bezeichnet, die beschreibt, was zu beurteilen ist und durch einen Satz zugehöriger Indikatoren charakterisiert wird. Es fügt einem Grundsatz, also dem Ziel, das für Entscheidungen oder Verhalten maßgeblich ist, Bedeutung und Ausführbarkeit hinzu (NAGUS 2014). Die Leistung selbst wird über einen *Indikator*, als quantitativ oder qualitativ messbare Eigenschaft eines Kriteriums, ermittelt (NAGUS 2015). Indem eine Vielzahl von Daten entscheidungsorientiert zusammengefasst werden, können über Indikatoren komplexe Zusammenhänge und Informationen verständlich und wahrnehmbar gemacht und ihre Bewertung erleichtert werden (SRU 1998). Eine hierarchische Übersicht über wichtige Begrifflichkeiten speziell im Zusammenhang mit der Nachhaltigkeitsbewertung geben Sala et al. (2013):

- *Ordnungsrahmen*: übergeordnete Struktur, in die Konzepte, Methodologien, Methoden und Werkzeuge anhand ihrer Beziehungen zueinander angeordnet sind.
- *Methodologie*: Sammlung von Methoden unterschiedlicher Charakteristiken zur Ermittlung von ökonomischen, ökologischen und sozialen Aspekten und Einschätzung der

Wirkungen bzw. Einflüsse.

- *Methode*: Satz an Modellen, Werkzeugen und Indikatoren zur Berechnung der Bewertungsgrößen für eine bestimmte Wirkungskategorie.
- *Modell*: mathematische/nicht-mathematische Beschreibung eines Systems zur Berechnung eines spezifischen Indikatorwerts.
- *Werkzeug/Instrument (engl. Tool)*: Software, Anwendung oder Datenbank zur Unterstützung der Verwendung einer bestimmten Methode einschließlich ihrer dazugehörigen Modelle.
- *Indikator*: messbarer Parameter oder daraus abgeleiteter numerischer Wert, stellt Informationen über den Zustand oder die Bedeutung eines Sachverhalts heraus.
- *Parameter*: quantitativ, semiquantitativ oder qualitativ, wird aus einem Modell hergeleitet (Sala et al. 2013b).

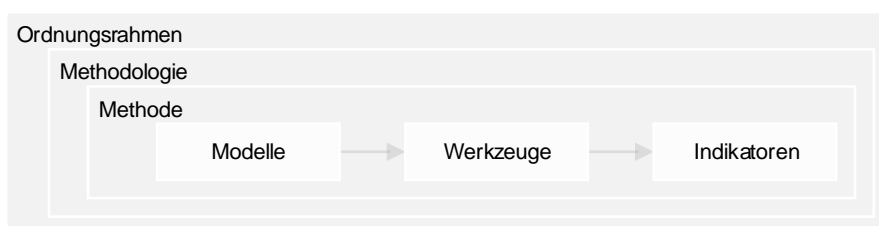


Abbildung 12: Darstellung der Begriffshierarchie in der Nachhaltigkeitsbewertung, Quelle: (Sala et al. 2013b)

Der englische Begriff „Tool“ dient häufig als Sammelbegriff für alle Arten von Methoden, Techniken und Verfahren, die für die Nachhaltigkeitsbewertung entwickelt wurden oder darin eine Rolle spielen. Etwa unterscheiden Ridder et al. (2007) sieben Gruppen von „Assessment-Tools“: Ordnungsrahmen, Beteiligungsinstrumente, Szenario-Analysen, Multi-Kriterien-Analysen, Kosten-Nutzen-/Kosten-Wirksamkeits-Analysen, Berechnungsansätze/-hilfen/Indikatorensets sowie Modellierungsansätze (Ridder et al. 2007). Die Gesamtheit all dieser für die Nachhaltigkeitsbewertung relevanten Hilfen wird im vorliegenden Dokument unter dem verwendeten Begriff „Hilfsmittel“ zusammengefasst - ermöglichen oder erleichtern sie auf spezifische Art und Weise die Nachhaltigkeitsbewertung überhaupt erst.

3.4.2 Anforderungen an Methoden und Hilfsmittel

Nicht nur die Anzahl, auch die Diversität der im Zeichen der Nachhaltigkeitsbewertung eingesetzten Methoden und Hilfsmittel ist groß. Darunter sind monetäre, stoffflussbasierte, multikriterielle und indikatorbasierte Bewertungsansätze zu finden (Meier 2014). Angesichts der Anliegen und Herausforderungen der Nachhaltigkeitsbewertung wird ein lebenswegbezogenes, multikriterielles Bewertungsschema benötigt, mit dem verschiedene Skalenebenen und Zielwerte berücksichtigt werden können und das eine Gewichtung von Indikatoren innerhalb und zwischen den drei Nachhaltigkeitsdimensionen ermöglicht. Theoretisch sind mehrere methodologische Konzeptionen denkbar: zum einen die Integration von Nachhaltigkeitskriterien und -aspekten in bestehende Bewertungsansätze gleich einem reduktionistischen Ansatz. Des Weiteren die separate Durchführung von Studien für die drei Nachhaltigkeitsdimensionen und anschließende Zusammenführung der Ergebnisse. Oder die Nachhaltigkeitsbewertung wird als strukturgebendes Element verstanden, das verschiedene Analysemethoden und -modelle für spezifische Anwendungs- und Entscheidungskontexte, multidisziplinäre Aspekte sowie wertbasierte Elemente zusammenbringt. Schließlich kann darunter eine Methode verstanden werden,

bei der nach der Datensammlung eine gemeinsame Wirkungsabschätzung für alle drei Dimensionen erfolgt (OECD 2008). Die Entwicklung eines allgemeingültigen, detailliert ausformulierten Methodengerüsts, wie es häufig für disziplinäre Wissenschaften besteht, ist für die Nachhaltigkeitsforschung nicht sinnvoll, da spezifische Gegebenheiten sowie Potentiale, die sich aus dem jeweiligen Problem- und Handlungszusammenhang ergeben, verloren gingen. Dennoch sind zur Qualitätssicherung methodische Orientierungen und Standards nötig, die auf der Prozessebene der problembezogenen Methodenentwicklung und -dokumentation ansetzen und dem Forschenden Anleitungen und Qualitätskriterien für die Auswahl, Kombination und Anwendung von Methoden und Hilfsmitteln an die Hand gegeben (Nölting et al. 2004). Ness et al. (2007) fassen die widersprüchlichen Anforderungen, die an die Nachhaltigkeitsbewertung gestellt werden, wie folgt zusammen:

“On the one hand there is the demand for approaches that have more specific assessment performance, meaning among other things are more case- and site-specific. At the same time there exists the demand for tools that are broader in order to be accessible to a wide user group for differing case circumstances. There is also the need for more standardized tools that give more transparent results.” (Ness et al. 2007, S. 506)

Zur Generierung von sozial robustem Wissen ist eine Auseinandersetzung mit verschiedenen Betrachtungsweisen geboten und die Anstellung verschiedener wissenschaftstheoretischer Überlegungen notwendig:

- **Ontologische Überlegungen:** Was sollte bei einer Nachhaltigkeitsbewertung erforscht und beurteilt werden? Was soll erhalten, was entwickelt werden? Wie gestaltet sich das Verhältnis zwischen beidem? Welchen Umfang muss eine Analyse einnehmen?
- **Epistemologische Überlegungen:** Welches sind die erkenntnistheoretischen Grundlagen, die Voraussetzungen zur Generierung von Wissen? Hier sind also Fragen zum verwendeten Wissenschaftskonzept, zum Forschungsansatz und -prozess, zu Modell- und Systemeigenschaften usw. zu beantworten.
- **Methodologische Überlegungen:** Mit welchen Mitteln und Methoden kann auf systematische Weise Wissen gewonnen werden? Wie können diese Hilfsmittel in einen gemeinsamen Ordnungsrahmen gebracht werden? (Sala et al. 2013a; Sala et al. 2013b).

Eine Metastudie zum Stand der Methoden der Nachhaltigkeitsbewertung von Sala et al. (2013a; 2013b) legt die Berücksichtigung der folgenden Kriterien für eine integrative Nachhaltigkeitsbewertung nahe:

Schlüsselkriterien	Beschreibung
Werte	<ul style="list-style-type: none"> • gesellschaftspolitische/ethische Perspektive (starke vs. schwache Nachhaltigkeit) • Bezug auf Schutzgüter und Schutzziele • Werturteile bei der Wichtung von Indikatorwerten
Vollständigkeit der Bewertung	<ul style="list-style-type: none"> • Einbezug aller Dimensionen • Systemansatz • Berücksichtigung von Vulnerabilität, Kritikalität, Tragfähigkeitsgrenzen, Resilienz, indirekten Effekten, nichtlinearen und dynamischen Prozessen • Analyse der Beziehungen im System einschließlich Wechselwirkungen und Zielkonflikten innerhalb und zw. den Dimensionen
geographischer und zeitlicher Maßstab der Bewertung	<ul style="list-style-type: none"> • Betrachtung von mehreren räumlichen und zeitlichen Skalenebenen (der Wirkungen auf globaler bis lokaler Ebene, Bezug auf gegenwärtige und zukünftige Generationen)
strategische Orientierung	<ul style="list-style-type: none"> • eindeutige Definition des Entscheidungskontexts • Lebenszyklusansatz (Analyse von vor- und nachgelagerten Wirkungen)

	<ul style="list-style-type: none"> • Analyse der Folgen von Handlungen und der Folgen von Unterlassungen • Entwicklung alternativer Szenarien
Ganzheitlichkeit	<ul style="list-style-type: none"> • Behandlung sektorenübergreifender Fragestellungen, Hervorhebung sektorenübergreifender Verflechtungen
Anwendbarkeit/Vergleichbarkeit	<ul style="list-style-type: none"> • Auswahl, Kombination, Entwicklung von Anwendungshilfen (z.B. von Softwareprogrammen, Datenbanken, Leitfäden), • Entwicklung von (möglichst) quantitativen wie auch semi-quantitativen und qualitativen Bewertungsgrößen • Sammlung von robusten Daten auf Ebene einzelner Prozesseinheiten bis zur Organisationsebene, Vermeidung von Doppelzählungen • Gewährleistung von Konsistenz (bzgl. der funktionellen Einheit, Systemgrenzen, Abschneidekriterien, Wirkungskategorien, Allokationsregeln usw.) und Transparenz • Entscheidung über den Einsatz von Wichtungsfaktoren • Einsatz geeigneter Ergebnisformate zur Kommunikation und Dissemination der Resultate
wissenschaftliche Robustheit	<ul style="list-style-type: none"> • Überprüfung der Datenqualität • Sicherung einer hohen Ergebnisqualität (Umgang mit Unsicherheit und Risiko, Annahmen usw.)
Beteiligung der Akteure	<ul style="list-style-type: none"> • Integration verschiedener Perspektiven • Beteiligung von Anspruchsgruppen

Tabelle 16: Schlüsselkriterien Nachhaltigkeitsbewertung, Quelle: (Sala et al. 2013b; 2013a)

Es handelt sich dabei um in der Nachhaltigkeitsdiskussion wiederkehrende Elemente, die jedoch eng mit dem jeweiligen Nachhaltigkeitsverständnis einer Person oder Organisation verknüpft sind.

3.4.3 Lebenszyklusanalysen

Standen zunächst Produktionsprozesse und Fragen zur Entsorgung und dem Umgang mit Einzelstoffen im Mittelpunkt der umweltpolitischen Diskussion, rückt mehr und mehr das Produkt selbst an diese Stelle. Dieser Wandel zeigt sich bspw. anhand der Stoff- und Chemikalienpolitik, Strategien zur Ressourcen und Recycling und der Öko-Design-Richtlinie im Rahmen der integrierten Produktpolitik der Europäischen Union. Informationen zu den Eigenschaften eines Produkts wirken sich positiv auf die Position eines Unternehmens auf dem Markt aus (als Auskunft für Verbraucher und Investoren, in der Kommunikation mit Handelsunternehmen, für Marketings- und Vertriebszwecke, als Kriterien für die öffentliche Beschaffung, zur Gewährung von Rechtssicherheit). Gleichmaßen trägt die Analyse ökologischer Kennwerte zur Entwicklung von umweltverträglicheren Produkten und Herstellungsverfahren, Erhöhung der Material- und Energieeffizienz, Vermeidung gefährlicher Stoffe und Materialien und Verlängerung der Lebensdauer bei (BMUB 2014). Wie hoch die mit Wirtschaftsaktivitäten auftretenden ökologischen, ökonomischen und sozialen Folgen ausfallen, kann nur mittels einer vollständigen Analyse der Prozessschritte entlang der gesamten Produktlinie ermittelt werden. Stoffstromanalysen bilden hierbei den Ausgangspunkt für tiefergehende Analysen, die eine ganzheitliche Darstellung und Bewertung der Zusammenhänge im Mensch-Umwelt-System bzw. der gesellschaftlichen Naturverhältnisse zulassen. Der (physikalische) Lebenszyklus eines Produkts unterscheidet sich grundlegend von dem im Marketing beschriebenen Produktlebenszyklus, der sich über die Zeiträume der Produktentwicklung und der Produktvermarktung erstreckt (Klöpffer und Renner 2007). Im Regelfall umfasst er den gesamten stofflichen als auch den physischen Weg, der mit der Rohstoffentnahme aus der Natur beginnt, und endet, wenn die entnommenen Materialien wieder als Rückstände in die Natur gelangen. Neben den Rohstoffen, die für die Herstellung des Endprodukts benötigt werden, muss im Lebensweg Energie und Material für

Transporte, Zwischenprodukte, Hilfsstoffe, Abfälle, verschiedene Beseitigungs- bzw. Recyclingarten etc. aufgewendet werden. Typische Phasen im Lebensweg eines Produkts sind zumeist:

- die Herstellungsphase, die alle Prozesse von der Rohstoffentnahme bis zur Auslieferung an einen Laden oder an den Verbraucher enthält,
- die Nutzungsphase, deren Länge abhängig ist von der Kurz- oder Langlebigkeit des Produkts,
- die Entsorgungsphase, in der Anteile des Produkts zum Teil wiedergenutzt, verwertet oder endgültig in den Naturhaushalt verbracht werden. Im Gegensatz dazu wird in der Betriebswirtschaftslehre mit dem Produktlebenszyklus der Weg eines Produkts in den Markt dargestellt, wobei die Zusammenhänge zwischen dem erzielten Umsatz und der Lebensdauer des Produkts am Markt Gegenstand des Interesses sind (Ausberg et al. 2015).

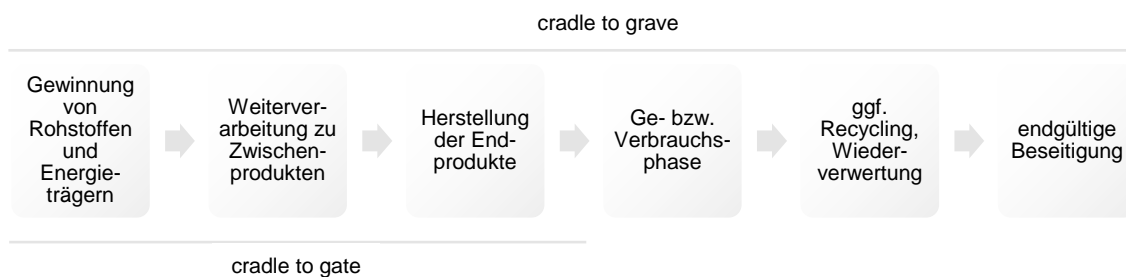


Abbildung 13: Vereinfachter Lebensweg eines Produkts; Pfeile=Transporte, Quelle: eigene Darstellung

Der Prozess vom Abbau der Rohstoffe bis zur Bereitstellung der Produkte „von der Wiege bis zum Werkstor“ (cradle-to-gate) bzw. bis zur Entsorgung „von der Wiege bis zur Bahre“ (cradle-to-grave), oder, im Falle der Wiederverwendung von Stoffen als Sekundärrohstoffe, „von der Wiege bis zur Wiege“ (cradle-to-cradle) bezeichnet. Bei einigen Produkten oder Tätigkeiten umfasst der Lebenszyklus davon divergierende Phasen, bei anderen ist es nicht möglich, den Lebenszyklus-Ansatz direkt anzuwenden (Klöpffer und Grahl 2009). Die Betrachtung von der Wiege bis zur Bahre ermöglicht es, besonders kritische Stellen im Lebensweg eines Produkts zu identifizieren und sorgt einer bloßen zeitlichen, räumlichen oder systemischen Verlagerung von Umweltschäden von einem Lebenswegabschnitt in einen anderen oder von einem Land in ein anderes vor (Schebek und Bräutigam 2007).

Lebenszyklusanalysen können nach Detaillierungsgrad und Betrachtungsumfang in Top-down, Bottom-up und hybride Ansätze unterschieden werden (vgl. u.a. Feng et al. 2011; Guinée et al. 2011). Bottom-up Ansätze sind prozess- oder produktbezogen und relativ detailliert, der Aufwand zur Erhebung und Modellierung von Daten oftmals groß. Insbesondere die Erhebung von lokalen Daten zur Erstellung von Sozialbilanzen ist mit erheblichen finanziellen, personellen und zeitlichen Ressourcen verbunden, da nicht auf generische Datensätze zurückgegriffen werden kann. Mit Top-down Ansätzen wird der Untersuchungsraum auf die volkswirtschaftliche Ebene ausgedehnt und ganze Regionen, Wirtschaftssektoren oder Länder betrachtet. Dies ermöglicht eine schnelle Abschätzung und Verortung potentieller Risiken in der Lieferkette. Hybride Ansätze versuchen, die Vorteile der anderen beiden zu vereinen, sodass ein guter Überblick über Risiken und Chancen mit überschaubarem Aufwand hergestellt werden kann. Untersuchungen auf der Mesoebene eignen sich somit für eine erste Risikoabschätzung und Identifikation von Hotspots, an die dann genauere Analysen anschließen können (Zimmer 2016).

3.4 Methoden und Hilfsmittel der Nachhaltigkeitsbewertung

	ökologisch	ökonomisch	sozial
volkswirtschaftliche Ebene	Umweltökonomische Gesamtrechnungen	Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen/ multiregionale Input-Output- Tabellen (MRIO)	Satellitensysteme
Mesoebene (Branchen, Technologien, Produktgruppen, Gemeinden, Haushalte usw.)	ökologische Input-Output- Analyse (EEIO)/hybride LCA	Input-Output-Analyse/ Gleichgewichtsmodelle/...	soziale Input-Output-Analyse (SEIO)/hybride SLCA
Produktebene	Ökobilanz/hybride LCA/ Prozess-LCA	Lebenszykluskosten- rechnung	Sozialbilanz

Abbildung 14: Ebenen und Dimensionen der Nachhaltigkeitsanalyse; EEIO=Environmental Input-Output-Analyse, SEIO=Socially Extended Input-Output-Analyse, Quelle: eigene Darstellung verändert nach (Zimmer 2016; Guinée et al. 2011)

Dem Lebenszyklus-Ansatz folgend wurden im Laufe der Zeit eine Reihe von systemanalytischen Bewertungsansätzen mit spezifischem Anwendungsinteresse entwickelt, bei deren Umsetzung im Zuge der Datensammlung das Bilanzierungsprinzip zum Tragen kommt. Dazu gehören u.a. die klassischen Methoden des Rechnungswesens zur Bilanzierung von Geld- und Leistungsströmen, Material-, Stoff- und Energiebilanzen für Wirtschaftseinheiten, Betriebe oder Produkte, Material- und Energieflussdiagramme, Sozialbilanzen, die Angaben zu Umweltbelastungen und/oder sozialen Kosten enthalten sowie integrative Bewertungsmethoden, die eine gemeinsame Abbildung ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekte erlauben. Für eine vollständige Bewertung von Aktivitäten auf Umwelt, Wirtschaft und Gesellschaft ist zudem häufig eine kombinierte Anwendung von verschiedenen Analyse- und Bewertungsansätzen notwendig. Finkbeiner et al. (2010) verglichen die einzelnen Entwicklungsstufen von dem Lebenszyklus-Gedanken bis zur integrativen Nachhaltigkeitsbewertung mit der Bedürfnispyramide nach Maslow. Das „Life Cycle Thinking“ auf der untersten Stufe beschreibt den Grundsatz der Lebenswegbetrachtung. Während dies ein qualitatives Konzept darstellt, folgen aufzunehmender Höhe der Pyramide quantitative Ansätze, zunächst vereinfachende Wirkungsindikatoren, die sog. „Fußabdrücke“ wie der CO₂- oder Wasser-Fußabdruck, mit denen einzelne Umweltauswirkungen wie Klimawandel oder Wasserverfügbarkeit untersucht werden. Auf der nächsthöheren Stufe steht die Ökobilanz, mit der sämtliche potentielle Eingriffe in die Umwelt Berücksichtigung finden. Wiederum auf der nächsten Stufe wird der rein ökologische Fokus ausgedehnt auf ökonomische Aspekte, so werden bei der Ressourceneffizienz- und Ökoeffizienzbewertung ökologische mit ökonomischen Indikatoren kombiniert. Auf der Spitze der Pyramide befindet sich schließlich die ganzheitliche, lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung, die ebenfalls die soziale Dimension integriert (Finkbeiner et al. 2010).

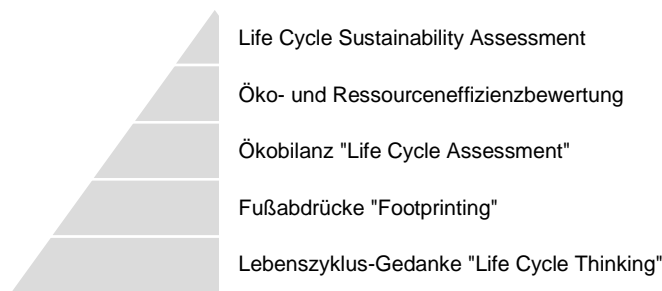


Abbildung 15: Adaption der Maslowschen Bedürfnishierarchie für lebenszyklusbasierte Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertungsansätze, Quelle: (Finkbeiner et al. 2010)

3.4.4 Die Ökobilanz als konzeptioneller Kern von Methoden zur Nachhaltigkeitsbewertung

Die Übertragung vorhandener Bilanzierungsansätze auf den Produktlebenszyklus machte die kausale Beziehung zwischen Produktion und Konsum und den daraus resultierenden Umweltbelastungen sichtbar und schaffte zudem einen methodologischen Rahmen für die Abschätzung der Folgen von Wirtschaftsaktivitäten (Schebek und Bräutigam 2007). Als wichtigste Methode der produktbezogenen Umweltbewertung gilt die Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA). Auch wenn der Begriff „Lebenszyklusanalyse“ die deutsche Entsprechung zum englischen „Life Cycle Assessment“ ist, hat sich im deutschsprachigen Raum die Bezeichnung „Ökobilanz“ aufgrund ihrer Verwendung durch das Deutsche Institut für Normung (DIN) durchgesetzt⁴¹ (Klöpffer und Grahl 2009). Die Entwicklung der Methode geht auf die 70er Jahre zurück, als die Endlichkeit der Rohstoffe und die Abfallproblematik bestimmende Themen der öffentlichen Diskussion bildeten. Anlässlich des Berichts „Grenzen des Wachstums“⁴² wurden erste Konzepte für eine vollständige Ermittlung und Beurteilung der Umweltbelastung von Unternehmen und Produkten⁴³ zunächst erprobt und im Laufe der Zeit fortlaufend optimiert (Siegenthaler 2006). Zum Erhalt von reproduzierbaren und transparenten Ergebnissen setzten Ende der 80er Jahre Bemühungen zur Standardisierung der Ökobilanz ein, die mit den Normen ISO 14040 und 14044 heute weitestgehend vereinheitlicht ist (Finkbeiner 2013).

Mit der Ökobilanz erfolgt eine „Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Output-Flüsse und der potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf seines Lebensweges“ (NAGUS 2006, S. 7). D.h. im Gegensatz zu Stoff-, Energie- und Materialbilanzen findet über die reine Inventarisierung und Systematisierung von Stoffen und Energien hinaus mit der Ökobilanz eine Bewertung der Umweltwirkungen der verschiedenen Inputs und Outputs statt⁴⁴; volkswirtschaftliche und soziale Effekte, die aus der Produktion oder dem Konsum entstehen, bleiben allerdings unberücksichtigt. Der breiten Anwendung und Verbreitung der Methode geschuldet, wurden und werden zahlreiche Abwandlungen mit spezifischem Anwendungsinteresse entwi-

⁴¹Da zumeist im Kontext betrieblicher Umweltbilanzen verwendet, sind zudem die Bezeichnungen „Produkt-Ökobilanz“ bzw. „produktbezogene Ökobilanz“ gebräuchlich, wenn auch nicht in den Normen definiert (Klöpffer und Grahl 2009).

⁴²1972 veröffentlichte Studie zur Zukunft der Weltwirtschaft des Club of Rome (Meadows et al. 1972).

⁴³Nach ISO 14040/ISO 14044 fallen unter den Begriff „Produkt“ Waren und Dienstleistungen. Dienstleistungen besitzen materielle und immaterielle Bestandteile (NAGUS 2006).

⁴⁴Mit der Ökobilanz wird der Bewertungsprozess strukturiert und unterschiedliche Aspekte so verdichtet, dass handlungsorientierte Aussagen getroffen werden können. Die besondere Stärke der Ökobilanz liegt darin, dass sie für verschiedenste Fragestellungen flexibel anwendbar, zugleich aber größtenteils von individuellen Präferenzen und subjektiven Werthaltungen unabhängig ist (Ausberg et al. 2015; Finkbeiner 2016).

ckelt, die sich in den betrachteten Wirkungskategorien und ihrem Aggregationsgrad unterscheiden (darunter die sog. Fußabdrücke, Ökoeffizienz-, Sozio-Ökoeffizienz- und Ressourceneffizienzanalysen sowie ordnungsrechtliche Instrumente). In der VDI-Richtlinie 3925 sind die wichtigsten Bewertungsmethoden im Kontext von Abfallbehandlungsanlagen erläutert (VDI 2016). Allen Methoden liegen spezifische Leitwerte und -güter (etwa Umweltqualität, Gesundheit, Wirtschaftlichkeit, Sicherheit, Funktionsfähigkeit, Wohlstand) zugrunde, die für zu verwirklichende gesellschaftliche Güter stehen. Die Analyseergebnisse bilden die Eingangsgrößen bei der Wahl zwischen verschiedenen Handlungsalternativen. Das Erkenntnisinteresse bei der Anwendung einer Bewertungsmethode ist jeweils mit spezifischen Leitfragen verbunden, deren Relevanz sich aus der Werteperspektive ergibt:

- Stoffflussanalyse, statistische Entropieanalyse: Woher kommen und wo bleiben Stoffe?
- Energiebilanz: Wie hoch ist die Energieeffizienz?
- Exergiebilanz: Wie hochwertig ist die Energieumwandlung?
- Treibhausgasbilanz als Teil der Ökobilanz: Wie viele Treibhausgasemissionen werden freigesetzt?
- Ökobilanz: Welche Umweltwirkungen entstehen?
- Kosten-Wirksamkeits-Analyse: In welchem Verhältnis stehen die wirtschaftlichen Kosten im Verhältnis zur ökologischen Wirksamkeit?
- Kosten-Nutzen-Analyse: In welchem Verhältnis stehen die gesamtgesellschaftlichen Kosten und der gesamtgesellschaftliche Nutzen?
- Ökoeffizienz: Wie kann eine möglichst geringe Umweltwirkung mit möglichst geringen Kosten erreicht werden?
- Sozio-Ökoeffizienz-Analyse: In welchem Verhältnis stehen soziale, wirtschaftliche und ökologische Effekte zueinander?

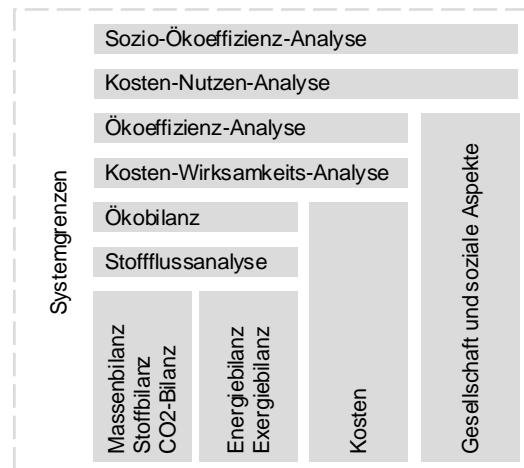


Abbildung 16: Bewertungsmethoden und zugrunde liegende Leitfragen, Quelle: (VDI 2016)

Die Gemeinsamkeiten der sog. „Sonderformen der Ökobilanz“ besteht in der lebenszyklusbezogenen Ermittlung der von einem Produkt verursachten Wirkungen und deren Bezug auf eine Einheit Produkt (d.h. es werden keine absoluten Aussagen über Veränderungen getroffen). Das Vorgehen sieht die Abfolge der typischen vier Phasen der Ökobilanz nach ISO 14040/14044 vor. Untersucht werden alle relevanten Vorgänge und Prozesse, die ursächlich auf die Nachfrage nach Gütern zurückgehen, wobei eine Abstraktion der Wirklichkeit über die Modellierung des betrachteten Systems anhand von mathematischen Gleichungen wie auch eine Aggregation der Informationen für das Gesamtsystem stattfindet. Zu den Sonderformen gehören:

- Fußabdrücke (z.B. Carbon Footprint, Water Footprint), diese beziehen sich auf spezifische Wirkungen und Aspekte innerhalb der Ökobilanz,
- komplementierende Modellansätze (Materialfluss-Analyse, Economic Input Output LCA, Hybrid LCA),
- Methoden, die einen erweiterten Anwendungshorizont aufweisen (Organizational LCA),
- Methoden, die einen spezifischen Schwerpunkt aufweisen (Öko-/Ressourceneffizienz-Analyse),
- Methoden, die die beiden anderen Dimensionen aufgreifen (Lebenszykluskostenrechnung, Sozialbilanz) (Ausberg et al. 2015, 204, 207-209; Finkbeiner 2016).

3.4.5 Allgemeine Vorgehensweise und Systematisierungsansätze

Viele der aktuelleren Publikationen widmen sich der Frage, welche Hilfsmittel sich für eine Nachhaltigkeitsbewertung eignen und wie diese in einen übergeordneten Rahmen eingeordnet und handlungsleitend werden können (vgl. u.a. Sala et al. 2015; Čuček et al. 2012; Singh et al. 2012; Poveda und Lipsett 2011; Gasparatos et al. 2008; Hacking und Guthrie 2008). Aufgrund der Vielzahl potentieller Anwendungsbereiche gibt es keine Standardprozedur, wie eine Nachhaltigkeitsbewertung vollzogen werden sollte. Zwar wurden auf Grundlage von Praxisbeispielen allgemeine Verfahrensschritte formuliert, die aber an die jeweiligen Anforderungen und Praktiken anzupassen sind:

1. Entscheidung über die Durchführung einer Nachhaltigkeitsbewertung (Sreening),
2. Ermittlung des gewünschten Ergebnisses und damit der zu behandelnden Fragestellung,
3. Festlegung von Nachhaltigkeitszielen und Entscheidungskriterien (Scoping),
4. Identifizierung von Optionen und Alternativen, mit denen das gewünschte Ergebnis erreicht werden kann,
5. Vorhersage und Bewertung der Auswirkungen der einzelnen Alternativen,
6. Auswahl und Verbesserung der bevorzugten Alternative (Mitigation),
7. Verabschiedung und Verkündung der Entscheidung,
8. Umsetzung und Überwachung (Follow-up) (Morrison-Saunders und Pope 2013).

Häufig steht am Anfang einer Nachhaltigkeitsbewertung die Erstellung einer Massen-, Stoff- und/oder Energiebilanz. Darauf aufbauend werden eine oder mehrere Wirkungskategorien z.B. im Rahmen von Fußabdruck-Analysen oder einer Ökobilanz analysiert. Der Einbezug ökonomischer Größen kann bspw. über häufig als „integrativ“ bezeichnete Methoden wie die Kosten-Nutzen- oder eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse erfolgen. Bei der Ökoeffizienz-Analyse werden die Ergebnisse der Ökobilanz mit den Kosten gewichtet und zusammengefasst. Wiederum lassen sich mit Sozio-Ökoeffizienz-Analyse zusätzlich soziale Aspekte wie Arbeitsplätze und Arbeitsunfälle in die Bewertung integrieren. Unabhängig von der spezifischen Vorgehensweise, müssen zunächst zu Beginn einer Untersuchung in einer Initiativ- und Planungsphase einige grundsätzliche Überlegungen angestellt werden: zum Erkenntnisinteresse (Ziele, Systemgrenzen, Vergleichssysteme und -einheiten), spezifischen Datenanforderungen, den zu determinierenden Einflussgrößen usw. Daran schließt die Umsetzungsphase mit der Datenerhebung an, gefolgt von dem eigentlichen Einsatz einer Methode oder der kombinierten Anwendung mehrerer Methoden. Anschließend werden die Daten in der Bewertungsphase ausgewertet, die Ergebnisse interpretiert und Empfehlungen ausgesprochen. Im Regelfall wird zur Überprüfung der Datenqualität und Belastbarkeit der Ergebnisse eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Außerdem sind die Dokumentation des Forschungsprozesses und Kommunikation der Resultate grundlegende Bestandteile einer Untersuchung. Zumeist ist der Forschungsprozess iterativ angelegt, sodass bei Bedarf eine Modifizierung der Aufgabenstellung oder der getroffenen Annahmen vorgenommen werden kann (VDI 2016).

Lang et al. (2014) beschrieben einen allgemeinen Forschungs- und Planungsansatz zur Entwicklung, Implementierung und kontinuierlichen Anpassung von Lösungsstrategien für spezifische Nachhaltigkeits Herausforderungen. Darin sind alle methodischen Schritte auf ein konkretes Ziel hin ausgerichtet (Backward-Planning). Die Forschungsobjekte, -ziele und Erfolgskriterien werden in einem gemeinsamen Prozess von Wissenschaftlern und gesellschaftlichen Akteuren definiert. Auf die Festlegung des Methoden-Settings folgt der erste Schritt der eigentlichen Forschungsphase, in dem die relevanten Einflussvariablen des Systems identifi-

ziert und analysiert werden. Die gewonnenen Informationen bilden die Grundlage für die Entwicklung von explorativen Szenarien. Die anschließende Nachhaltigkeitsbewertung basiert auf kontext-spezifischen Nachhaltigkeitsprinzipien und -kriterien und findet unter Einbezug unterschiedlicher Präferenzen von Akteuren sowie Interessenkonflikten zwischen Akteursgruppen statt. Aus den Erkenntnissen werden Handlungsorientierungen und Umsetzungsstrategien abgeleitet. Die Analyse kann in einem Plan-Do-Check-Act-Zyklus fortwährend modifiziert werden (Lang et al. 2014).

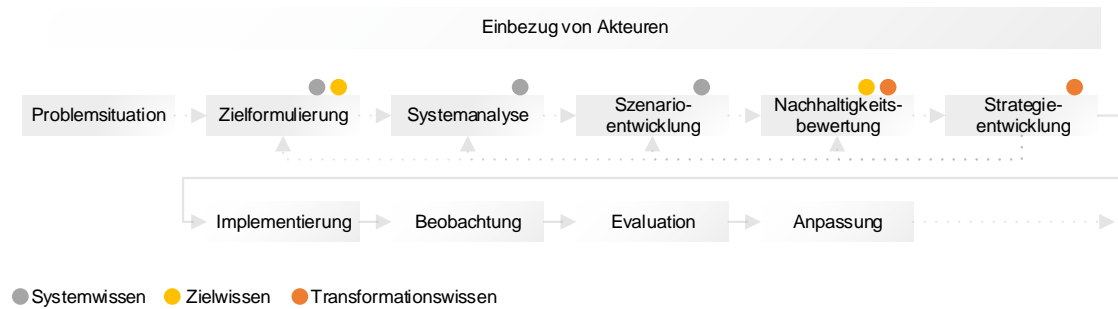


Abbildung 17: Integrativer Forschungs- und Planungsansatz, Quelle: (Lang et al. 2014)

Eine Systematisierung der Methoden kann etwa nach den Methodeigenschaften erfolgen, die unabhängig vom Anwendungskontext zum Tragen kommen und das Ergebnis prägen. Dazu zählen das Untersuchungsobjekt, der Systemrahmen, das Untersuchungs- und Bewertungsprinzip, die Datenbasis, die Bewertungskriterien oder die Methodenanwender. Oder es wird der Anwendungsfall herangezogen, der den prozeduralen Charakter einer Methode prägt (Kaltschmitt und Schebek 2015)⁴⁵. Ridder et al. (2007) identifizierten in einer Metastudie vier generische Phasen von integrativen Bewertungsansätzen und beschreiben den typischen Einsatz von Bewertungsmethoden und -hilfsmitteln (Ridder et al. 2007).

Instrumente	Phase I Problemanalyse	Phase II Lösungssuche	Phase III Analyse	Phase IV Nachbereitung
Beteiligungsinstrumente	Problemrahmung (Integration von Wissen und Werten)	Unterstützung der Szenarienentwicklung	Bereitstellung der Rahmenbedingungen für Entscheidungs-/Kosten-Nutzen-Analysen, Erhöhung der Ergebnisrobustheit	Evaluation des Prozesses
Szenarioansätze	Bereitstellung künftiger Perspektiven	Entwürfe über künftige Entwicklungen, Optionen und Ziele	Bereitstellung von Referenzen für die Anwendung von analytischen Instrumenten	
multikriterielle Entscheidungsanalysen		Definition von Kriterien	Vergleich von Alternativen	

⁴⁵Eine Klassifizierung der eingesetzten Methoden, Indikatoren und Werkzeuge kann generell anhand einer Vielzahl von Kriterien vorgenommen werden: Nachhaltigkeitsdimensionen (ökologisch, ökonomisch, sozial/soziokulturell, teilweise institutionell), Themen (Wirkungsbereichen, Material- oder Energieeinsatz, usw.), Anwendungsfälle (Skalenebenen, z.B. von projektbezogen bis gesellschaftsbezogen), nach methodischen Aspekten (quantitativ, qualitativ, unterschiedlichen Indikatoren-Typen usw.) oder nach der strategischen Ausrichtung (Effizienz, Suffizienz, Konsistenz) (Zinke 2016). Siehe hierzu auch Baumann (1999), Wrisberg (2002), Finnveden (2003, 2005), Ness (2007), Gasparatos (2008), Mayer (2008), Thabrew (2009), Jeswani (2010), Ahlroth (2011), Kissinger (2011), Poveda (2011), Singh (2012), Sala (2015).

3 Nachhaltigkeitsbewertung

Kosten-Nutzen- und Kosten-Wirksamkeits-Analysen, Stoffstromanalysen, Modellierungsansätze	Bereitstellung der analytischen Grundlagen	Unterstützung der Entscheidungsfindung	vollständige analytische Beschreibung von Alternativen als Vergleichsgrundlage	Ex-post Bewertung
---	--	--	--	-------------------

Tabelle 17: Rolle von Bewertungshilfsmitteln bei einer Nachhaltigkeitsanalyse, Quelle: (Ridder et al. 2007)

In dem Kategorisierungsschema nach Ness et al. (2007) werden Bewertungsmethoden nach Indikatoren bzw. Indizes, produktbezogenen Ansätzen und integrativen Methoden gemäß ihrem Zeitbezug untergliedert. In der ersten Kategorie Säule sind Indikatorensets abgebildet, die lediglich einzelne Aspekte der Nachhaltigkeit fokussieren und, im Gegensatz dazu, Indikatoren-systeme, in denen die verschiedenen Nachhaltigkeitsdimensionen zusammen betrachtet werden. Des Weiteren Verfahren, mit denen Stoff- und Energieflüsse auf verschiedenen räumlichen Ebenen beschrieben werden können. Die zweite Kategorie beinhaltet Analyse- und Bewertungsmethoden zur Untersuchung der Energie- und Stoffströme, die im Zusammenhang mit der Produktion und dem Konsum von Gütern anfallen. Die letzte Kategorie beschreibt ganzheitliche Bewertungsansätze zur Unterstützung von Entscheidungsprozessen auf Projekt- und Programmebene ab. Quer zu den drei Kategorien liegen Methoden, die zur Monetarisierung von nicht-monetären Werten und Gütern eingesetzt werden. Mit dem Einsatz von Indikatoren und Indizes findet im Sinne eines Monitorings ein Rückgriff auf Daten aus der Vergangenheit statt, sie bilden den Ist-Zustand bzw. die Entwicklungstrends bis zum Zeitpunkt der Untersuchung ab. Die ganzheitlichen Ansätze hingegen ermöglichen Prognosen über zukünftige Entwicklungen; produktbezogene Bewertungen können sowohl vergangenheits- als auch zukunftsbezogen ausgerichtet sein (Ness et al. 2007).

retrospektiv		prospektiv	
<i>Indikatoren/Indizes</i>		<i>„integrative“ Analysen</i>	
<ul style="list-style-type: none"> • nicht-integrativ, z.B. Indikatoren zu spezifischen Umweltbelastungen • regionale Stoffströme, z.B. Materialflussanalyse • integrativ, z.B. Ökologischer Fußabdruck 	<ul style="list-style-type: none"> • Ökobilanz • Lebenszykluskostenrechnungen • Materialbilanzen, z.B. Materialintensitätsanalyse • Energiebilanzen, z.B. Prozessenergieanalyse 	<ul style="list-style-type: none"> • z.B. Multikriterien- oder Kosten-Nutzen-Analysen • Folgenabschätzungen, z.B. Umweltverträglichkeitsprüfung 	
monetäre Bewertungsmethoden, z.B. Kontingente Bewertungsmethode			

Abbildung 18: Klassifizierungsschema nach Ness et al., Quelle: (Ness et al. 2007)

Eine Betrachtung der Fallstudien zur Nachhaltigkeitsbewertung zeigt, dass nur wenige der (sog.) Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden speziell für diesen Zweck entwickelt wurden. Größtenteils werden reduktionistische Ansätze kombiniert und die Ergebnisse separater Erhebungen lediglich gemeinsam dargestellt oder zusammengefasst. Mit diesem Hintergrund entwarfen Sala et al. (2015) einen komplexen Ordnungsrahmen der alle Elemente enthält, die für einen Bewertungsprozess im Sinne der nachhaltigen Entwicklung von Bedeutung sind. Der vorgeschlagene Ansatz soll die Produktion transparenter, belastbarer Ergebnisse für unterschiedliche Entscheidungskontexte erleichtern.

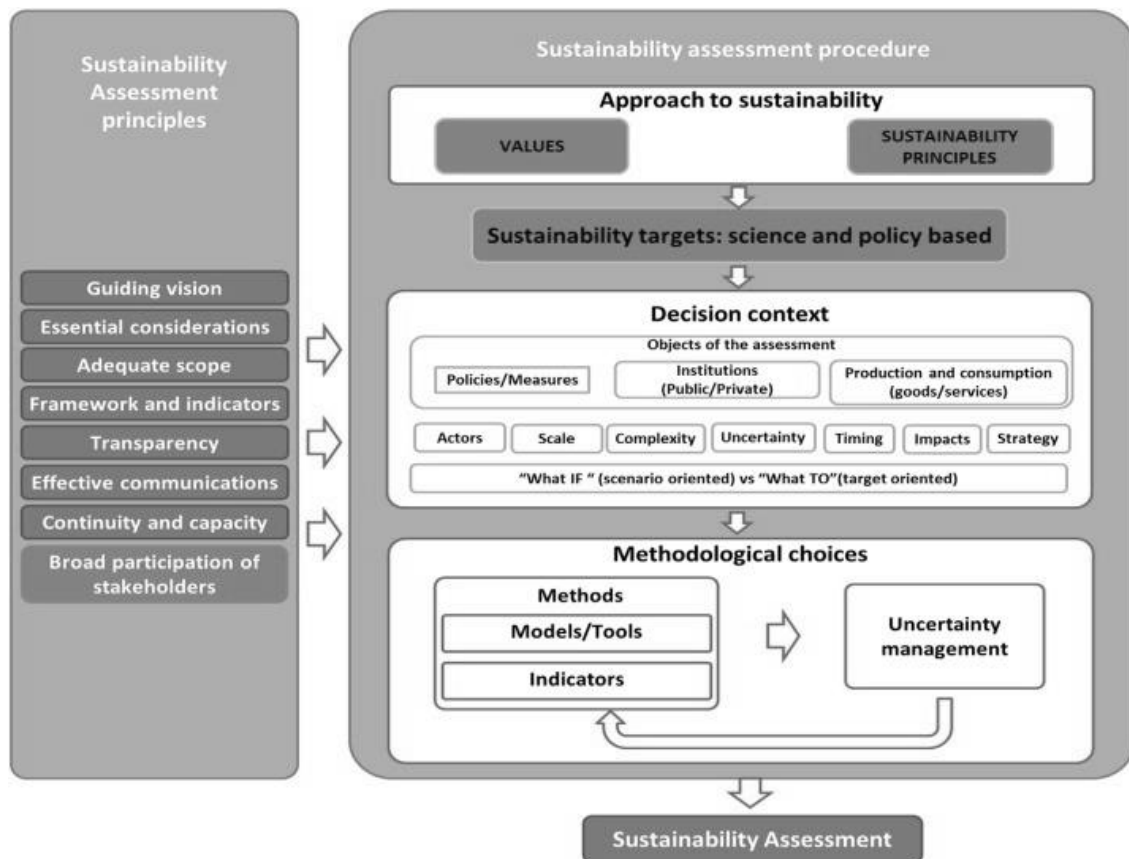


Abbildung 19: Konzeptioneller Rahmen Nachhaltigkeitsbewertung nach Sala et al.; grün: Schlüsselemente, die eine Nachhaltigkeitsbewertung von anderen Bewertungen unterscheidet, Quelle: (Sala et al. 2015)

Die ausgewiesenen Grundsätze orientieren sich eng an dem bereits genannten BelaggioSTAMP. Der Ansatz nimmt explizit Bezug auf ontologische, epistemologische und methodologische Aspekte. Die Autoren stellten ferner eine umfassende Kriterienliste zur Systematisierung der Methodenvielfalt vor. Diese sieht eine Unterscheidung der Methoden vor nach Grenzwertorientierung (keine Referenzwerte vs. wissenschaftlich fundierte oder politikbasierte Grenzwerte), Vollständigkeit (Abdeckung einer bis zu drei oder mehr Säulen), Eingebundenheit (monodisziplinäre, sektorale bis transdisziplinäre, intersektorale und partizipatorische Ansätze), Beteiligungsmöglichkeiten (Information bis enge Interaktion in allen Phasen der Bewertung), Skalierbarkeit (lokale, spezifische, zeitlich begrenzte bis multitemporale, Multiskalenansätze), strategische Ausrichtung (reine Bilanzierungsverfahren bis transformative Ansätze) und Transparenz (keine bis volle Transparenz) (Sala et al. 2015).

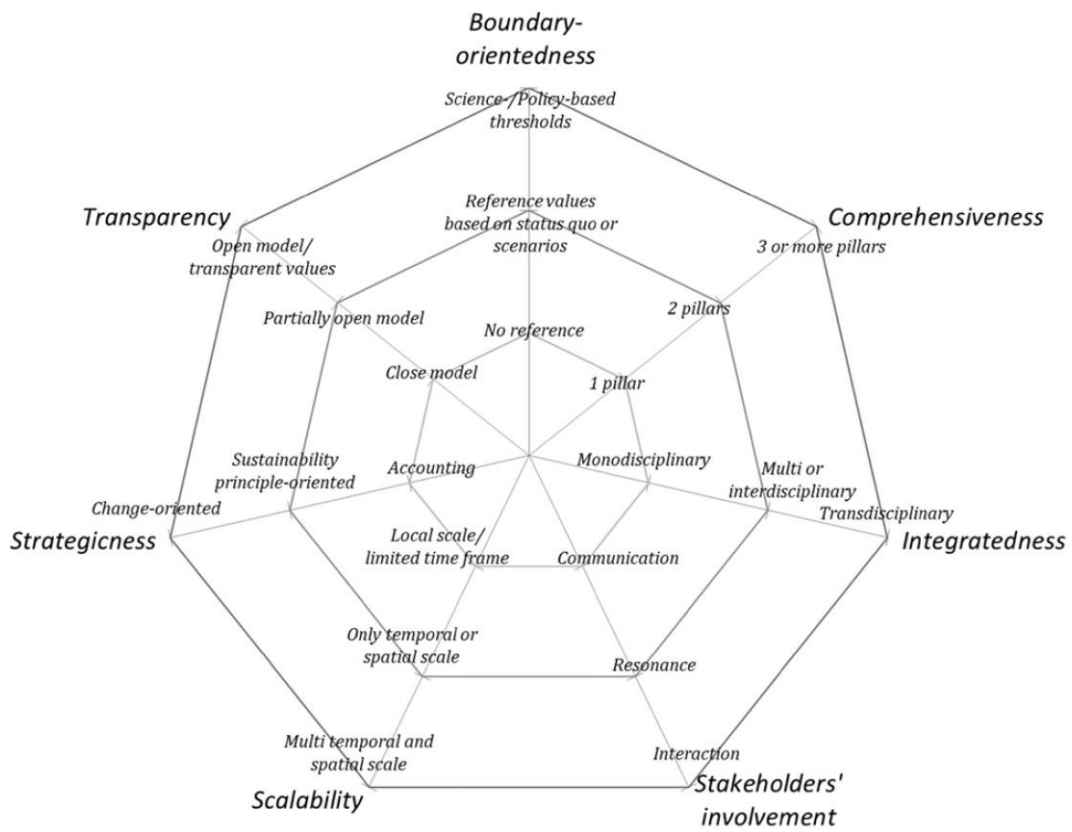


Abbildung 20: Kategorisierungsschema Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden nach Sala et al., Quelle: (Sala et al. 2015)

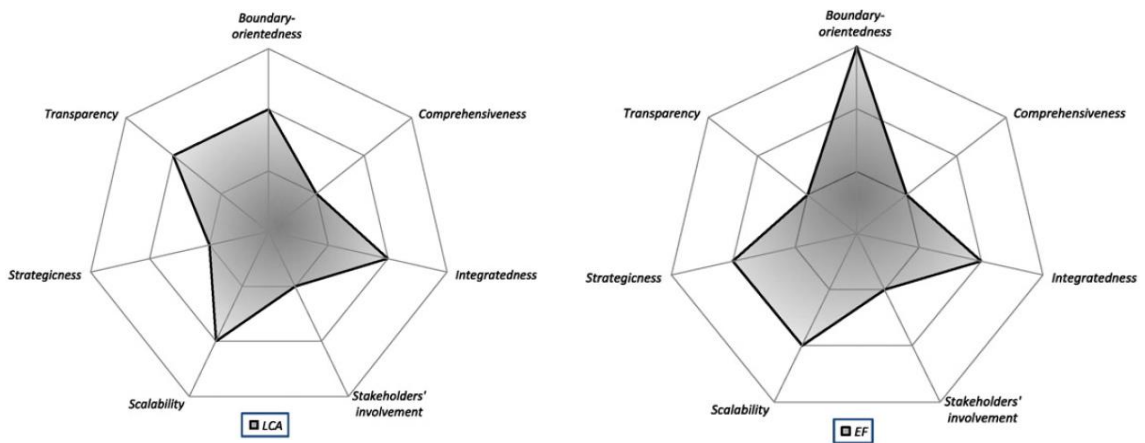


Abbildung 21: Einordnung der Ökobilanz (links) und des Ökologischen Fußabdrucks (rechts), Quelle: (Sala et al. 2015)

4. Literaturverzeichnis

Achternbosch, Matthias; Bräutigam, Klaus-Rainer (2002): Stoffstromanalysen. Einführung in den Schwerpunkt. In: Technikfolgenabschätzung - Theorie und Praxis (TaTuP) 11 (1), S. 7-9.

Ackermann, Julia; Müller, Martin; Dickebohm, Nicole (2013): Nachhaltigkeit in Unternehmen - Konzepte zur Umsetzung. In: Annett Baumast und Jens Pape (Hg.): Betriebliches Nachhaltigkeitsmanagement. 19 Tabellen. Stuttgart, S. 58-78.

Ahloth, Sofia; Nilsson, Måns; Finnveden, Göran; Hjelm, Olof; Hochschorner, Elisabeth (2011): Weighting and valuation in selected environmental systems analysis tools - suggestions for further developments. In: Journal of Cleaner Production 19 (2-3), S. 145-156.

Ahsen, Anette von; Bradersen, Udo; Loske, André; Marczian, Susanne (2015): Umweltmanagementsysteme. In: Martin Kaltschmitt und Liselotte Schebek (Hg.): Umweltbewertung für Ingenieure. Berlin, Heidelberg, S. 359-401.

Arnold, Wolfgang; Freimann, Jürgen; Kurz, Rudi (2003): Sustainable Balanced Scorecard (SBS): Integration von Nachhaltigkeitsaspekten in das BSC-Konzept. Konzept - Erfahrungen - Perspektiven. In: Controlling & Management 47 (6), S. 391-400.

Ausberg, Laura; Ciroth, Andreas; Feifel, Silke; Franze, Juliane; Kaltschmitt, Martin; Klemmayer, Inga et al. (2015): Lebenszyklusanalysen. In: Martin Kaltschmitt und Liselotte Schebek (Hg.): Umweltbewertung für Ingenieure. Berlin, Heidelberg, S. 203-314.

Baumann, Sabine (1999): Umweltschutzorientierte Prozessnetzwerke. Modellierung und Analyse produktinduzierter Stoff- und Energieströme. Wiesbaden.

Bayerisches Landesamt für Umwelt (2015): Biodiversität (UmweltWissen - Natur).

Becker, Egon; Jahn, Thomas (2006): Soziale Ökologie. Grundzüge einer Wissenschaft von den gesellschaftlichen Naturverhältnissen. Frankfurt am Main.

Becker, Wolfgang; Ulrich, Patrick (Hg.) (2016): Handbuch Controlling. Wiesbaden.

Bertelsmann Stiftung (2014): CRI Corporate Responsibility Index 2013. Erfolgsfaktoren unternehmerischer Verantwortung.

Beschorner, Thomas (2005): Corporate Social Responsibility, Corporate Citizenship, Corporate Governance. Schillernde Begriffe und ihre Deutung. In: Ökologisches Wirtschaften (3), S. 40-42.

Bettencourt, Luís M. A.; Kaur, Jasleen (2011): Evolution and structure of sustainability science. In: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 108 (49), S. 19540-19545.

Bilharz, Michael (2006): Nachhaltiger Konsum. Die Suche nach dem nächsten Schritt. Freising.

Böhringer, Christoph; Jochem, Patrick E.P. (2007): Measuring the immeasurable — A survey of sustainability indices. In: Ecological Economics 63 (1), S. 1-8.

Booyens, Frederik (2002): An Overview and Evaluation of Composite Indices of Development. In: Social Indicators Research 59, S. 115-151.

Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (BAFA) (2016): Merkblatt für Energieaudits. Energieaudits nach den gesetzlichen Bestimmungen der §§ 8 ff. EDL-G.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2014): Umweltinformationen für Produkte und Dienstleistungen: Anforderungen - Instrumente - Beispiele.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2000): Erprobung der CSD-Nachhaltigkeitsindikatoren in Deutschland. Bericht der Bundesregierung.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2014): Gesellschaftliche Verantwortung von Unternehmen. Eine Orientierungshilfe für Kernthemen und Handlungsfelder des Leitfadens DIN ISO 26000.

Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ) (2016): Im Detail: Die Millenniumsentwicklungsziele. Online verfügbar unter https://www.bmz.de/de/ministerium/ziele/2030_agenda/historie/MDGs_2015/index.html, zuletzt aktualisiert am 13.10.2016, zuletzt geprüft am 26.01.2018.

Bundesregierung (2016): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Neuauflage 2016.

Bundesregierung (2017): Das Nationale Programm für nachhaltigen Konsum. In: ÖW 32 (2), S. 8.

Bundesumweltministerium (BMU) (2013): Bericht der Bundesregierung zur Ausgangslage und Perspektiven: Die Post-2015-Agenda für nachhaltige Entwicklung: Gemeinsame globale Herausforderungen, Interessen und Ziele.

Bundesverband der Deutschen Industrie (BDI) (2016): Energieaudit-Pflicht: Aktuelle Rechtslage. Online verfügbar unter <https://bdi.eu/artikel/news/energieaudit-pflicht-aktuelle-rechtslage/>, zuletzt aktualisiert am 11.03.2016, zuletzt geprüft am 15.01.2018.

Bundeszentrale für politische Bildung (BPB) (2011): Bevölkerungsentwicklung. In: Informationen zur politischen Bildung (282).

Burschel, Carlo (2004): Betriebswirtschaftslehre der nachhaltigen Unternehmung. München.

Carlowitz, Hans Carl von; Hamberger, Joachim (2013): Sylvicultura oeconomica oder Haußwirthliche Nachricht und Naturmäßige Anweisung zur Wilden Baum-Zucht. München.

Clark, William C.; Dickson, Nancy M. (2003): Sustainability science. The emerging research program. In: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 100 (14), S. 8059-8061.

Colsmann, Bernhard (2016): Nachhaltigkeitscontrolling. Strategien, Ziele, Umsetzung. Wiesbaden.

Čuček, Lidija; Klemeš, Jiří Jaromír; Kravanja, Zdravko (2012): A Review of Footprint Analysis Tools for Monitoring Impacts on Sustainability. In: Journal of Cleaner Production 34, S. 9-20.

Dalal-Clayton, D. Barry; Sadler, Barry (2014): Sustainability appraisal. A sourcebook and reference guide to international experience. London.

Deutsche Energie-Agentur (dena): Deutscher Nachhaltigkeitskodex für die Wohnungswirtschaft eingeführt. Newsletter 2015: Zukunft Haus. Online verfügbar unter <https://www.zukunft-haus.info/newsletter-zukunft-haus/newsletter-zukunft-haus/newsletter-52014/deutscher-nachhaltigkeitskodex-fuer-die-wohnungswirtschaft-eingefuehrt.html>, zuletzt geprüft am 22.01.2018.

Deutscher Bundestag (1971): Umweltprogramm der Bundesregierung.

Deutscher Bundestag (2017): Gesetz zur Stärkung der nichtfinanziellen Berichterstattung der Unternehmen in ihren Lage- und Konzernlageberichten (CSR-Richtlinie-Umsetzungsgesetz). Fundstelle: Bundesgesetzblatt Jahrgang 2017 Teil I Nr. 20.

Deutsches Institut für Normung (DIN): DIN - Kurz erklärt. Online verfügbar unter <https://www.din.de/de/ueber-normen-und-standards/basiswissen>, zuletzt geprüft am 08.12.2017.

D'heur, Michael (2014): shared.value.chain: Profitables Wachstum durch nachhaltig gemeinsame Wertschöpfung. In: Michael D'heur (Hg.): CSR und Value Chain Management. Profitables Wachstum durch nachhaltig gemeinsame Wertschöpfung. Berlin, S. 1-122.

Diaz-Bone, Rainer; Weischer, Christoph; Beer, Bettina (2015): Methoden-Lexikon für die Sozialwissenschaften. Wiesbaden.

DIN Deutsches Institut für Normung e. V. (2017): Deutsche Normungsstrategie.

DIN EN ISO 14031:2013-12, Umweltmanagement - Umweltleistungsbewertung - Leitlinien (ISO 14031:2013); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14031:2013.

DIN EN ISO 14001:2016-03, Umweltmanagementsysteme - Anforderungen mit Anleitung zur Anwendung; Berichtigung zu DIN EN ISO 14001:2015-11.

DIN EN ISO 14040:2009-11, Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14040:2006.

DIN ISO 26000:2011-01, Leitfaden zur gesellschaftlichen Verantwortung (ISO 26000:2010).

DIN SPEC 35201:2015-04, Referenzmodell für die Entwicklung nachhaltiger Dienstleistungen.

DIN EN 16751:2014-07, Biobasierte Produkte - Nachhaltigkeitskriterien; Deutsche Fassung prEN 16751:2014.

Dittberner, Jan; Krüger, Michael (Hg.) (2011): Bezeichnungen für Normen. Was bedeuten Kürzel, Norm-Nummern etc.?; ein Nachschlagewerk für Praktiker = Designation of standards. Deutsches Institut für Normung. Berlin.

Dörner, Dietrich (2017): Die Logik des Misslingens. Strategisches Denken in komplexen Situationen. Reinbek bei Hamburg.

Eblinghaus, Helga; Stickler, Armin (1996): Nachhaltigkeit und Macht. Zur Kritik von Sustainable Development. Frankfurt am Main.

Elkington, John (1998): Partnerships from cannibals with forks. The triple bottom line of 21st-century business. In: Environ. Qual. Manage. 8 (1), S. 37-51.

Enders, Judith Christine; Remig, Moritz (Hg.) (2013): Perspektiven nachhaltiger Entwicklung - Theorien am Scheideweg. Marburg.

Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ (1998): Abschlussbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt - Bewertungskriterien und Perspektiven für umweltverträgliche Stoffkreisläufe in der Industriegesellschaft“. Konzept Nachhaltigkeit, vom Leitbild zur Umsetzung. Bonn.

Europäische Kommission (2011): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Eine neue EU-Strategie (2011-14) für die soziale Verantwortung der Unternehmen (CSR).

Europäische Kommission (2014): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und Ausschuss der Regionen. Ein menschenwürdiges Leben für alle: Vom Zukunftsbild zu kollektiven Maßnahmen. Brüssel.

Europäische Union (EU) (2012): Richtlinie 2012/27/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Oktober 2012 zur Energieeffizienz, zur Änderung der Richtlinien 2009/125/EG und 2010/30/EU und zur Aufhebung der Richtlinien 2004/8/EG und 2006/32/EG.

Europäische Union (EU) (2014): Richtlinie 2014/95/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 zur Änderung der Richtlinie 2013/34/EU im Hinblick auf die Angabe nichtfinanzieller und die Diversität betreffender Informationen durch bestimmte große Unternehmen und Gruppen.

Europäische Union (EU) (2017): Verordnung (EU) 2017/ 821 des Europäischen Parlaments und Rates vom 17. Mai 2017 zur Festlegung von Pflichten zur Erfüllung der Sorgfaltspflichten in der Lieferkette für Unionseinführer von Zinn, Tantal, Wolfram, deren Erzen und Gold aus Konflikt- und Hochrisikogebieten.

European Environment Agency (EEA) (1999): Environmental Indicators: Typology and overview. Technical report No 25: 19.

eurostat (2017): Sustainable Development in the European Union. Overview of progress towards the SDGs in an EU context.

Feng, Kuishuang; Chapagain, Ashok; Suh, Sangwon; Pfister, Stephan; Hubacek, Klaus (2011): Comparison of Bottom-up and Top-down Approaches to Calculating the Water Footprint of Nations. In: Economic Systems Research 23 (4), S. 371-385.

Fichter, Klaus; Clausen, Jens (1998): Schritte zum nachhaltigen Unternehmen. Zukunftsweisende Praxiskonzepte des Umweltmanagements. Berlin, Heidelberg.

Fifka, Matthias S. (2011): Sustainability, Corporate Social Responsibility und Corporate Citizenship - ein Abgrenzungsversuch im Begriffswirrwarr. In: Eberhard Haunhorst, Christoph Willers und Janina Bethscheider (Hg.): Nachhaltiges Management. Sustainability, Supply Chain, Stakeholder. Norderstedt, S. 29-49.

Fifka, Matthias S. (2014): Einführung - Nachhaltigkeitsberichterstattung: Eingrenzung eines heterogenes Phänomen. In: Matthias S. Fifka (Hg.): CSR und Reporting. Nachhaltigkeits- und CSR-Berichterstattung verstehen und erfolgreich umsetzen. Berlin, Heidelberg, S. 1-18.

Figge, Frank; Hahn, Tobias; Schaltegger, Stefan; Wagner, Marcus (2001): Sustainability balanced scorecard. Wertorientiertes Nachhaltigkeitsmanagement mit der Balanced Scorecard. Lüneburg.

Finkbeiner, Matthias (2013): From the 40s to the 70s - the future of LCA in the ISO 14000 family. In: Int J Life Cycle Assess 18 (1), S. 1-4.

Finkbeiner, Matthias; Schau, Erwin M.; Lehmann, Annekatrin; Traverso, Marzia (2010): Towards Life Cycle Sustainability Assessment. In: Sustainability 2 (10), S. 3309-3322.

Finkbeiner, Matthias (2016): Introducing "Special Types of Life Cycle Assessment". In: Matthias Finkbeiner (Hg.): Special types of life cycle assessment (LCA compendium - the complete world of life cycle assessment). Berlin, Heidelberg, S. 1-9.

Finkbeiner, Matthias; Schwager, Bernhard (2016): Umweltmanagement für kleine und mittlere Unternehmen. Die ISO 14000-Serie und Ihre Umsetzung. Berlin.

Finnveden, Göran; Nilsson, Måns; Johansson, Jessica; Persson, Åsa; Moberg, Åsa; Carlsson, Tomas (2003): Strategic Environmental Assessment Methodologies - Applications Within the Energy Sector. In: Environmental Impact Assessment Review 23 (1), S. 91-123.

Finnveden, Göran; Moberg, Åsa (2005): Environmental systems Analysis Tools - an Overview. In: Journal of Cleaner Production 13 (12), S. 1165-1173.

Flentje, Ann-Kathrin; Diroll, Christina; Heupel, Thomas (2015): Nachhaltigkeitsstrategien deutscher Unternehmen und mögliche Controlling- und Bewertungsinstrumente. Marburg.

Fraunhofer-Gesellschaft (FHG), Helmholtz-Gemeinschaft Deutscher Forschungszentren (HGF), Leibniz-Gemeinschaft (WGL) (2016): Nachhaltigkeitsmanagement in außeruniversitären Forschungsorganisationen.

Gasparatos, Alexandros; El-Haram, Mohamed; Horner, Malcolm (2008): A critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability. In: Environmental Impact Assessment Review 28 (4-5), S. 286-311.

Geschäftsstelle des Umweltgutachterausschusses (2015): Systematisches Umweltmanagement mit EMAS - Mehrwert schaffen. Die Unterschiede zwischen EMAS und ISO 14001.

Global Reporting Initiative (GRI): G4 Sector Disclosures.

Global Reporting Initiative (GRI) (2013a): G4 Leitlinien zur Nachhaltigkeitsberichterstattung. Berichterstattungsgrundsätze und Standardangaben.

Global Reporting Initiative (GRI) (2013b): G4 Leitlinien zur Nachhaltigkeitsberichterstattung. Umsetzungsanleitung.

Göll, Edgar; Henseling, Christine (2017): Gesellschaftliche Trägheiten und Optionen zu ihrer Überwindung in Richtung Nachhaltigkeit. In: Jana Rückert-John und Martina Schäfer (Hg.): Governance für eine Gesellschaftstransformation. Herausforderungen des Wandels in Richtung nachhaltige Entwicklung. Wiesbaden, S. 87-108.

Grunwald, Armin; Kopfmüller, Jürgen (2012): Nachhaltigkeit. eine Einführung. Frankfurt, New York.

Guinée, Jeroen B.; Heijungs, Reinout; Huppes, Gjalte; Zamagni, Alessandra; Masoni, Paolo; Buonamici, Roberto et al. (2011): Life cycle assessment: past, present, and future. In: Environmental science & technology 45 (1), S. 90-96.

Hacking, Theo; Guthrie, Peter (2008): A framework for clarifying the meaning of Triple Bottom-Line, Integrated, and Sustainability Assessment. In: Environmental Impact Assessment Review 28 (2-3), S. 73-89.

Hahn, Rüdiger (2013): Corporate Citizenship - Unternehmen als politische Akteure. In: Annett Baumast und Jens Pape (Hg.): Betriebliches Nachhaltigkeitsmanagement. 19 Tabellen. Stuttgart, S. 123-138.

Hák, Tomáš; Janoušková, Svatava; Moldan, Bedřich (2016): Sustainable Development Goals. A need for relevant indicators. In: Ecological Indicators 60, S. 565-573.

Hauff, Michael von; Kleine, Alexandro (2014): Nachhaltige Entwicklung. Grundlagen und Umsetzung. München.

Hauff, Volker (1987): Unsere gemeinsame Zukunft. Greven.

Helmke, Stefan; Scherberich, John Uwe; Uebel, Matthias (2016): Konsumkultur. In: Stefan Helmke, John Uwe Scherberich und Matthias Uebel (Hg.): LOHAS-Marketing. Wiesbaden, S. 9-53.

Herbes, Carsten (2013): Internationales Management und Nachhaltigkeit. In: Dietmar Ernst (Hg.): Nachhaltige Betriebswirtschaftslehre. Konstanz, S. 101-124.

Herzig, Christian; Pianowski, Mathias (2013): Betriebliche Nachhaltigkeitsberichterstattung. In: Annett Baumast und Jens Pape (Hg.): Betriebliches Nachhaltigkeitsmanagement. 19 Tabellen. Stuttgart, S. 335-359.

Heyen, Dirk Arne; Brohmann, Bettina (2017): Konzepte grundlegenden gesellschaftlichen Wandels und seiner Gestaltung Richtung Nachhaltigkeit - ein Überblick über die aktuelle Transformationsliteratur. In: Jana Rückert-John und Martina Schäfer (Hg.): Governance für eine Gesellschaftstransformation. Herausforderungen des Wandels in Richtung nachhaltige Entwicklung. Wiesbaden, S. 69-86.

Hofer, Peter; Prognos AG; Scheelhaase, Janina; Wolff, Heimfried (1998): Nachhaltige Entwicklung im Energiesektor? Erste deutsche Branchenanalyse zum Leitbild von Rio.

Hofmeister, Sabine (1998): Von der Abfallwirtschaft zur ökologischen Stoffwirtschaft. Wege zu einer Ökonomie der Reproduktion. Opladen, Wiesbaden.

IHK Koblenz: Definition Normen - Standards. Online verfügbar unter https://www.ihk-koblenz.de/innovation/innovation_technologie/Normung_und_Normen/Definition-Normen---Standards/3325396, zuletzt geprüft am 18.01.2018.

Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW); future - verantwortung unternehmen (2017): Das Ranking der Nachhaltigkeitsberichte 2015. Ergebnisse, Trends und Branchenauswertungen.

Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW); future e.V. (2017): Ranking Nachhaltigkeitsberichte Ranking der Nachhaltigkeitsberichte von IÖW und future. Online verfügbar unter <http://www.ranking-nachhaltigkeitsberichte.de/>, zuletzt aktualisiert am 15.02.2017, zuletzt geprüft am 15.01.2018.

Jahn, Thomas (2008): Transdisziplinarität in der Forschungspraxis. In: Matthias Bergmann/Engelbert Schramm (Hg.): Transdisziplinäre Forschung. Integrative Forschungsprozesse verstehen und bewerten. Frankfurt/New York, S. 21-37.

Jeswani, Harish Kumar; Azapagic, Adisa; Schepelmann, Philipp; Ritthoff, Michael (2010): Options for broadening and deepening the LCA approaches. In: Journal of Cleaner Production 18 (2), S. 120-127.

Kanning, Helga (2013): Nachhaltige Entwicklung - die gesellschaftliche Herausforderung für das 21. Jahrhundert. In: Annett Baumast und Jens Pape (Hg.): Betriebliches Nachhaltigkeitsmanagement. 19 Tabellen. Stuttgart, S. 21-43.

Kates, Robert W.; Clark, William C.; Corell, Robert; Hall, Michael J.; Jaeger, Carlo C.; Lowe, Ian et al. (2001): Sustainability Science. In: Science 292 (5517), S. 641-642.

Kates, Robert W.; Thomas, M. Parris; Anthony, A. Leiserowitz (2005): What is Sustainable Development? Goals, Indicators, Values, and Practice. In: Environment: Science and Policy for Sustainable Development 47 (3), S. 8-21.

-
- Kissinger, Meidad; Rees, William E.; Timmer, Vanessa (2011): Interregional sustainability. Governance and policy in an ecologically interdependent world. In: *Environmental Science & Policy* 14 (8), S. 965-976.
- Klöpffer, Walter; Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA). Ein Leitfadens für Ausbildung und Beruf. Weinheim.
- Klöpffer, Walter; Renner, Isa (2007): Lebenszyklusanalysen in der Nachhaltigkeitsbewertung. Lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung von Produkten. In: *Technikfolgenabschätzung - Theorie und Praxis (TaTuP)* 16 (3).
- Koordinierungsstelle Umweltschutz (KU) (2014): DIN SPEC 35200. Leitlinien für die Einbeziehung von Nachhaltigkeit in Normen (ISO Guide 82:2014).
- Kopfmüller, Jürgen (2001): Nachhaltige Entwicklung integrativ betrachtet. Konstitutive Elemente, Regeln, Indikatoren. Berlin.
- KPMG International (2017): The road ahead. The KPMG Survey of Corporate Responsibility Reporting 2017.
- Kroll, Christian (2015): Die nachhaltigen Entwicklungsziele der UN: Sind die Industriestaaten bereit? Zusammenfassung.
- Lang, Daniel J.; Rode, Horst; Wehrden, Henrik von (2014): Methoden und Methodologie in den Nachhaltigkeitswissenschaften. In: Harald Heinrichs und Gerd Michelsen (Hg.): *Nachhaltigkeitswissenschaften*. Berlin, Heidelberg, S. 115-144.
- Lee, Norman (2002): Integrated approaches to Impact Assessment: substance or make-believe? In: *Environmental Assessment Yearbook*. Institute of Environmental Management and Assessment/EIA Centre, S. 14-20.
- Mauch, Christof (2014): Mensch und Umwelt. Nachhaltigkeit aus historischer Perspektive. München.
- Mayer, Audrey L. (2008): Strengths and weaknesses of common sustainability indices for multidimensional systems. In: *Environment International* 34 (2), S. 277-291.
- Meadows, Dennis L.; Meadows, Donella H.; Zahn, Erich (1972): Die Grenzen des Wachstums. Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit.
- Meffert, Heribert; Kirchgeorg, Manfred (1998): Marktorientiertes Umweltmanagement. Konzeption - Strategie - Implementierung; mit Praxisfällen. Stuttgart.
- Meier, Eva (2014): Nachhaltigkeitsbewertung - Logical Framework-Ansatz zur kontextbezogenen Operationalisierung von Nachhaltigkeit auf Basis gesellschaftlicher Nachhaltigkeitskonzepte.
- Michelsen, Gerd; Adomßent, Maik (2014): Nachhaltige Entwicklung: Hintergründe und Zusammenhänge. In: Harald Heinrichs und Gerd Michelsen (Hg.): *Nachhaltigkeitswissenschaften*. Berlin, Heidelberg, S. 3-59.
- Miller, Thaddeus R.; Wiek, Arnim; Sarewitz, Daniel; Robinson, John; Olsson, Lennart; Kriebel, David; Loorbach, Derk (2014): The future of sustainability science. A solutions-oriented research agenda. In: *Sustain Sci* 9 (2), S. 239-246.
- Ministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst Baden-Württemberg (MKW) (2013): *Wissenschaft für Nachhaltigkeit. Herausforderung und Chance für das baden-württembergische Wissenschaftssystem*.

- Morrison-Saunders, Angus; Pope, Jenny (2013): Conceptualising and managing trade-offs in sustainability assessment. In: *Environmental Impact Assessment Review* 38, S. 54-63.
- Müller, Martin; Moutchnik, Alexander; Freier, Ines (2013): Standards und Zertifikate im Umweltmanagement, im Sozialbereich und im Bereich der gesellschaftlichen Verantwortung. In: Annett Baumast und Jens Pape (Hg.): *Betriebliches Nachhaltigkeitsmanagement*. 19 Tabellen. Stuttgart, S. 79-101.
- Naturkapital Deutschland TEEB DE (2012): *Naturkapital Deutschland: Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft - Eine Einführung*.
- Naturkapital Deutschland TEEB DE (2015): *Naturkapital und Klimapolitik. Synergien und Konflikte*.
- Naturkapital Deutschland TEEB DE (2016): *Ökosystemleistungen in der Stadt. Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen*.
- Ness, Barry; Urbel-Piirsalu, Evelin; Anderberg, Stefan; Olsson, Lennart (2007): Categorising tools for sustainability assessment. In: *Ecological Economics* 60 (3), S. 498-508.
- Neugebauer, Birgit (2014): *Nachhaltigkeit Lernen. Umgang mit Komplexität - Systemisches Lernen*.
- Nölting, Benjamin; Voß, Jan-Peter; Hayn, Doris (2004): Nachhaltigkeitsforschung - jenseits von Disziplinierung und anything goes. In: *GAIA* 13 (4).
- Nowotny, Helga (2000): Sozial robustes Wissen und nachhaltige Entwicklung. In: *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society* 9 (1), S. 1-2.
- Nutzinger, Hans G.; Radke, Volker (1995): Nachhaltige Wirtschaftsweise und Energieversorgung. In: Hans G. Nutzinger (Hg.): *Nachhaltige Wirtschaftsweise und Energieversorgung. Konzepte, Bedingungen, Ansatzpunkte*. Marburg, S. 225-256.
- Organisation for Economic Co-operation and Development OECD (Hg.) (2008): *Conducting Sustainability Assessments: OECD Publishing (OECD Sustainable Development Studies)*.
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) (1993): *OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews*. Paris.
- Otto, Siegmund (2007): *Bedeutung und Verwendung der Begriffe nachhaltige Entwicklung und Nachhaltigkeit. Eine empirische Studie*.
- Pissourios, Ioannis A. (2013): An interdisciplinary study on indicators. A comparative review of quality-of-life, macroeconomic, environmental, welfare and sustainability indicators. In: *Ecological Indicators* 34, S. 420-427.
- Pohl, Christian Erik; Hirsch Hadorn, Gertrude (2006): *Gestaltungsprinzipien für die transdisziplinäre Forschung*.
- Pope, Jenny (2006): What's so Special about Sustainability Assessment? . Editorial. In: *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 8 (3), S. v-x.
- Porter, Michael E.; Kramer, Mark R. (2012): Shared Value: Die Brücke von Corporate Social Responsibility zu Corporate Strategy. In: Andreas Schneider und René Schmidpeter (Hg.): *Corporate Social Responsibility. Verantwortungsvolle Unternehmensführung in Theorie und Praxis*. Berlin, Heidelberg, S. 137-154.
- Poveda, Cesar A.; Lipsett, Michael (2011): A Review of Sustainability Assessment and Sustainability/Environmental Rating Systems and Credit Weighting Tools. In: *JSD* 4 (6).

-
- Pufé, Iris (2017): Nachhaltigkeit. 3., überarbeitete und erweiterte Auflage. Konstanz, München.
- Rametsteiner, Ewald; Pülzl, Helga; Alkan-Olsson, Johanna; Frederiksen, Pia (2011): Sustainability indicator development - Science or political negotiation? In: Ecological Indicators 11 (1), S. 61-70.
- Rat für Nachhaltige Entwicklung (RNE) (2015): Der Deutsche Nachhaltigkeitskodex Maßstab für nachhaltiges Wirtschaften.
- Rat für Nachhaltige Entwicklung (RNE) (2016): Wie man globale Nachhaltigkeitsziele messen will. Online verfügbar unter <https://www.nachhaltigkeitsrat.de/aktuelles/wie-man-globale-nachhaltigkeitsziele-messen-will/>, zuletzt aktualisiert am 18.03.2016, zuletzt geprüft am 22.01.2018.
- Rat für Nachhaltige Entwicklung (RNE) (2017a): Der Deutsche Nachhaltigkeitskodex. Maßstab für nachhaltiges Wirtschaften.
- Rat für Nachhaltige Entwicklung (RNE) (2017b): Bundestag verabschiedet Gesetz zur CSR-Berichtspflicht. Online verfügbar unter <https://www.nachhaltigkeitsrat.de/aktuelles/bundestag-verabschiedet-gesetz-zur-csr-berichtspflicht/>, zuletzt aktualisiert am 10.03.2017, zuletzt geprüft am 15.01.2018.
- Rat für Nachhaltige Entwicklung (RNE) (2017c): Der Nachhaltigkeitskodex ist immer gefragter. Online verfügbar unter <https://www.nachhaltigkeitsrat.de/aktuelles/der-nachhaltigkeitskodex-ist-immer-gefragter/>, zuletzt aktualisiert am 05.07.2017, zuletzt geprüft am 16.01.2018.
- Ridder, Wouter de; Turnpenny, John; Nilsson, Mans; Raggamby, Anneke von (2007): A Framework for Tool Selection and Use in Integrated Assessment for Sustainable Development. In: J. Env. Assmt. Pol. Mgmt. 09 (04), S. 423-441.
- Ritthoff, Michael; Rohn, Holger; Liedtke, Christa; Merten, Thomas (2002): MIPS berechnen. Ressourcenproduktivität von Produkten und Dienstleistungen. Wuppertal.
- Rogall, Holger (2008): Ökologische Ökonomie. Wiesbaden.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (1987): Umweltgutachten 1987.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (1998): Umweltgutachten 1998.
- Sala, Serenella; Ciuffo, Biagio; Nijkamp, Peter (2015): A systemic framework for sustainability assessment. In: Ecological Economics 119, S. 314-325.
- Sala, Serenella; Farioli, Francesca; Zamagni, Alessandra (2013a): Life cycle sustainability assessment in the context of sustainability science progress (part 2). In: Int J Life Cycle Assess 18 (9), S. 1686-1697.
- Sala, Serenella; Farioli, Francesca; Zamagni, Alessandra (2013b): Progress in sustainability science. Lessons learnt from current methodologies for sustainability assessment: Part 1. In: Int J Life Cycle Assess 18 (9), S. 1653-1672.
- Schaltegger, Stefan (2014): Nachhaltigkeitsberichterstattung zwischen Transparenzanspruch und Management der Nachhaltigkeitsleistung. In: Matthias S. Fifka (Hg.): CSR und Reporting. Nachhaltigkeits- und CSR-Berichterstattung verstehen und erfolgreich umsetzen. Berlin, Heidelberg, S. 21-34.
- Schebek, Liselotte; Bräutigam, Klaus-Rainer (2007): Lebenszyklusanalysen in der Nachhaltigkeitsbewertung. Von der Wiege bis zur Bahre - Eine Einführung in den Schwerpunkt "Lebens-

zyklusanalysen in der Nachhaltigkeitsbewertung". In: Technikfolgenabschätzung - Theorie und Praxis (TaTuP) 16 (3).

Schneidewind, Uwe; Singer-Brodowski, Mandy (2014): Transformative Wissenschaft. Klimawandel im deutschen Wissenschafts- und Hochschulsystem. Marburg.

Schulz, Otto (2015): Nachhaltige ganzheitliche Wertschöpfungsketten. In: Andreas Schneider und René Schmidpeter (Hg.): Corporate Social Responsibility. Verantwortungsvolle Unternehmensführung in Theorie und Praxis. Berlin, S. 325-338.

Scrase, J. Ivan; Sheate, William R. (2002): Integration and integrated approaches to assessment. What do they mean for the environment? In: Journal of Environmental Policy & Planning 4 (4), S. 275-294.

Seuring, Stefan; Müller, Martin (2013): Nachhaltiges Management von Wertschöpfungsketten. In: Annett Baumast und Jens Pape (Hg.): Betriebliches Nachhaltigkeitsmanagement. 19 Tabellen. Stuttgart, S. 245-258.

Sheate, William R.; Dagg, Suzan; Richardson, Jeremy; Aschemann, Ralf; Palerm, Juan; Steen, Ulla (2003): Integrating the environment into strategic decision-making. Conceptualizing policy SEA. In: Eur. Env. 13 (1), S. 1-18.

Siegenthaler, Claude Patrick (2006): Ökologische Rationalität durch Ökobilanzierung. Eine Bestandsaufnahme aus historischer, methodischer und praktischer Perspektive. St. Gallen.

Singh, Rajesh Kumar; Murty, H. R.; Gupta, S. K.; Dikshit, A. K. (2012): An Overview of Sustainability Assessment Methodologies. In: Ecological Indicators 15 (1), S. 281-299.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2016): Nachhaltigkeitsindikatoren. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Indikatoren/Nachhaltigkeitsindikatoren/Nachhaltigkeit_sindikatoren.html, zuletzt aktualisiert am 07.06.2016.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2017a): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie - Nachhaltigkeitsstrategien und -indikatoren der Bundesländer. Online verfügbar unter <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Indikatoren/Nachhaltigkeitsindikatoren/National/NachhaltigkeitLaender.html>, zuletzt geprüft am 19.12.2017.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2017b): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2016.

Stibbe, Rosemarie (2017): Globales Life-Cycle-Controlling. Footprinting in der Praxis. Wiesbaden.

Stevens, Candice (2008): Sustainability Assessment Methodologies. In: OECD (Hg.): Conducting Sustainability Assessments: OECD Publishing (OECD Sustainable Development Studies), S. 7-12.

Strebel, Heinz (1991): Material- und Energiebilanzen. In: Umwelt Wirtschafts Forum (UWF), S. 9-15.

Sturm, Klaus-Dietrich (2006): Nachhaltige Entwicklung im Dialog mit den Akteuren Wissenschaft, Wirtschaft, Verwaltung. In: UWSF - Z Umweltchem Ökotox 18 (4), S. 267-270.

Sustainable Development Knowledge Platform: United Nations Conference on Sustainable Development, Rio+20. Online verfügbar unter <https://sustainabledevelopment.un.org/rio20.html>.

Tappeser, Valentin; Weiss, Daniel (2017): Die Managementregeln der Nachhaltigkeitsstrategie. Zwischenbericht.

terra choice (2010): The Sins of Greenwashing: Home and Family Edition. A report on environmental claims made in the North American consumer market.

Thabrew, Lanka; Wiek, Arnim; Ries, Robert (2009): Environmental decision making in multi-stakeholder contexts. Applicability of life cycle thinking in development planning and implementation. In: Journal of Cleaner Production 17 (1), S. 67-76.

Tremmel, Jörg (2004): "Nachhaltigkeit" - definiert nach einem kriteriengebundenen Verfahren. In: GAIA 13 (1).

Tschandl, Martin; Posch, Alfred (Hg.) (2012): Integriertes Umweltcontrolling. Von der Stoffstromanalyse zum Bewertungs- und Informationssystem. Wiesbaden.

Turner, Graham (2008): A Comparison of the Limits to Growth with Thirty Years of Reality.

U.S. National Research Council, Board on Sustainable Development (1999): Our Common Journey: A Transition Toward Sustainability. Washington DC.

Umweltbundesamt (UBA) (2012): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten.

Umweltbundesamt (UBA) (2015): Soziale Diskurse und Ziele der Klimaanpassung.

Umweltbundesamt (UBA) (2016): Die Nutzung natürlicher Ressourcen. Bericht für Deutschland 2016.

United Nations Statistics Division (UNSD): Inter-agency Expert Group on SDG Indicators / SDG Indicators. Online verfügbar unter <https://unstats.un.org/sdgs/>, zuletzt geprüft am 30.01.2018.

VDI 3925-1:2016-09, Methoden zur Bewertung von Abfallbehandlungsverfahren.

Vereinte Nationen (UN) (1992): AGENDA 21 Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung.

Vereinte Nationen (UN) (2000): Millenniums-Erklärung der Vereinten Nationen.

Vereinte Nationen (UN) (2015): Resolution der Generalversammlung. Entwurf des Ergebnisdokuments des Gipfeltreffens der Vereinten Nationen zur Verabschiedung der Post-2015-Entwicklungsagenda.

Vereinte Nationen (UN) (2016): Report of the Inter-Agency and Expert Group on Sustainable Development Goal Indicators.

Vilsmaier, Ulli; Lang, Daniel J. (2014): Transdisziplinäre Forschung. In: Harald Heinrichs und Gerd Michelsen (Hg.): Nachhaltigkeitswissenschaften. Berlin, Heidelberg, S. 87-113.

Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages: Der aktuelle Begriff. Nachhaltigkeit. Nr. 06/2004.

Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestags (2016): Corporate Social Responsibility (CSR) - Aktueller Stand in Deutschland.

Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen (WBGU) (1996a): Welt im Wandel: Herausforderung für die deutsche Wissenschaft. Jahresgutachten 1996.

Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen (WBGU) (1996b): Welt im Wandel: Herausforderung für die deutsche Wissenschaft. Kurzfassung.

Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen (WBGU) (2011): Welt im Wandel - Gesellschaftsvertrag für eine Große Transformation. Hauptgutachten.

World Resources Institute (WRI): Höhe der weltweiten Treibhausgasemissionen nach Quellgruppe im Jahr 2014 (in Millionen Tonnen CO₂-Äquivalent). Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/311844/umfrage/globale-treibhausgasemissionen-nach-quellgruppe/>.

World Wide Fund For Nature (WWF) (2016): Living Planet Report 2016. Kurzfassung.

Wrisberg, Nicoline (Hg.) (2002): Analytical Tools for Environmental Design and Management in a Systems Perspective. The combined use of analytical tools. Dordrecht.

Zamagni, Alessandra; Pesonen, Hanna-Leena; Swarr, Thomas (2013): From LCA to Life Cycle Sustainability Assessment. Concept, practice and future directions. In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (9), S. 1637-1641.

Zimmer, Konrad (2016): Entscheidungsunterstützung zur Auswahl und Steuerung von Lieferanten und Lieferketten unter Berücksichtigung von Nachhaltigkeitsaspekten.

Zimmermann, Friedrich M. (2016): Was ist Nachhaltigkeit - eine Perspektivenfrage? In: Friedrich M. Zimmermann (Hg.): *Nachhaltigkeit wofür?* Berlin, Heidelberg, S. 1-24.

Zinke, Tim (2016): Nachhaltigkeit von Infrastrukturbauwerken. Ganzheitliche Bewertung von Autobahnbrücken unter besonderer Berücksichtigung externer Effekte.

Zwick, Yvonne (2014): Rat für Nachhaltige Entwicklung: Der Deutsche Nachhaltigkeitskodex. In: Michael D'heur (Hg.): *CSR und Value Chain Management. Profitables Wachstum durch nachhaltig gemeinsame Wertschöpfung.* Berlin, S. 241-256.

5. Methodensammlung

Der Komplexität des Themas geschuldet und in Anbetracht des Fehlens von allgemeingültigen Standards und Vorgaben zum Ablauf und den Inhalten einer Nachhaltigkeitsbewertung, ist es kaum möglich einen abschließenden Überblick über alle Methoden und Hilfsmittel zu geben, die im Rahmen der Nachhaltigkeitsbewertung zur Anwendung kommen können. Vielmehr sollen die folgenden Ausführungen das Verständnis für die Thematik festigen und erweitern sowie Kenntnisse zu grundlegenden methodischen Herangehensweisen vermitteln. Alle nachfolgend vorgestellten Ansätze teilen im Prinzip das gleiche Untersuchungsinteresse, weisen jedoch je nach Fragestellung und Anwendungskontext unterschiedliche Schwerpunkte auf. Sie dienen dazu, ein vereinfachtes Abbild über komplexe reale Zusammenhänge zu gewinnen, sodass wesentliche Zusammenhänge eines Systems erkannt und bewertet, auf diese Weise die Beantwortung nachhaltigkeitsrelevanter Fragestellungen und Entwicklung von Problemlösungen möglich werden. Die Beschreibung der Methoden und Hilfsmittel erfolgt anhand von Formblättern, die den folgenden Ordnungsprinzipien entsprechen:

- *Bezeichnung*: allgemein gebräuchliche Bezeichnung einschließlich Abkürzungen, Synonyme und (insofern gebräuchlich) englischer Namen,
- *Zielgruppe*: hauptsächlich verwendet in der Geistes- und Sozialwissenschaft, Ingenieurwissenschaft, Pädagogik, Naturwissenschaft, Wirtschaftswissenschaft,
- *Betrachtungsgegenstand*: hauptsächlich Anwendung zur Beschreibung von Nation/Raumeinheit, Unternehmen/Organisation, Prozess, Produkt/Dienstleistung, Person/Lebensstil,
- *Kurzbeschreibung*: Kurzdarstellung des Schwerpunkts,
- *Methodik*: kurze Beschreibung der Vorgehensweise,
- *Dimensionen*: Zuordnung zu der/den abgedeckten Dimension/en der Nachhaltigkeit,
- *Anwendungsmöglichkeiten*: Herstellung des Anwendungsbezugs,
- *Rückblick*: historische Entwicklung, Erläuterung des Bedarfs,
- *Betrachtungsbereich*: Beschreibung der Betrachtungsgrößen (z.B. der Stoff- und Energieflüsse) und Untersuchungsrahmens (z.B. betrachtete Lebenszyklusphase/n),
- *Beschreibung und Ausführung*: zusammenfassende Darstellung der Schritte zur Umsetzung
- *Berichterstattung*: Hinweise auf Berichtspflichten, zur üblichen Vorgehensweise,
- *Datenverfügbarkeit*: Erläuterungen zu spezifischen Anforderungen an die Datenqualität, Datenquellen, Hinweise zur Datenbeschaffung und/oder -erhebung,
- *Stärken und Schwächen*: Diskussion von Vorteilen und Nachteilen bzw. Chancen und Herausforderungen,
- *Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen*: Angabe von Richtlinien und anerkannten Standards, weitergehender Literatur,
- *Anschauungsbeispiele aus der Praxis*: Anwendungsbeispiele, Ergebnisdarstellung.

Das Schaubild zeigt eine Auswahl an Methoden und Hilfsmitteln, denen bei der Nachhaltigkeitsbewertung eine tragende Rolle zukommt. Die Gliederung gibt die üblichen Vorgehensweisen bei der Datensammlung wieder: die Betrachtung von Produkten und Dienstleistung auf Basis von Prozessmodulen (Bottom-up) oder der Rückgriff auf gesamtwirtschaftliche Modelle

(Top-down). Darüber hinaus ist eine Kombination beider Verfahren möglich. Die Linien zwischen den einzelnen Feldern deuten die Verbindung zwischen und den Rückbezug auf andere Methoden an.

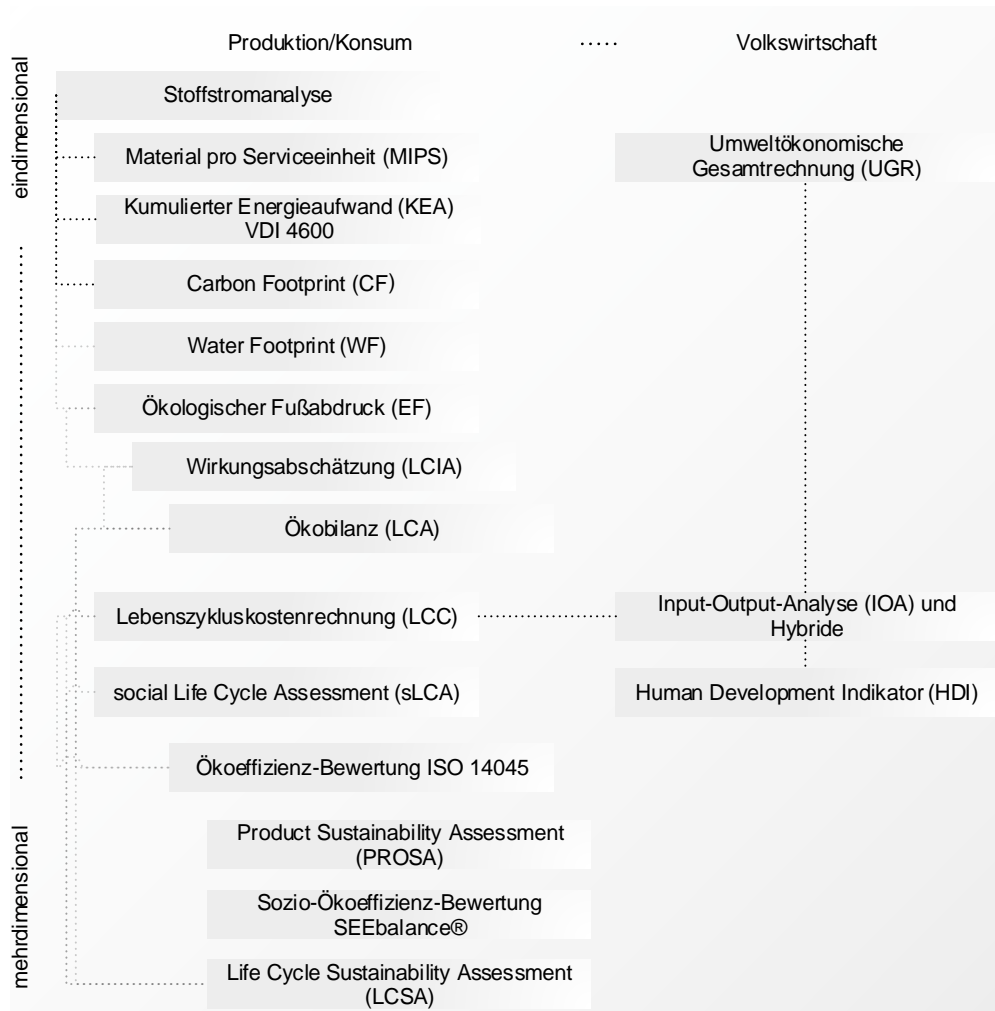


Abbildung 22: Beschriebene Methoden und Hilfsmittel, Quelle: eigene Darstellung

Ferner sollen folgende Verfahren und Techniken näher erläutert werden:

- Beteiligungsformate und -verfahren, die im Zuge transdisziplinärer Forschungsprozesse und der gesellschaftlichen Entscheidungsfindung eine wachsende Bedeutung erfahren,
- Methoden der empirischen Sozialforschung, die besonders im Hinblick auf die Sammlung von lokalen Daten zu sozialen Aspekten von Bedeutung sind,
- Methoden der Entscheidungsfindung, darunter fallen „integrative Methoden“ wie die Kosten-Nutzen- und Multi-Kriterien-Analysen,
- Monetarisierungsverfahren zur ökonomischen Bewertung von Umweltgütern,
- umweltpolitische Instrumente, insbesondere die Umweltverträglichkeitsprüfung als Vorgänger der Nachhaltigkeitsbewertung,
- die Cross-Impact-Analyse als Methode der Szenarienanalyse zum Treffen von Aussagen über künftige Entwicklungen,
- das Bewertungssystem Nachhaltiges Bauen als Vertreter von Zertifizierungssystemen, die eine Institutionalisierung von Nachhaltigkeitskriterien fördern.

Daneben sind viele weitere Hilfsmittel relevant für die Nachhaltigkeitsbewertung (Berechnungssoftware, Datenbanken, Ergebnisformate, Instrumente zur Systemmodellierung, Methoden der Risikoanalyse und -bewertung, statistische Verfahren, Verfahren zur Ergebnisüberprüfung usw.), die nicht Bestandteil dieser Veröffentlichung sein sollen.

Über die Auswahl von Methoden und Hilfsmitteln entscheidet die jeweils zu untersuchende Fragestellung. Für die normative, analytische und operative Forschungsebene liefern folgende Leitfragen Hinweise für die Auswahl und den Einsatz einer Bewertungsmethode:

<i>Paradigma</i>	<i>Leitfragen</i>
Normativität	<ul style="list-style-type: none"> • Welche Wertvorstellungen und Ziele haben die Akteure im untersuchten Praxisfeld? Wie werden diese empirisch untersucht? • Wie bezieht sich das Projekt auf nachhaltige Entwicklung? An welchen Ziele und normativen Orientierungen knüpft es an? • Welche Rolle nimmt das Projekt im gesellschaftlichen Diskurs über das Leitbild ein?
Integration	<ul style="list-style-type: none"> • Welche Zusammenhänge betrachtet das Projekt, die von disziplinärer Wissenschaft ausgeblendet würden? Was ist die übergreifende Problemdefinition? • Welche Wissensbestände und -formen (Theorien, Analysen, Erfahrungen) integriert das Projekt? Mit welchen Konzepten? • Welche sozialen Differenzen werden im Forschungsprozess überbrückt? Mit welchen Verfahren? • Wie werden die Bearbeitung von Teilaufgaben koordiniert und die Ergebnisse zusammengeführt? Wie findet das Projekt eine Balance zw. Fokussierung und dem „Blick aufs Ganze“?
Partizipation	<ul style="list-style-type: none"> • Welche Funktionen haben Praxisakteure für den Forschungsprozess? Welche Rolle nehmen sie im Projekt ein? • Nach welchen Kriterien werden Praxisakteure ausgewählt? Mit welchen Verfahren werden sie in die Projektarbeit eingebunden? • Wie gehen die Akteursperspektiven in die Projektergebnisse ein? Wie anschlussfähig sind die Ergebnisse an den Praxisalltag? • Welche Interessen- und Machtverhältnisse finden sich im Praxisfeld und wie geht das Projekt damit um?

Tabelle 18: Anforderungen an Bewertungsmethoden und Fragen zur Selbstevaluation, Quelle: (Nölting et al. 2004)

Nachfolgend seien die vorgestellten Methoden und Hilfsmittel überblickartig zusammengefasst (siehe Folgeseiten).

Ansatz	Thema	Anwendungsbereiche	Basisgröße	Referenzgröße	Maßstab	Ergebnis
Beteiligungsformate/-verfahren	Partizipation, Konsensfindung	Projekte von öffentlichem Interesse (Industrie-/Infrastruktur-)	Werturteile, Einstellungen	verbale/schriftliche Aussagen	individuelle Präferenzen, Konventionen, Expertenurteile	Chancen, Hemmnisse, Stärken, Schwächen, idealerweise Konsenslösung
Bewertungssystem Nachhaltiges Bauen (BNB)	ökologische/ökonomische/soziokulturelle und funktionale/technische Qualität, Prozessqualität, Standortmerkmale	Gebäude, Außenanlagen	spezifisch für einzelne Bewertungskriterien		Schutzziele	Gebäudenote und Zertifikat
Carbon Footprint (CF)	Klimawandel	Produkte/Dienstleistungen, Prozesse, Organisationen, Projekte	direkte und indirekte Treibhausgasemissionen		funktionelle Einheit	politische Ziele, Rechtsnormen
Cross-Impact-Analyse (CIA)	künftige Entwicklungen	Unternehmensentscheidungen, gesellschaftliche Problemfelder	wissenschaftliche Kenntnisse über Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge	Punkte von +3 bis -3	politische Ziele, Rechtsnormen, Expertenurteile	Szenarien
empirische Sozialforschung	Einstellungen und Betrachtungsweisen	soziale Sachverhalte und gesellschaftliche Problemstellungen	Werturteile, Einstellung, Verhalten	verbale/schriftliche Aussagen (darunter bspw. Noten, Punkte, relative Einstufung)	individuelle Präferenzen	verbale/schriftliche Beschreibung, Rangordnung, Noten, Punkte, statistische Verteilungen
Human Development Indikator (HDI)	menschliche Entwicklung	Nationen	Lebenserwartung, Schulbesuchsdauer, Bruttonationaleinkommen	Jahre bzw. Einkommen	Ergebnis anderer Länder	Kennzahl zum Entwicklungsstand eines Landes (dimensionslos)
Input-Output-Analyse (IOA) und Hybride	Ressourcenverwendung	Länder, Branchen	Kostenflüsse	physikalische und/oder monetäre Einheiten	Volkswirtschaften, Branchenwerte	Input-Output-Matrix, Einzelindikatoren (z.B. BIP [€/Kopf/a])
Kosten-Nutzen-Analyse (CBA)	Wirtschaftlichkeit, Rentabilität	(Investitions-)Projekte, Maßnahmen der öffentlichen Daseinsvorsorge	Kosten- und Nutzenaspekte	Geldeinheiten, Noten, Punkte, relative Einstufung	gesellschaftliche Wohlfahrt	Rangordnung an Alternativen, „beste Alternative“
Kumulierter Energieaufwand (KEA)	Ressourceneffizienz	Produkte, Prozesse, Unternehmen	Energieströme	funktionelle Einheit	Branchenwerte, Klimaziele	primärenergetisch bewertete Kennzahl [J/fE, Wh/fE]
Lebenszykluskostenrechnung (LCC)	Wirtschaftlichkeit, Rentabilität	Investitionsobjekte (v.a. Anlagen, Maschinen), Produkte	Kostenflüsse	verschiedene Kostengrößen	Gewinn, Kosteneffizienz	Kostenprofil (z.B. Kosten je Lebenswegabschnitt [€/kg Produkt]), Gesamtkosten
Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA)	nachhaltige Produkte	Produkte/Dienstleistungen, Prozesse	Elementarflüsse, Kosten- und Nutzenaspekte, Werturteile	funktionelle Einheit	politische Ziele, Rechtsnormen	Wirkungsabschätzungsprofil je Dimension
Material-Input pro Serviceeinheit (MIPS)	Ressourceneffizienz	Produkte/Dienstleistungen, Prozesse	Stoffflüsse, Dienstleistungseinheiten	Serviceeinheit	Ressourcenverfügbarkeit	Kennzahl Materialinput pro Serviceeinheit, Einzelindikatoren (z.B. TMR [t/Mio. €/a])
Multi-Kriterien-Analysen (MCA)	Entscheidungsfindung bei mehreren Zielgrößen	(Investitions-)Projekte, Maßnahmen der öffentlichen Daseinsvorsorge	materielle und immaterielle Werte	physikalische und/oder monetäre Einheiten, Noten, Punkte, relative Einstufung	Präferenzen Entscheidungsträger, Expertenurteile, politische Ziele, Rechtsnormen	Rangordnung an Alternativen, Einordnung in brauchbar/unbrauchbar, „beste Alternative“

Ökobilanz (LCA)	Umweltwirkungen	Produkte, Dienstleistungen, Prozesse	Elementarflüsse	funktionelle Einheit	alternative Produkte, Schutzziele	Wirkungsabschätzungsprofil
Ökoeffizienz-Bewertung	Umweltwirkungen, Produktsystemnutzen	Produkte/Dienstleistungen, Prozesse	Elementarflüsse, Kostenflüsse und/oder andere Nutzenaspekte	funktionelle Einheit	insbesondere Umweltproduktivität (Nutzen / Einheit von Umweltwirkungen)	Ökoeffizienz-Profil bzw. Portfolio (Koordinatensystem mit Umweltbelastungen auf der y-, Kosten auf der x-Achse z.B. [Mio. €/a], [1.000 t CO _{2,eq} /a]), „beste Alternative“
Ökologischer Fußabdruck (EF)	Ressourcennutzung	Länder, Regionen, Städte, Personen	direkte und indirekte Flächeninanspruchnahme	globale Hektar [gha]	Biokapazität	Kennzahl [gha] vergleichbar zu 1 ha
ökonomische Bewertungsansätze	Monetarisierung von Umweltleistungen	Umweltgüter	nutzenabhängige und nicht-nutzenabhängige Werte	physikalische und/oder monetäre Einheiten, Noten, Punkte, relative Einstufung	individuelle Präferenzen, Konventionen, politische Ziele, Rechtsnormen, Expertenurteile	monetäre Kenngrößen (z.B. [€/t CO ₂])
Product Sustainability Assessment (PROSA)	umweltverträgliche, kosteneffiziente und sozialverträgliche Produkte	Produkte/Dienstleistungen	je nach betrachtetem Kriterium/angewendeter Methode		Umwelt- und Sozialstandards, Kosteneffizienz	Verknüpfung der Teilergebnisse z.B. zur Umweltgesambewertung EcoGrade, Darstellung der Ökoeffizienz u.v.m.
social Life Cycle Assessment (sLCA)	sozialverträgliche Produkte	Produkte/Dienstleistungen	Werturteile, soziale Parameter (z.B. Arbeitsstunden, -sicherheit)	funktionelle Einheit	Sozialstandards, Wohlfahrt	„Hotspots“, Wirkungsabschätzungsprofil
Sozio-Ökoeffizienz-Bewertung SEEBalance®	umweltverträgliche, kosteneffiziente und sozialverträgliche Produkte	(chemische) Produkte, Prozesse	Elementarflüsse, reale Kosten, soziale Parameter	physikalische und monetäre Einheiten	REACH, Umwelt- und Sozialstandards, Kosteneffizienz,	SEECube® (aggregierte Wirkungen je Dimension in einem räumlichen Koordinatensystem)
Stoffstromanalyse	ökologische Buchhaltung	Produkte, Prozesse	Stoff- und Energieströme	physikalische Einheiten	Branchenwerte, Soll-/Ist-Vergleich	Stoff- und Energiebilanzen (z.B. [t])
Umweltökonomische Gesamtrechnung (UGR)	Wechselwirkungen zw. Wirtschaft und Umwelt	Länder, Branchen	Materialströme und Kostenflüsse	physikalische und monetäre Einheiten	Volkswirtschaften, Branchenwerte	Input-Output-Matrix, Einzelindikatoren (z.B. TMR [t/Mio. €/a])
Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP), Strategische Umweltprüfung (SUP), Umweltprüfung (UP)	Umweltvorsorge	definierte Pläne, Programme und Projekte	verschiedene Umwelt- und Nutzenaspekte (z.B. Landschaftsbild, Erholungswert, Biotopqualität)	physikalische und monetäre Einheiten	Umweltziele gemäß Fachgesetzen und Fachplänen (BauGB, BNatSchG usw.)	Auswirkungsprognose, zusammenfassende Darstellung der Maßnahmen zum Ausgleich
Water Footprint (WF)	Wasserverbrauch	Produkte/Dienstleistungen, Prozesse, Organisationen, Sektoren, Nationen, Gebiete	blaues, grünes, graues Wasser vs. direkte und indirekte Wassernutzung	physikalische Einheiten vs. funktionelle Einheit	lokales Wasservorkommen	Kennzahl zum Wasserverbrauch (z.B. [kWh/Joule], [km ³ /Jahr]) vs. Profil von Wirkungsindikatorwerten
Wirkungsabschätzung (LCIA)	Umweltwirkungen	Produkte/Dienstleistungen, Prozesse	Elementarflüsse	funktionelle Einheit	Schutzziele	Wirkungsabschätzungsprofil

Tabelle 19: Überblick über die bearbeiteten Hilfsmittel, Quelle: eigene Darstellung

Stoffstromanalysen, Substance Flow Analysis, Stoff- und Energiebilanzierung**Zielgruppe:**

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Analyse und Visualisierung vernetzter Stoff- und Energieströme eines Untersuchungssystems

Methodik:

Stoffstromanalysen dienen allgemein zur Analyse von materiellen Systemen. Mit der Definition des Bilanzraums wird ein zumeist aus vielen Einzelprozessen bestehendes komplexes System auf die für eine bestimmte Fragestellung relevanten Prozesse, Güter, Materialien oder Stoffe reduziert. Die Gegenüberstellung stofflicher und energetischer Inputs und Outputs erfolgt mit Hilfe von Stoff- und Energiebilanzen in technisch-physikalischen Mengeneinheiten (kg, t etc.). Materialflussanalysen finden auf Ebene von Warenströmen, Stoffflussanalysen auf Ebene einzelner Stoffströme statt. Daneben existieren weitere Input-Output-Analysen für verschiedene Ebenen, bei denen die mit Materialien und Energien verknüpften monetären Ströme betrachtet werden (z.B. Materialflusskostenrechnung, Umweltökonomische Gesamtrechnung). Stoffstromanalysen können als eigenständige Verfahren oder als Grundlage weitergehender systemanalytischer Untersuchungen durchgeführt werden (bspw. von Kosten-Wirksamkeits- oder Kosten-Nutzen-Analysen, Öko- und Sozio-Ökoeffizienz-Analysen). Im Rahmen der Ökobilanz findet eine Bewertung potentieller, mit Stoff- und Energieströmen verbundener Umweltwirkungen statt.

Dimensionen:

Ökologische Systemanalyse auf Ebene von einzelnen Stoffen oder Gütern.

Anwendungsmöglichkeiten:

- Abbildung der physischen Bedingungen und Folgen anthropogener Aktivitäten durch die industrielle Produktion als Eingangsdaten für wissenschaftlichen Analysen zur Herkunft, des Verbleibs und der Umwandlung von Stoffen
- Stoff- und Energiebilanzen bilden die Basis von Betriebs-, Prozess- und Produktbilanzen. Anhand dieser Bilanzen können die Prozesse innerhalb von Systemen erklärt werden, als Basis für die Bewertung und Modellierung von Systemen
- Mittels mathematischen Modelle sind Prognosen über die zeitliche Entwicklung von Flüssen und Lagern für dynamische Modellierungen möglich
- Durch ein fortlaufendes Monitoring können Potentiale und Ineffizienzen frühzeitig erkannt und Steuerungsmaßnahmen abgeleitet werden (verbessertes Umgang mit Stoffen und Energien, Minimierung oder Substitution von Schad- und Problemstoffen, Rückstandsnutzung, Kreislaufführung, Rückführungsstrategien)
- Z.B. für ökologische und ökonomische Optimierungen der Stoff- und Materialströme im Rahmen des Stoffstrommanagements; Umsetzung eines integrierten Abfallwirtschaftskonzepts zur Realisierung vernetzter stoffstromspezifisch differenzierter Entsorgungswege

Rückblick:

Antoine Laurent Lavoisier begründete 1789 das Gesetz der Massenerhaltung bei chemischen Umsetzungen, das Grundprinzip der Stoff- und Energiebilanzierung. Die Weiterentwicklung der Methodik gründet auf den Überlegungen des Ökonoms Wassily Leontif zur ökonomischen Input-Output-Analyse. Diese beruhte ursprünglich auf einer sektoral gegliederten volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, die in einer Matrix die Inputs und Outputs der einzelnen Branchen angibt. Ab Ende der 60er Jahre wurden technische Stoffflussanalysen sowie ökonomische Input-Output-Bilanzen in der Verfahrenstechnik und Materialwirtschaft, auch als Informationsinstrument für den Umweltschutz eingesetzt. Zu den ersten betrieblichen Umweltinformations- und Planungsinstrumenten im deutschsprachigen Raum zählen die „Ökologische Buchhaltung“ von Ruedi Müller-Wenk (1987) sowie die „Stoff und Energiebilanz“ nach Hans Immler (1975). Zu Beginn der 70er ermittelten die Forscher Ayres, Kneese, Bower, Basta und Russel erstmals detaillierte Stoff-, Energie- und Materialflussanalysen für Unternehmen und ganze Regionen.

Betrachtungsbereich:

Erfasst werden alle relevanten Prozesse innerhalb der festgelegten Grenzen eines Untersuchungssystems. Dieses kann einzelne Produktlebensabschnitte oder einzelne/mehrere Stoffströme (bzw. -flüsse) innerhalb eines Produktsystems umfassen oder sich auf bestimmte Technologien, technische Verfahren, ganze Regionen und Länder beziehen, dabei eine Momentaufnahme oder ein zeitliches Integral abbilden.

Beschreibung und Ausführung:

Unter dem Oberbegriff „Stoffstromanalyse“ sind in der Literatur häufig verwandte Ansätze zur Darstellung und Interpretation von einfachen bis komplexen Systemen zusammengefasst, denen das gleiche Bilanzierungsprinzip zugrunde liegt. Unterschiede ergeben sich aus (1) der Art der Berechnung und dem Detaillierungsgrad der Untersuchung, (2) der Art der Kennzeichnung der Ströme (globale Ströme vs. differenzierte), (3) dem Analyseumfang (Betrachtung einzelner Stoffe oder von Stoffgruppen) sowie (4) der Art der Mengenangabe (absolute vs. relative Größen). Entscheidend ist zudem, ob die innere Struktur, die Prozesse im System, unberücksichtigt bleiben und allein die Eingangs- und Ausgangsströme betrachtet werden („Black Box“, vgl. Materialflussanalyse). Oder die Funktionsweise eines Systems im Detail beschrieben wird (die Black Box „geöffnet“ wird, vgl. Stoff-, Materialflussanalyse).

<i>Ansatz</i>	<i>Eigenschaften</i>
Stoffbilanz	Bilanzierung der stofflichen und energetischen Inputs und Outputs eines Prozesses oder Systems unter Berücksichtigung von Lagerveränderungen und des Massenerhaltungsgesetzes in Mengeneinheiten.
Stoffstromanalyse	Input-Output Bilanzierung ökologisch relevanter Stoff- und Energieströme in einem System (Einzelprozess, Produkt, Unternehmen). Das Gesamtsystem wird in Teilprozesse zerlegt, die untereinander mittels ihrer Stoff- und Energieströme in Verbindung stehen.
Materialfluss-Analyse	Beschreibung der Bewegung einzelner Materialien vom Rohstoffeinsatz bis zur Entsorgung auf Ebene von Unternehmen oder Branchen zumeist in Form einer ökonomischen Input-Output-Analyse in monetären Einheiten.
Stoffflussanalyse	Beschreibung der Prozesse, der Güter- und Stoffflüsse sowie des Lagers und dessen Veränderungen in einem definierten System mittels technisch-naturwissenschaftlicher Kriterien.

Tabelle 20: Differenzierung gängiger Begrifflichkeiten, Quelle: (Kranert 2017)

Den Ausgangspunkt der Bilanzierung bildet für gewöhnlich ein Produktionsprozess als Subsystem eines Unternehmens, das umgeben ist von der natürlichen Umwelt (Ökosphäre) und der „menschengemachten Umwelt“ (Technosphäre). Über die Systemdefinition werden die Vielzahl der Prozesse und Verknüpfungen (Güter- und Stoffflüsse, Lager) in einem vereinfachten Abbild dargestellt. Vergleichbar zur kaufmännischen Buchhaltung des betrieblichen Rechnungswesens liegt der Stoff- und Energiebilanzierung ein physisches Bilanzprinzip mit Bezug auf technisch-

physikalische Mengeneinheiten zugrunde. Die Bilanzierung findet vor dem theoretischen Hintergrund des 1. Hauptsatz der Thermodynamik (Massen- und Energieerhaltungssatz) statt, nachdem die Massen- bzw. Energiebilanz innerhalb eines Systems formal ausgeglichen sein muss. Sämtliche in das System ein- und ausgebrachten Stoff- und Energiemengen werden medienübergreifend gegenübergestellt. Werden bei rein ökonomischen Betrachtungen meist nur die Inputs und Outputs in Form von handelbaren Produkten betrachtet, gehen in Stoffflussanalysen Stoffe und Güter ohne Marktpreis als physische Größen ein (z.B. der Sauerstoff, der für Verbrennungsprozesse benötigt wird und als Stickoxid in die Umwelt entweicht). Zeitunabhängige Systeme werden stationär betrachtet, alle Größen sind über die Zeit konstant, es gibt keine Lageränderungen. In quasistationären Systemen sind die Flüsse zeitunabhängig und die Änderungsrate von Lagern über die Zeit konstant. Zeitabhängige, dynamische Systeme hingegen beinhalten zeitabhängige Systemvariablen und -parameter.

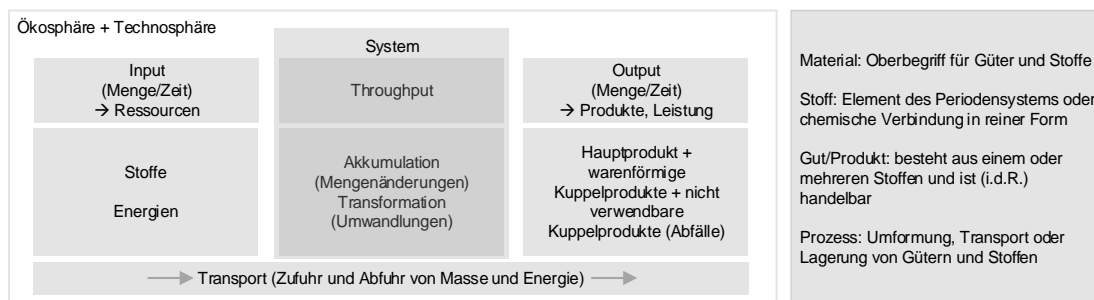


Abbildung 23: „Input-Throughput-Output-System“, Quelle: (Strebel 1992 nach Hofmeister 1989)

Zur Untersuchung der Struktur innerhalb eines Systems sollte idealerweise ein vollständiges mathematisches Modell aller Ströme erstellt werden, welches alle real ablaufenden Prozesse und ihr Zusammenwirken abbildet. Die Gesamtbilanz eines Systems kann aus einzelnen Teilbilanzen ermittelt werden oder umgekehrt. Wesentliche Herausforderungen beim Aufstellen von Stoff- und Energiebilanzen sind, angesichts von Kuppelproduktion, Recyclingprozessen und Kreislaufführungen, die Datenbeschaffung und richtige Zuordnung der Inputs und Outputs. Aufgrund der Allokationsproblematik (insbesondere bei der Zuweisung von Emissionen zu den Outputs) überwiegt das Vorgehen Bottom-up. Darüber sind Aussagen zur Umwandlung von Eingangsstoffen zu Ausgangsprodukten, zur thermischen Energiebilanz, zu Schadstoffquellen, diffusen Emissionen, Störungsquellen usw. in Verbindung mit den ursächlichen Stoffen, Energien und Prozessen möglich. Die Ergebnisse stellen dann die informatorische Grundlage für weitere Bewertungsmethoden dar. Die nachfolgende Tabelle verweist auf die Fülle an Stoffstromanalysen auf betrieblicher und überbetrieblicher Ebene.

Bezeichnung	Eigenschaften
Stoffbezogene Bilanzen (vgl. Stoffflussanalyse)	<ul style="list-style-type: none"> Betrachtung einzelner Stoff oder Stoffgruppen innerhalb eines produktionstechnischen Prozesses Konkretisierung prozessbezogener Bilanzen, Ergänzung stoffbezogener Regionalbilanzen Grundlage für tieferegehende Betrachtungen, etwa zur Ermittlung der Anwendungsbereiche von Risikostoffen und deren Quantifizierung oder zur Feinanalyse gefährdeter Umweltbereiche in einer Region
Produktbezogene Bilanzen	<ul style="list-style-type: none"> Gegenüberstellung der stofflichen/energetischen Inputs und Outputs eines Produktsystems, je nach Anwendungsfall über die Betriebsgrenze hinweg über den Lebensweg (cradle to gate/cradle to grave) Bezugnahme auf Elementarflüsse (ohne Vorbehandlung), nicht Güterflüsse Grundlage für die strategische Planung zur Gestaltung der Stoffstromkette (Substitution Produkt/Stoff, Veränderungen der Produkteigenschaften, veränderte Anwendung, andere Entsorgungswege etc.)
Prozessbezogene Bilanzen	<ul style="list-style-type: none"> Stoffströme einzelner Produktionsprozesse bzw. ausgewählter Prozessketten; im

	<p>Gegensatz zur Betriebsbilanz werden auch Lagereingänge und -abgänge, Verbrauchs- und Produktionsdaten, erhoben</p> <ul style="list-style-type: none"> • zur Identifikation von Prozessen und Anlagen mit bspw. hohen Emissionen oder Abfallmengen • Hinweise auf Risikostoffe und -bereiche, Informationsgrundlage für die betriebsübergreifende Umweltplanung, zur Vorbereitung von Raumordnungsverfahren und Umweltverträglichkeitsprüfung sowie für Altlastenanalysen • Prozessbilanzen bilden auf überbetrieblicher Ebene eine wichtige Datengrundlage für gebiets-, produkt- und anwendungsbezogene Stoffflussanalysen
betriebliche Bilanzen (vgl. Materialflusskostenrechnung bzw. Materialflussanalyse)	<ul style="list-style-type: none"> • Gegenüberstellung sämtlicher Materialflüsse und -bestände eines Betriebs (ggf. einschließlich Nebenprozessen wie Reinigung, Reparatur, Lager, Verwaltung) in physikalischen und/oder monetären Größen • evtl. Erweiterung der Betriebsbilanz um nicht durchlaufende Güter und Bestände wie Produktionsanlagen, Gebäude oder Flächen (Standort- oder Anlagenbetrachtung) • Verwendung zur Gewinnmaximierung und Reduzierung von Umweltauswirkungen (im Rahmen der betrieblichen Umweltbilanz)
branchenbezogene Bilanzen (vgl. Materialflussrechnung bzw. -analyse)	<ul style="list-style-type: none"> • aufgrund des hohen Abstraktionsgrades eignen sich die methodischen Ansätze nur zu einer Grobabschätzung der Stoffstrombeziehungen im Bilanzraum und sind für einen spezifischen Prozess und bezogen auf einen geographischen Bereich weiter zu konkretisieren • Informationen über die Verteilung der in ein Modell eingesetzten Stoffströme für Rückschlüsse auf ihren Verbleib im Naturhaushalt, Ableitung von Möglichkeiten zur Stoffsubstitution aus verfahrenstechnischen und Managementstrategien
Netzbilanzen	<ul style="list-style-type: none"> • mehrere, miteinander verbundene Unternehmen werden gemeinsam bilanziert • der Unternehmensverbund kann als vertikales Wertschöpfungsnetzwerk, horizontal als Produktions-/Verwertungsnetzwerk oder diagonal als Produktions-Reduktions-Netzwerk angelegt sein
raumbezogene Bilanzen	<ul style="list-style-type: none"> • ausgewählte Einzelstoffe oder Stoffgruppen administrativ oder naturräumlich abgegrenzter Bilanzräume (z.B. Regionen, Nationen) • Informationsgrundlage für das regionale Stoffstrommanagement sowie für die Ermittlung eines möglichen Handlungsbedarfs bei prozessbezogenen Bilanzen: Verminderung spezifischer Umweltbelastungen bestimmter Substanzen, Materialien, Produkte innerhalb von Unternehmen, Sektoren, Regionen (Detoxifikation, Schadstoffkontrolle) bzw. Entgegensteuern einer nicht nachhaltigen Entwicklung bedingt durch Umfang und Struktur des Durchsatzes von Substanzen, Materialien, Produkte in Unternehmen, Sektoren, Regionen (Dematerialisierung, Ökologischer Strukturwandel)

Tabelle 21: Bilanzarten der betrieblichen und überbetrieblichen Ebene, Quelle: verändert nach (Hofmeister 1998; Tschandl und Posch 2012; Schrack 2016; UBA 2001)

Die VDI-Richtlinie 3925 „Methoden zur Bewertung von Abfallbehandlungsverfahren“ enthält eine Beschreibung der Vorgehensweise bei einer Stoffflussanalyse (SFA). Die Darstellung der Bilanzen erfolgt computergestützt mit der Software STAN. Um gut abgestützte Ergebnisse zu erhalten, verläuft die Analyse iterativ und das System oder der Ablauf werden, wenn nötig, in mehrmaligen Durchläufen modifiziert.



Abbildung 24: Vorgehensweise Stoffflussanalyse nach VDI 3925, Quelle: verändert nach (VDI 2016)

1. Aufgabenstellung. In einem ersten Schritt wird eine Konkretisierung der Ziele und des Umfangs der Studie vorgenommen. Ein oder mehrere Stoffe werden als Indikatoren gewählt, um den Einfluss der Prozesse auf die Stoffverteilung herauszustellen. Die Breite und Tiefe der Analyse sowie die Auswahl der Stoffe zur Beurteilung des Systems richten sich im Wesentlichen nach der untersuchten Fragestellung und der Verfügbarkeit und Qualität der Daten. Sollen Branchenbetrachtungen angestellt werden genügen aggregierte Daten, bei Produkt- oder

Prozessbetrachtungen muss der Detaillierungsgrad der Daten sehr hoch sein.

2. Systemdefinition. Mit der Systemdefinition wird eine räumliche und zeitliche Festlegung der Systemgrenzen sowie der zu betrachtenden Prozesse und Flüsse (Güter-, Stoff-, Material- und Energieflüsse) vorgenommen. Als zeitliche Grenze wird meistens ein Jahr angesetzt, als räumliche Grenze kann z. B. eine politische, hydrologische oder betriebliche Grenze gewählt werden. Es entsteht ein Güterflussdiagramm, das den Systemaufbau beschreibt. Das System selbst wird zumeist als „Black Box“ verstanden, d.h. die Vorgänge darin werden mit Ausnahme von Lagerveränderungen nicht untersucht. Als Lager bezeichnet man einen Materialbestand eines Prozesses, eine Senke des Guts innerhalb der Systemgrenzen.

3. Grobbilanz. Erste Abschätzung der Güter- und Stoffflüsse, Beurteilung der Datenunsicherheit und Durchführung einer Sensitivitätsanalyse

4. Aufstellung der Massenbilanz. Dieser Schritt beinhaltet nach VDI die „Gegenüberstellung der zugeführten und abgeführten Massenströme inklusive der Bestandsveränderung des betrachteten Stoffs in der betrachteten Zeit in einem Bilanzraum“. Benötigt werden spezifische Informationen über alle relevanten Inputs und Outputs einschließlich ihrer Verzweigungspunkte. Die Daten zu Güterflüssen, Stoffkonzentrationen sowie Lagerbeständen müssen teilweise aufwendig erhoben und zusammengestellt werden. Die Stoffflüsse werden über die Multiplikation der Güterflüsse mit den Stoffkonzentrationen berechnet. Die Verteilung der Stoffe auf die einzelnen Produktströme wird mit Transferkoeffizienten beschrieben. Der Transferkoeffizient ist der Anteil des gesamten in den Prozess eingeführten Guts oder Stoffs (j), der in einen bestimmten Output (FOy) umgewandelt wird. Die Summe der Transferkoeffizienten aller Outputs eines Materials muss entsprechend 1 ergeben. Übertragungen ins Lager sind bei der Summenbildung als Outputs bzw. aus dem Lager heraus als Inputs zu berücksichtigen.

$$k_{ij} = \frac{F_{Oy}}{\sum_{i=1}^n F_{iy}}, \quad \sum_{y=1}^m k_{iy} = 1$$

n = Anzahl der Inputgüter, m = Anzahl der Outputgüter, I = Inputgut, O = Outputgut

5. Auswertung. Die einzelnen Teilbilanzen werden zur Gesamtverfahrensbilanz des Prozesses saldiert. Die Darstellung der Stoffflusssysteme erfolgt in schematischen Abbildungen mit Mengenkennzeichnungen (z.B. Sankey-Diagramm, Flussdiagramm, Fließbild) oder in zweiseitigen Input-Output-Tabellen. Die Gesamtbilanz enthält Angaben zur Art und Menge der ein- und ausgetretenen Stoffe, Energien und Emissionen einschließlich den örtlichen und zeitlichen Bedingungen des Ein- und Austrags. Treten Abweichungen bei der Gegenüberstellung der Inputs und Outputs auf, müssen diese überprüft werden (z. B. beim Aufbau und Abbau von Lagern, Umwandlungsprozessen). Die relevanten Prozesse und Güter des Systems sowie die wichtigsten Quellen, Pfade und Senken der betrachteten Stoffe werden herausgestellt. Außerdem werden Möglichkeiten zur Steuerung, durch z. B. Veränderung von Einsatzstoffen, Produktionsverfahren oder Rahmenbedingungen veranschlagt.

6. Schlussfolgerungen, Interpretation der Ergebnisse. Abschließend werden die Ergebnisse mit den eingangs formulierten Fragestellung und gesetzten Zielen abgeglichen und mögliche Umsetzungsschritte sowie Handlungsempfehlungen formuliert. Die Verteilung von Stoffen und Elementen kann anschließend mit einer statistischen Entropieanalyse quantifiziert werden.

Berichterstattung:

Je nach verwendeter Methode können und sollen mehr oder weniger detaillierte Aussagen

getroffen werden. Die erstellten Bilanzen sollten fortschreibbar sein und Vergleiche im Zeitablauf sowie zwischen gleichen Bezugsobjekten zulassen. Zur Vollständigkeit und eindeutigen Nachvollziehbarkeit sollten neben den Angaben zur Art und Menge der eingesetzten und ausgetretenen Stoffe und Energien auch die räumlichen und zeitlichen Zusammenhänge des Ein- und Austritts dokumentiert und die Stoffe möglichst detailliert beschrieben werden (ggf. mit Artikelnummern, in einer einheitlichen Mengeneinheit, einschließlich ihrer Funktion, Zuordnung zu Informationsquellen usw.).

Datenverfügbarkeit:

Für produkt- oder prozessbezogene Analysen sind spezifische Angaben zu Art und Menge von Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffen, Haupt- und Nebenprodukten, Rückständen etc. nötig. Die Daten können auf empirischen Messungen basieren, geschätzt oder berechnet werden (über Modellannahmen, Plausibilitätsbetrachtungen, Beschreibungen von Abläufen eines Prozesses, Ableitung aus physikalischem/chemischem Wissen). Etwa können Prozesse durch Bilanzgleichungen, Rezepturen oder Stücklisten beschrieben und die weiteren Flüsse daraus errechnet werden. Primärdaten können über betriebliche Datenverarbeitungssysteme (PPS-/ERP-System), einzelne Abteilungen (Einkauf, Materialwirtschaft, Buchhaltung, Konstruktion, F&E usw.) oder Lieferanten bezogen werden. Die Verwendung von Sekundärdaten vereinfacht das Zusammentragen der Daten, beeinträchtigt jedoch die Repräsentativität der Ergebnisse. Für weniger detaillierte Untersuchungen auf Makroebene reichen Literaturwerte, öffentlichen Statistiken oder generische Datensätze aus Datenbanken aus. Für die Anfertigung der Datensammlung sollten Checklisten und Datenerhebungsbögen eingesetzt werden.

Stärken und Schwächen:

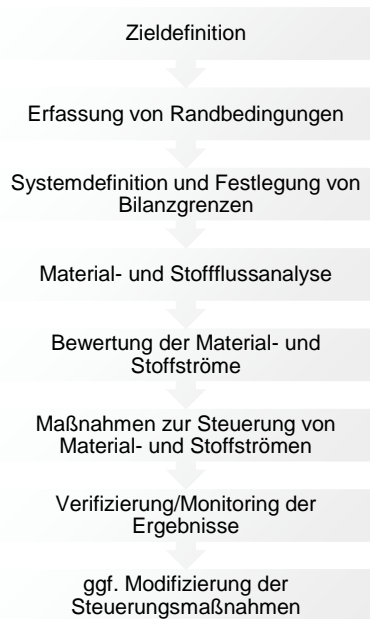
- + Quantitative als auch qualitative Beschreibung von Stoffwechselprozessen im Hinblick auf produktions- und kostentheoretische Zusammenhänge, Grundlage für weitergehende Untersuchungen und Bewertungsverfahren
- Eine detaillierte Erhebung aller mittelbaren und unmittelbaren Ströme findet aufgrund der starken Verzweigung von vor- und nachgelagerten Stufen in der Realität meistens nicht statt, infolgedessen besteht die Gefahr, dass Stoffe und Energien über- oder unterbewertet werden. Zudem sind aufgrund der Vielzahl an physikalischen und chemischen Eigenschaften von Einzelverbindungen Rückstände bestimmter Stoffgruppen nur schwer ermittelbar. So gelangen die meisten Stoffe mit bekannten und unbekanntem Begleitstoffen (Verunreinigungen) in die Umwelt.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- VDI 3925:2016, Methoden zur Bewertung von Abfallbehandlungsverfahren
- Baccini, Peter; Brunner, Paul H. (2012): Metabolism of the anthroposphere.
- Tschandl, Martin; Posch, Alfred (Hg.) (2012): Integriertes Umweltcontrolling.

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Das Stoffstrommanagement beinhaltet das zielorientierte, verantwortliche, ganzheitliche und effiziente Beeinflussen von Stoffströmen oder Stoffsystemen, ein Werkzeug zur Vermeidung von Umweltschäden und zur Ressourcenschonung in der Kreislaufwirtschaft. Basis für die Analyse und Bewertung von Material- und Stoffströmen im Hinblick auf Abfälle und Altlasten ist die Erfassung und Bilanzierung der relevanten Massenströme.



- Massenbilanz: Ermittlung der relevanten Massenflüsse, die in das System hinein und aus dem System herausgehen und der Flüsse innerhalb des Systems.
- Material- und Stoffbilanz: Für die Stoffbilanzen werden Daten zu den chemisch-physikalischen Eigenschaften der einzelnen Abfallfraktionen benötigt, um das Materialgemisch Abfall chemisch-physikalisch charakterisieren zu können. Hierzu werden die prozentualen Anteile der jeweiligen Abfallfraktionen mit den zugehörigen Stoffkonzentrationen verrechnet.

Zur Bewertung der erfassten Daten stehen unterschiedliche Instrumente und Methoden zur Verfügung, darunter einfache Bewertungskennziffern und Effizienzparametern (z.B. EUR/Mg Abfall, eingespartes CO₂/Mg Abfall etc.), aber auch umfangreiche Bewertungsverfahren mit ein oder mehreren Bewertungskriterien. Die Aggregation von Einzelergebnissen erfordert zumeist eine Gewichtung der einzelnen Bewertungskennziffern untereinander. Zu den wichtigsten Bewertungsansätzen zählen: Toxizitätsäquivalente, Grenzwertansatz, geogener/anthropogener Referenzansatz, Ansatz der kritischen Volumina, Stoffkonzentrierungseffizienz, Materialinput per Serviceeinheit (MIPS), Ökobilanz, Kumulierter Energieaufwand (KEA), Ökologischer Fußabdruck, Ökologische Knappheit, Umweltbelastungspunkte (UBP), Kosten-Nutzen-Analyse (KNA), Ganzheitliche Bilanzierung (GaBi).

Abbildung 25: Methodik des Stoffstrommanagements, Quelle: (Kranert 2017)

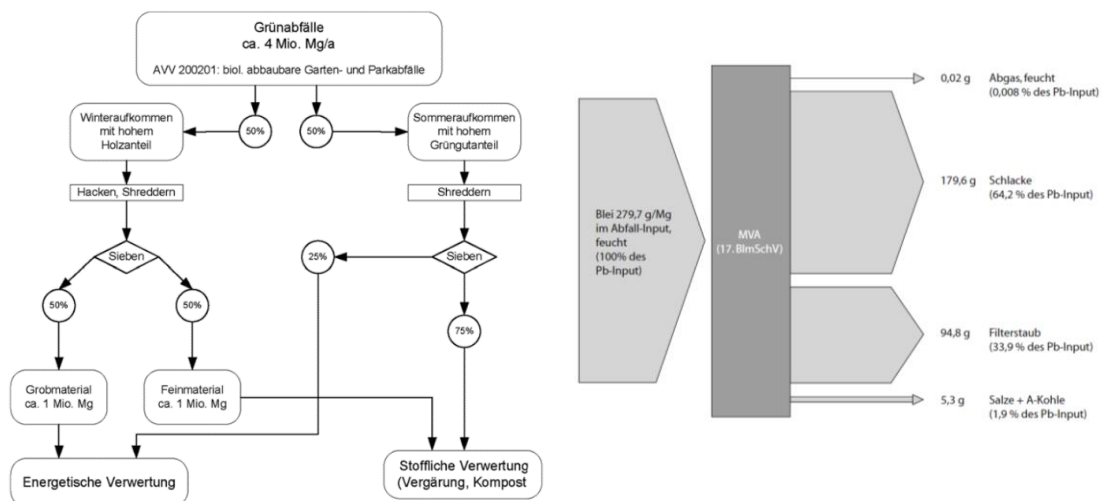


Abbildung 26: Beispiel für eine Massenbilanz: Grünabfall BRD (links), Beispiel für eine Stoffbilanz: Bleiflüsse bei der Abfallbehandlung in einer Müllverbrennungsanlage (rechts), Quelle: (Kranert 2017)

Beispielhaftes Verfahren zur Beschreibung eines regionalen Stoffhaushaltsystems: die Kolonnen der Matrix stehen für die Inputs und Outputs der Prozesse (Bilanzvolumina). Die gelben Quadrate beschreiben den internen Fluss zwischen Prozessen. Links unten grün markiert sind die externen Inputflüsse, der rechte obere Teil in grau umfasst die Outputs.

	Holz-gewinnung	Papier-herstellung	Papier-konsum	KVA	ARA	Anthropo-sphäre	Atmo-sphäre	Hydro-sphäre	Litho-sphäre
Holz-gewinnung	-	Holz	-	-	-	-	-	-	-
Papier-herstellung	-	-	Papier	-	Abwasser I	Papier Export	Abluft I	-	-
Papier-konsum	-	Altpapier	-	Abfall I	Abfall II	-	-	-	-
KVA	-	-	-	-	-	-	Abluft II	-	Sc
ARA	-	-	-	Klärschlamm	-	-	-	Abwasser II	-
Anthroposphäre	-	Holz Import	-	-	-	-	-	-	-
Atmosphäre	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrosphäre	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lithosphäre	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Abbildung 27: Schema Güterflussmatrix des Systems "Regionaler Papierhaushalt", Quelle: (Hellweg et al. 2016 nach Baccini und Bader 1996)

Stoffstromanalyse zum Nachfrageverhalten eines deutschen Durchschnittshaushalts nach Gütern, untergliedert in Produktfelder: die Abbildung zeigt die Anteile der Produktgruppen an der Gesamtumweltbelastung im Basisjahr. Mit großem Abstand zu den übrigen Produktfeldern wiesen Mobilität, Wohnen sowie Lebensmittel die größten Belastungen auf.

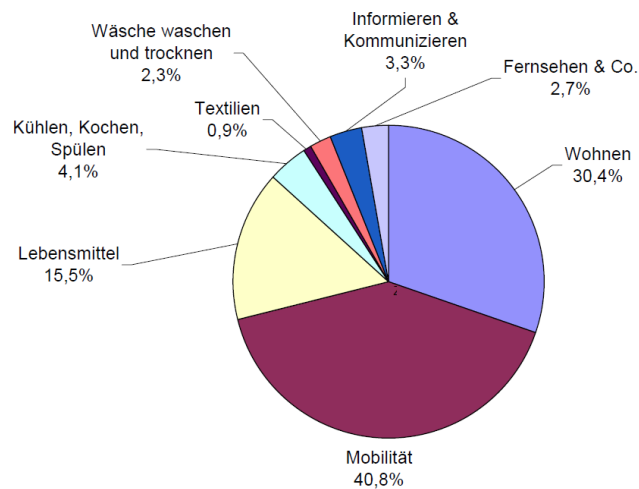


Abbildung 28: Gesamtumweltbelastung nach Produktfeldern, Quelle: (Quack und Rüdener 2007)

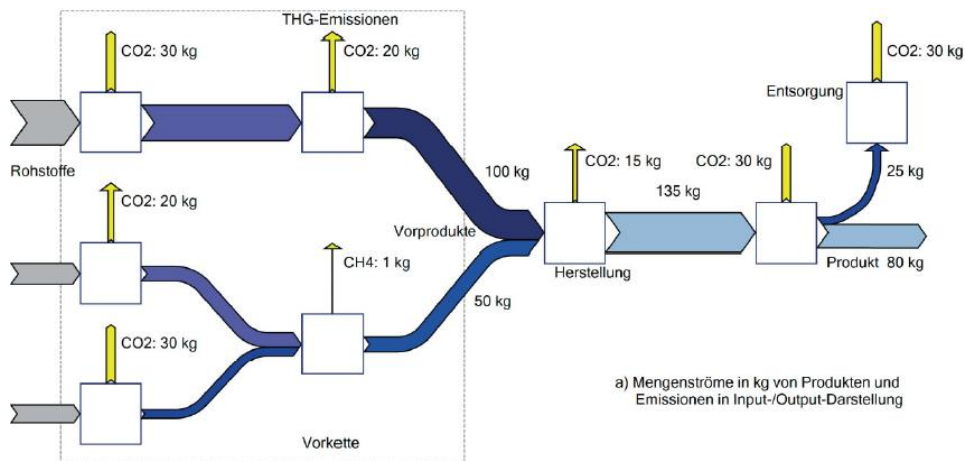


Abbildung 29: Prozessstruktur mit Vorketten als Sankey-Diagramm; die Pfeile zeigen die Verrechnungsrichtung der Treibhausgasemissionen an, Quelle: (Schmidt 2011)

Material- und Energieflussanalyse zur Ermittlung des Carbon Footprints analog zur Sachbilanz der Ökobilanzierung: die Treibhausgasemissionen (THG) in der Wertschöpfungskette werden von Zwischenprodukt zu Zwischenprodukt jeweils als kumulierte Emissionen weitergereicht. Die Summierung der THG der einzelnen Bilanzierungsräume ergibt die Gesamtemissionen, die ins Verhältnis zum Systemnutzen gesetzt wird.

Literaturverzeichnis

- Achternbosch, Matthias; Bräutigam, Klaus-Rainer (2002): Stoffstromanalysen. Einführung in den Schwerpunkt. In: Technikfolgenabschätzung - Theorie und Praxis (TaTuP) 11 (1), S. 7-9.
- Baccini, Peter; Bader, Hans-Peter (1996): Regionaler Stoffhaushalt. Erfassung, Bewertung und Steuerung. Heidelberg.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2001): Handbuch Umweltcontrolling. München.
- Hellweg, Stefanie; Juraske, Ronnie; Rubli, Stefan (2016): Ökologische Systemanalyse. Materialflussanalyse - Risikoanalyse - Ökobilanz. ETH Zürich, zuletzt aktualisiert am 28. Februar 2016.
- Hofmeister, Sabine (1989): Stoff- und Energiebilanzen. Zur Eignung des physischen Bilanz-Prinzips als Konzeption der Umweltplanung. Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Nr. 58.
- Hofmeister, Sabine (1998): Von der Abfallwirtschaft zur ökologischen Stoffwirtschaft. Wege zu einer Ökonomie der Reproduktion. Opladen, Wiesbaden.
- Kölbl, Herbert; Schulze, Joachim (1982): Projektierung und Vorkalkulation in der chemischen Industrie. Berlin.
- Kranert, Martin (2007): Grünabfälle - besser kompostieren oder energetisch verwerten? Vergleich unter den Aspekten der CO₂-Bilanz und der Torfsubstitution. EdDE-Dokumentation 11.
- Kranert, Martin (2017): Einführung in die Kreislaufwirtschaft. Planung - Recht - Verfahren. Wiesbaden.
- Laner, David; Rechberger, Helmut (2016): Material Flow Analysis. In: Matthias Finkbeiner (Hg.): Special types of life cycle assessment. Dordrecht, S. 293-332.
- Posch, Alfred; Klingspiogl, Marlene (2012): Stoff- und Energiebilanzierung in der industriellen Produktion. In: Martin Tschandl und Alfred Posch (Hg.): Integriertes Umweltcontrolling. Von der Stoffstromanalyse zum Bewertungs- und Informationssystem. Wiesbaden, S. 53-67.
- Quack, Dietlinde; Rüdener, Ina (2007): Stoffstromanalyse relevanter Produktgruppen. Energie- und Stoffströme der privaten Haushalte in Deutschland im Jahr 2005.
- Schaltegger, Stefan; Sturm, Andreas (2000): Ökologieorientierte Entscheidungen in Unternehmen. Ökologisches Rechnungswesen statt Ökobilanzierung: Notwendigkeit, Kriterien, Konzepte. Schriftenreihe des Instituts für Betriebswirtschaft, Universität Basel, Bd. 27.
- Schmidt, Mario (2011): Von der Material- und Energieflussanalyse zum Carbon Footprint - Anleihen aus der Kostenrechnung. In: Chemie Ingenieur Technik 83 (10), S. 1541-1552.
- Schrack, Daniela (2016): Nachhaltigkeitsorientierte Materialflusskostenrechnung. Wiesbaden.
- Siegenthaler, Claude Patrick (2006): Ökologische Rationalität durch Ökobilanzierung. Eine Bestandsaufnahme aus historischer, methodischer und praktischer Perspektive. St. Gallen.
- Strebel, Heinz (1991): Material- und Energiebilanzen. In: Umwelt Wirtschafts Forum (UWF), S. 9-15.
- VDI 3925-1:2016-09, Methoden zur Bewertung von Abfallbehandlungsverfahren.

Weil, Marcel; Jeske, Udo; Schebek, Liselotte (2002): Stoffstromanalyse und Ökobilanz als Hilfen zur umweltorientierten Positionsbestimmung von Beton mit und ohne rezykliertem Zuschlag im mineralischen Baustoffstrom. In: Technikfolgenabschätzung - Theorie und Praxis 11 (1), 50-64.

Wicke, Lutz (1993): Umweltökonomie. Eine praxisorientierte Einführung. München.

Input-Output- Analyse (IOA) und Hybride, Input-Output-Analysis**Zielgruppe:**

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Detaillierte, tief gegliederte Darstellung der produktions- und gütermäßigen Verflechtungen zwischen den Sektoren einer Volkswirtschaft und mit der Welt

Methodik:

Die Input-Output-Rechnung ist ein Teil der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (VGR) des Statistischen Bundesamtes. Sie beinhaltet u.a. die systematische Aufstellung und Auswertung von Input-Output-Tabellen (IOT). Ausgangspunkt sind die Güterbewegungen in einem Produktionsprozess eines Wirtschaftsraumes in einem Basisjahr. Als Input wird die Entstehungsseite der Produktion mit den dafür eingesetzten Vorprodukten und Produktionsfaktoren, als Output die Verwendung der produzierten Güter in den Tabellen zusammengefasst und in Matrizen überführt. Die Auswertung der IOT erfolgt deskriptiv und/oder analytisch, z.B. als Zeitreihenanalysen in ökonometrischen Modellen. In Satelliten- und Gesamtrechnungssystemen werden die monetären Ströme mit physischen und weiteren Strömen in hybriden Tabellen verknüpft. Bspw. findet mit der Umweltökonomischen Gesamtrechnung eine Betrachtung der Wechselwirkungen zwischen Wirtschaft und Umwelt statt. Eine Erweiterung der klassischen VGR findet mit multiregionalen IO-Modellen (z.B. Environmentally Extended Multiregional I-O Analysis), auf betrieblicher Ebene mit Materialflusskosten- und Umweltkostenrechnungen oder produktbezogenen Lebenszyklusanalysen (z.B. Input-Output-Energy-Analysis, Environmental Life Cycle Costing) statt.

Dimensionen:

Über die Ermittlung ökonomischer, ökologischer und sozialer Kennwerte und die kombinierte Darstellung von monetären und physischen Strömen können Zielgrößen der Nachhaltigkeitspolitik beschrieben werden.

Anwendungsmöglichkeiten:

- Einsatz bei Forschungsinstituten, Universitäten, Ministerien, Wirtschaftsverbänden usw. zu analytischen und prognostischen Zwecken bspw. zur Untersuchung von Möglichkeiten zur Entkopplung des Wirtschaftswachstums vom Verbrauch endlicher energetischer Ressourcen oder für den Vergleich der Produktionsstrukturen von Volkswirtschaften
- Nutzung durch das Statistische Bundesamt zur Prüfung der Konsistenz der Inlandsprodukt- sowie Preis- und Volumenrechnung und Verfahren der Preisbereinigung sowie Verwendung zur Analyse der Ursachen und Entwicklungen des sektoralen Strukturwandels und der intersektoralen Arbeitsteilung, Auswirkungen von Nachfrage-, Preis- und Lohnänderungen auf die Gesamtwirtschaft und einzelne Bereiche, z.B. die Beschäftigungssituation
- Verwendung als Instrument der Politikberatung und bei der Folgenabschätzung politischer Entscheidungen, etwa im Hinblick auf die internationale Energie- und Rohstoffpolitik

Rückblick:

Die heutige Form der Input-Output-Rechnung geht auf die Arbeiten des Ökonoms Wassily Leontief von 1930-40 zurück, der dafür 1973 den Nobelpreis erhielt. Leontief führte zunächst Studien zur Inputstruktur des US-Außenhandels durch, seine Grundidee bestand in der Abbildung einer Volkswirtschaft als geschlossenen Wirtschaftskreislauf in tabellarischer und mathematischer Form. Während das Gesamtsystem der VGR bereits nach dem ersten Weltkrieg Bestandteil der amtlichen Statistik der Bundesrepublik war, wurden Input-Output-Tabellen aufgrund von anfänglichen Zweifeln an deren Nützlichkeit erst Jahrzehnte später als amtliches Instrument anerkannt. Von 1960 bis 1999 existierte in Deutschland eine nationale Version der VGR die abgelöst wurde vom „Europäischen System Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen“ (ESVG). Daneben existiert seit 1953 als Rahmenwerk zur internationalen Harmonisierung das „System der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen“ (SNA). Seit den 1970er Jahren wird außerdem die Hybrid-Methode genutzt, vorrangig im Energiebereich.

Betrachtungsbereich:

In IOT werden die verschiedenen Güter und Leistungen, die als Produktionsfaktoren (Inputs) in den Produktionsprozess von Gütern (Waren und Dienstleistungen) kombiniert eingehen um andere Güter (Outputs) herzustellen, gegenübergestellt.

Beschreibung und Ausführung:

Zur Beantwortung von Fragen zur wirtschaftlichen Entwicklung eines Landes sind Kenntnisse über die internen Verflechtungen der Produktionsbereiche (Gütergruppen) erforderlich. Bei der Aggregation der einzelwirtschaftlichen Produktionskonten zum nationalen Produktionskonto fallen die Vorleistungen der inländischen Sektoren weg und die Beziehungen zwischen den Sektoren sind nicht mehr nachvollziehbar. Über die IOT werden für eine bestimmte Periode detailliert die Produktionsprozesse und Gütertransaktionen zwischen Sektoren nachgewiesen. Mit der Input-Output-Rechnung kann demnach gezeigt werden, wie viele und welche Güter von wem gekauft und an wen verkauft wurden. Es liegen eine Vielzahl von Input-Output-Modellen vor, am verbreitetesten ist das offene statische Mengenmodell. Die konzeptionellen Anforderungen an das Verfahren können nachfolgend nur stark verkürzt wiedergegeben werden. Hinweise zur Tabellenerstellung, Sektorenbildung, zu Preiskonzepten usw. sind in den Arbeitshilfen zu finden.

Den Ausgangspunkt zur Erstellung von IOT bildet das Güterkonto der gesamten Volkswirtschaft. Die Gesamtwirtschaft ist darin über Tabellen für n Sektoren mit n sektoralen Produktionskonten abgebildet, wobei ein sektorales Produktionskonto durch Aggregation der Produktionskonten der einzelnen Unternehmen des betreffenden Sektors entsteht.

<i>empfangene Vorleistungen von</i>	<i>gelieferte Vorleistungen an</i>
Sektor 1	Sektor 1
Sektor i	Sektor i
Sektor n	Sektor n
Gütersteuern abzgl. Gütersubventionen	private Konsumausgaben im Inland
Arbeitnehmerentgelt (im Inland)	Konsumausgaben des Staates
sonstige Produktionsabgaben abzgl. sonstige Subventionen	Bruttoanlageinvestitionen
Betriebsüberschuss (brutto)	Vorratsveränderungen
Importe gleichartiger Güter zu cif-Preisen	Exporte
gesamtes Aufkommen an Gütern des Sektors i	gesamte Verwendung an Gütern des Sektors i

Tabelle 22: Sektorales Produktionskonto; cif= Wert des Importgutes an der Grenze des Einfuhrlandes, Quelle: (Frenkel et al. 2016)

Der „liefernde Bereich“, die Aufkommenseite eines Kontos, umfasst die zur Weiterverarbeitung bestimmten Vorleistungsgüter (intermediäre Inputs) sowie die Primärinputs, die noch keinem

Verarbeitungsgang im Inland unterlagen und die Bruttowertschöpfung bilden (Abschreibungen, Arbeitnehmerentgelt, Nettobetriebsüberschuss). Die Summe aus intermediärem Input und Bruttowertschöpfung ergibt den Produktionswert des Produktionsbereichs. Das Gesamtaufkommen an Gütern erhält man durch das Hinzuzählen der Importe. Der „empfangende Bereich“, die Verwendungsseite des Kontos, enthält den Output, dazu zählen die Vorleistungsgüter zur intermediären Verwendung sowie die für die letzte Verwendung gelieferten Güter. Bei der Aggregation der Daten der einzelwirtschaftlichen Ebene gibt es zwei Optionen: die institutionelle Sektorengliederung (Abgrenzung nach Wirtschaftsbereichen), außerdem die funktionelle Sektorengliederung (Abgrenzung nach Produktionsbereichen). Ein Produktionsbereich besteht aus einzelnen, technisch homogene Produktionseinheiten und produziert alle Güter einer Gütergruppe und nur diese. Wirtschaftsbereiche hingegen sind gütermäßig heterogen und werden nach dem Produktionsschwerpunkt eines Unternehmens bestimmt. Das ESVG-Lieferprogramm sieht die Abgrenzung nach Produktionsbereichen vor.

Die Darstellung der Güterverflechtung aller Produktionsbereiche ist in Matrixform übersichtlicher als in Kontenform. Zur Bildung der Vorleistungsmatrix wird jeweils die rechte Seite eines Güterkontos um 90° gegen den Uhrzeigersinn gedreht und quer über die dazugehörige linke Seite gelegt, sodass sich die In-sich-Ströme der Produktionsbereiche überlagern. In jedem Sektor entspricht das gesamte Aufkommen der gesamten Verwendung von Gütern, d.h. die Summenzeile und die Spaltensumme müssen die gleichen Werte enthalten (Kreislaufaxiom). In den IOT des Statistischen Bundesamtes werden 73 liefernde und 73 empfangende Bereiche dargestellt, die Zentralmatrix ohne Summenzeile und -spalte besteht aus über 5300 Elementen. Als übergeordnete Struktur sind hier nur der primäre Produktionsbereich PB (Land-/Forstwirtschaft/Fischerei), der sekundäre Produktionsbereich SB (produzierendes Gewerbe) und der tertiärer Produktionsbereich TB (private/öffentliche Dienstleistungen) dargestellt. Die IOT sind zu Herstellungspreisen bewertet (einschließlich Gütersubventionen, ohne Gütersteuern), auf diese Weise werden die Daten der EU-Mitgliedsländer miteinander vergleichbar.

Die IOT besteht aus vier Quadranten mit jeweils einer Matrix:

- Der erste Quadrant, die Vorleistungs- oder Zentralmatrix, zeigt die intersektorale Verflechtung der Volkswirtschaft, die Lieferung und den Empfang einschließlich Herkunfts- und Bestimmungsort der intermediären Vorleistungen. Die Summe der Vorleistungen und der intermediären Verwendung sind gleich. Aufgrund der einheitlichen gütermäßigen Gliederung der Vorleistungsmatrix in Zeilen und Spalten werden die IOT als symmetrische oder Güter x Güter-Tabellen bezeichnet.
- Der zweite Quadrant, die Endnachfragematrix, enthält die Lieferungen der Produktionsbereiche für den Endverbrauch: für den privaten und Staatskonsum, Bruttoanlage- und Vorratsinvestitionen sowie Exporte. Zeilenweise kann abgelesen werden, wofür die hergestellten Endprodukte benötigt wurden, spaltenweise die gütermäßige Zusammensetzung der Kategorien der Endnachfrage. Die Summe aus intermediärer und letzter Verwendung ergibt die gesamte Verwendung von Gütern.
- Der dritte Quadrant beinhaltet die Primäraufwandsmatrix. Sie zeigt die Verwendung der primären Inputs in den einzelnen Produktionsbereichen, d.h. die Produktionsaufwendungen zur Bruttowertschöpfung, die keine inländischen Vorleistungen sind (Faktoreinkommen, Nettoproduktionsabgaben, Importe). Der Übergang von Herstellungspreisen zu Anschaffungspreisen erfolgt, indem zu den Herstellungspreisen die Nettogütersteuern (Gütersteuern abzgl. Gütersubventionen) addiert werden. Die letzte Zeile enthält den Wert des Gesamtgüteraufkommens in den einzelnen Produktionsbereichen, also den Produktionswert der inländisch produzierten und eingeführten Güter.

- Bestehen zwischen dem II. und III. Quadrant keine unmittelbaren Zusammenhänge, können die gegebenen Größen als autonome oder exogene Sektoren behandelt werden. In einem solchen offenen System ist der vierte Quadrant eine Null-Matrix. Im Gegensatz dazu werden in einem geschlossenen System die primären Inputs und die letzte Verwendung als Teil der Produktionsverflechtung dargestellt, zeilenweise wird die Verteilung der primären Inputs auf die Endnachfragebereiche, spaltenweise die Art der von jedem Endnachfragebereich eingesetzten primären Inputs aufgezeigt.

Verwendung (Input)		Input der Produktionsbereiche			Letzte Verwendung			Gesamte Verwendung	
		PB	SB	TB	Konsum	Investit.	Exporte		
Aufkommen (Output)	Gütergruppen	PB	Vorleistungsmatrix			Endnachfragematrix			Σ
		SB							
		TB							
	Ges. Vorleistungen bzw. Endnachfrage		Quadrant I	Σ 30,4	Quadrant II				
Komponenten der Wertschöpfung		Matrix der Primärinputs			Quadrant IV			Gesamtes Aufkommen gleich gesamte Verwendung	
Importe		Quadrant III							
Gesamtes Aufkommen		Σ							

Abbildung 30: Schematische Darstellung einer Input-Output-Rechnung: der Produktionsbereich „Beherbergungs- und Gaststätten- Dienstleistungen“ bezog im Jahr 2006 Vorleistungsgüter im Wert von insgesamt 30,4 Mrd. €, davon inländisch produzierte und importierte Nahrungsmittel für 6,1 Mrd. €, Quelle: (Destatis 2010)

Die Input-Output-Rechnung ist ein integraler Bestandteil der VGR. Ihre Eckdaten stimmen mit den Ergebnissen der Entstehungs- und Verwendungsrechnung des Bruttoinlandsprodukts (BIP) überein. Die Input-Output-Rechnung umfasst drei Typen von Input-Output-Tabellen: die IOT der inländischen Produktion und Importe, die IOT der inländischen Produktion, außerdem die Importmatrix, zudem die Aufkommens- und Verwendungstabelle als Basistabellen sowie Zusatz- und Auswertungstabellen. Bei der deskriptiven Auswertung der Ergebnisse der Input-Output-Rechnung werden keine zusätzlichen modelltheoretischen Annahmen getroffen. Der Input-Koeffizient (technischer oder Produktionskoeffizient) gibt die relative Bedeutung der intermediären oder primären Inputs für einen Produktionsbereich als Prozentzahl wieder. Er ermöglicht Aussagen über die Kostenstruktur bzw. die Bedeutung einzelner Produktionsbereiche als Lieferanten von Vorleistungen, Arbeitsleistungen usw. Der Output-Koeffizient (Verteilungskoeffizient) gibt die relative Bedeutung des Outputs als Vorleistung für einen anderen Sektor oder die Endnachfrage wieder und lässt somit Aussagen über die Absatz- oder Verwendungsstruktur zu. Analytische Auswertungen dienen zu Prognosezwecken, untersucht werden bspw. die Auswirkungen von Lohnsatzveränderungen auf die Güterpreise, die Folgen von Veränderungen der Konsum- oder Investitionsnachfrage auf die Wertschöpfung oder die Höhe der Beschäftigung der Produktionsbereiche. Aufgrund der Produktionsverflechtungen ergeben sich direkte und indirekte Effekte für alle Produktionsbereiche, die mithilfe von Leontief-Koeffizienten beschrieben werden können. Diese geben für ein bestimmtes Tabellenfeld an, wie viele Werteinheiten eines Gutes aus inländischer Produktion eines Produktionsbereichs direkt und indirekt benötigt werden, um eine Werteinheit eines Gutes für die letzte Verwendung bereitstellen zu können.

In Satelliten- und Gesamtrechnungssystemen werden die monetären Ströme mit physischen

und weiteren Strömen in hybriden Tabellen verknüpft. Die Umweltökonomische Gesamtrechnung (UGR) lässt die Berechnung von indirekten Umweltwirkungen und Abbildung von Wechselwirkungen zwischen Wirtschaft und Umwelt Top-down zu. Etwa können der Energieeinsatz und CO₂-Ausstoß einzelner Produktionsbereiche über „hybride“ Energie-IOT mit Angaben zur Verwendung von Energie in physischen Einheiten ermittelt werden. Die Orientierung an monetären Größen und der hohe Aggregationsgrad der Daten verhindern allerdings die Erstellung von IOA für die betriebswirtschaftliche Ebene. In der Sachbilanzphase der Ökobilanz werden die energetischen und stofflichen Inputs und Outputs eines Produkts oder Prozesses anhand physischer Größen mit hohem Detaillierungsgrad Bottom-up ermittelt. Die Festlegung von Abschneidekriterien vereinfacht die Untersuchung, führt jedoch grundsätzlich zu einer Unterschätzung der Umweltwirkungen. Ein möglichst vollständiges Bild über die Wert- und Mengenströme von Produktionsprozessen, Produkten oder Unternehmen erhält man durch die Anwendung von Hybridmethoden (Tiered/IO-based/Integrated Hybrid Analysis) als Kombination der zuvor genannten Ansätze. Über die Verknüpfung von produkt- mit wirtschaftszweigbezogenen Daten wird die Abbildung sowohl direkter und indirekter Umweltwirkungen als auch volkswirtschaftlicher Verflechtungseffekte möglich. Um Fehlbeträge und Datenlücken zu ergänzen, werden nach der Hybridmethode sektoral aufgelöste IOT sowie Informationen aus der UGR mit Sachbilanzdaten kombiniert (Process based Hybrid Analysis). Oder die Sachbilanz-Daten stellen den Ausgangspunkt der Analyse dar und fehlende Daten zu Vorleistungen werden über IOT ermittelt (IO based Hybrid Analysis). IOT und hybride Ansätze werden in Verbindung mit z.B. multi-regionalen Input-Output-Ansätzen (MRIO) zur Beantwortung von Fragen der Ressourceneffizienz, zum Verhältnis des Einsatzes von primären zu sekundären Rohstoffen, zur Nutzung kritischer Rohstoffe oder zum Energieeinsatz und CO₂-Ausstoß der Produktionsbereiche eingesetzt.

Berichterstattung:

Die Ergebnisse der VGR für Deutschland werden auf der Internetseite www.destatis.de veröffentlicht. Die VGR stellt zusammen mit ihren Satelliten- und Gesamtrechnungssystemen die Grundlage für die Nachhaltigkeitsberichterstattung der Bundesregierung dar. Der Erfolg der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie wird im jährlichen Indikatorenbericht des Statistischen Bundesamtes beschrieben.

Datenverfügbarkeit:

Die Erstellung von IOT ist arbeitsaufwendig und zeitintensiv. Für die Input-Output-Rechnung werden keine Daten erhoben, sondern vorhandene Statistiken genutzt. Aufgrund von uneinheitlichen Abgrenzungen und Lücken müssen zur Vervollständigung der Tabellen Schätzungen, Konsistenz- und Plausibilitätsüberlegungen angestellt werden. Daten zu Stoffen und Energien können eigens erhoben oder Ökobilanz-Datenbanken (z.B. GEMIS, ProBas, ELCD) entnommen werden.

Stärken und Schwächen:

- Um Aussagen über die Struktur der Güterströme treffen zu können, ist die Verwendung von Kontensystemen und Standardtabellen unzureichend. IOT ermöglichen eine detaillierte Darstellung des Verhältnisses zwischen Produktionswerten, Vorleistungen und Wertschöpfung.
- Vermeidung von Doppelzählungen, da Lieferketten scharf voneinander getrennt und die Systemgrenzen präzise definiert sind.
- In Hybridmodellen mit gemischten Mengen- und Wertangaben werden die jeweiligen Vorteile der statistischen und produktbezogenen Methoden ausgenutzt (vollständige Lieferkette, Detailtiefe im Hinblick auf Sektoren und Materialien, Nutzung amtlicher Statistiken, Disaggregation

umfassender Indikatoren zum Materialverbrauch nach verschiedenen Kategorien der Endnachfrage/Branchen oder Produktgruppen/Materialgruppen).

- Die Nutzung monetärer Industrie- und Produktstrukturen zur Allokation von Stoffen und Energien über die Lieferketten ist problematisch, da sich die physischen Strukturen unterscheiden. Auch bestehen Schwierigkeiten bei der Sektorenbildung nach funktionellen und institutionellen Kriterien.
- Die Erstellung der VGR bzw. der darauf aufbauenden Satelliten- und Gesamtrechnungssysteme bedarf eine große Menge an statistisch abgesicherte Daten, eine Vielzahl an Modellrechnungen sowie geeignete Ansätze zur Bewertung nicht monetärer Güter.
- Mittels IOT können keine Aussage über unterschiedliche Prozessalternativen gemacht werden, da pro Sektor nur jeweils das „typische Produkt“ beurteilt werden kann.
- Produktvergleiche beruhend auf Hybridmethoden vernachlässigen technische Fortschritte und die Wirkung umweltschonender Verfahren, da die verwendeten Daten häufig nicht aus dem gleichen zeitlichen und geographischen Raum stammen.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- EU (2010): Europäisches System Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen (ESVG).
- Eurostat (2008): Eurostat Manual of Supply, Use and Input-Output-Tables.
- UNSD (2012): Integriertes System Umweltökonomischer Gesamtrechnungen (SEEA).
- UN (2008): System der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (SNA).
- Brümmerhoff, Dieter; Grömling, Michael (2015): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen.
- Frenkel, Michael; John, Klaus Dieter; Fendel, Ralf (2016): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung.
- www.umweltgesamtrechnung.at, u.a. individuelle Auswertungen (Motion Chart)

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

In einer Veröffentlichung des Statistischen Bundesamtes (2011) wird ein hybrides Input-Output-Modell für Energie und Treibhausgase vorgestellt. Die Endnachfrage und die Produktionswerte der Produktionsbereiche setzen sich aus Wert- und Mengenangaben zusammen. Die gemischten Leontief-Inverse (Produktionsfunktionen) werden auf Basis der gemischten Vorleistungsverflechtung berechnet. Die Bestimmung des Energiegehalts der Produkte erfolgt ebenfalls anhand eines Koeffizientenvektors mit gemischten Koeffizienten. Bei den Energiebereichen sind die Energiekoeffizienten auf den physischen Produktionswert (energetischer Output in Joule), bei den übrigen Bereichen auf den wertmäßigen Produktionswert bezogen.

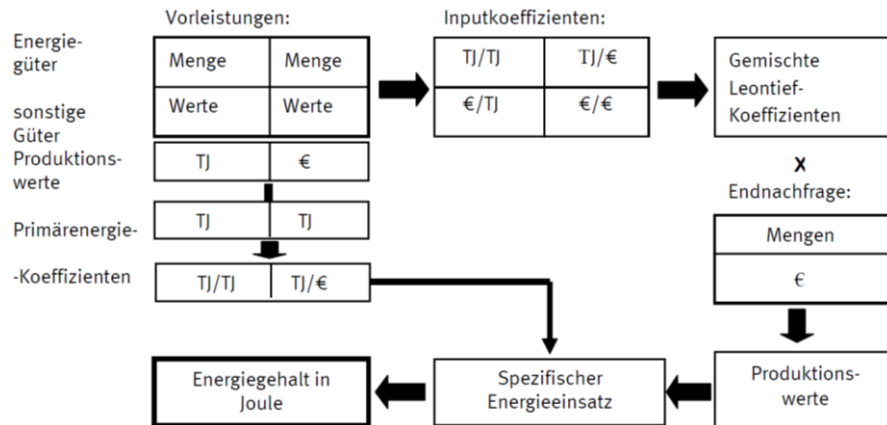


Abbildung 31: Input-Output Modell für Energie und Treibhausgase; Produktionsbereiche=Energie und sonstige Produktionsbereiche, Quelle: (Destatis 2011)

Der Ablauf der Berechnung gestaltet gemäß Destatis sich wie folgt:

1. Erstellung der gemischten IOT,
2. Bestimmung der Input-Koeffizienten und der gemischten Leontief-Inversen,
3. Berechnung der (indirekten) Produktionswerte zur Erstellung der Güter der Endnachfrage,
4. Berechnung des spezifischen Energieeinsatzes der Produktionsbereiche (Primärenergiekoeffizienten) auf Basis der Energieflussrechnung,
5. Berechnung des Energiegehalts nach Gütern und Kategorien der Endnachfrage.

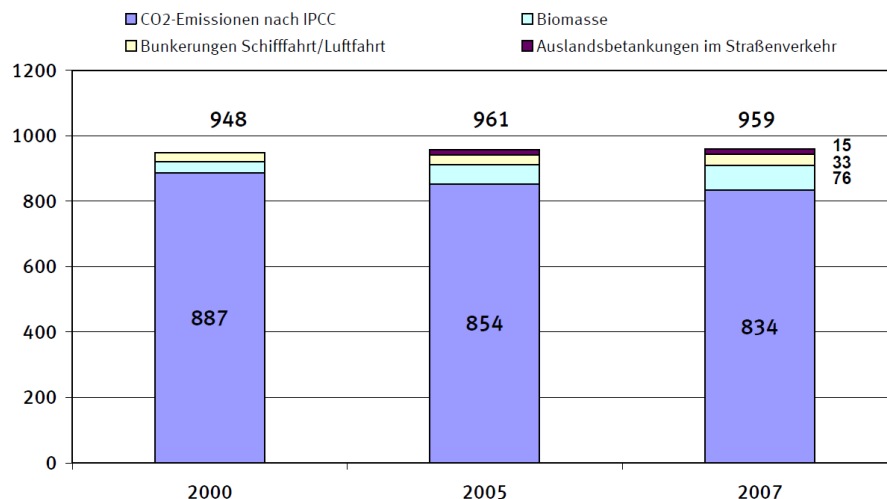


Abbildung 32: CO₂-Emissionen Deutschland [Mio. t], Quelle: (Destatis 2011)

Die Verwendung von Mengenangaben bei den Produktions- und Verbrauchswerten lässt Aussagen zu Schadstoffemissionen zu. So entstanden nach dem Berechnungsansatz der UGR nach dem Intergovernmental Panel on Climate Change im Jahr 2007 959 Mio. Tonnen direkte CO₂-Emissionen, wovon knapp 78 Prozent auf die inländischen Produktionsbereiche entfielen.

Bei der Entstehungsrechnung (Produktionsansatz) wird die Wertschöpfung aller Produzenten als Differenz zwischen dem Wert der produzierten Waren und Dienstleistungen (Produktionswert) und dem Vorleistungsverbrauch berechnet. Die Verwendungsrechnung (Ausgabenansatz) zeigt, ob die Güter im Inland konsumiert, investiert oder ins Ausland exportiert werden.

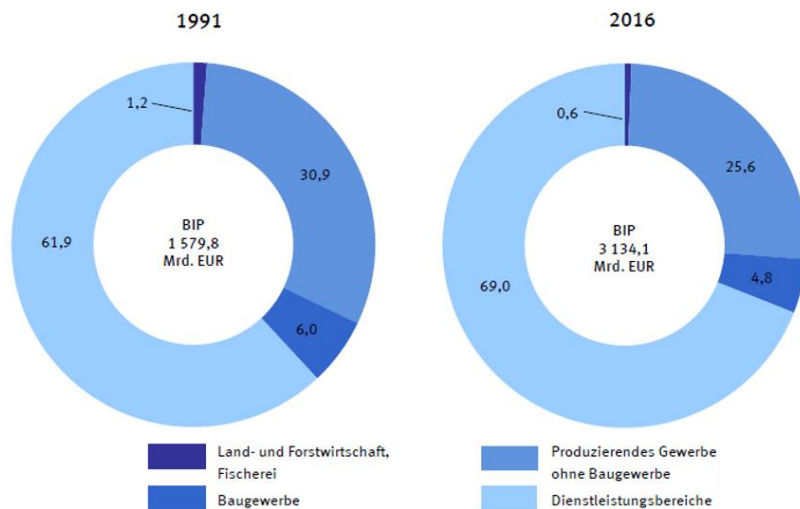


Abbildung 33: Entstehung des BIP, Wirtschaftsstruktur 1991/2016; Anteile an der nominalen Bruttowertschöpfung in Prozent, Quelle: (Destatis 2016)

Kombination von Top-down-Modellen, die die einzelnen Technologien detaillierter abbilden und um gesamtwirtschaftliche Modellkomponenten erweiterte Bottom-up-Modelle zu einem hybriden Ansatz zur Bemessung des globalen CO₂-Minderungspotentials bis 2030 erweitern

Emissionspreis (Carbon price) (US \$/t CO ₂ -Äq)	Ökonomisches Potential (Mrd. t CO ₂ -Äq/a)	Reduzierung zu SRES A1B (68 Mrd. t CO ₂ -Äq/a) (in %)	Reduzierung zu SRES B2 (49 Mrd. t CO ₂ -Äq/a) (in %)
0	5–7	7–10	10–14
20	9–17	14–25	19–35
50	13–26	20–38	27–52
100	16–31	23–46	32–63
20	9–18	13–27	18–37
50	14–23	21–34	29–47
100	17–26	25–38	35–53

Abbildung 34: Globales CO₂-Minderungspotential 2030 nach IPCC 2007; geschätzt auf der Grundlage von Bottom-up-Studien (oben) und Top-down-Studien (unten), Quelle: (TEEB DE 2012)

Mithilfe der multiregionalen IOA (MRIO) und der Datenbank EXIOBASE v2 wurde die internationale Handelsbilanz der deutschen Holzindustrie untersucht. Die jade-grünen Pfeile veranschaulichen die Exporte von Deutschland, andersfarbige Pfeile die Importe von Holzsafern.

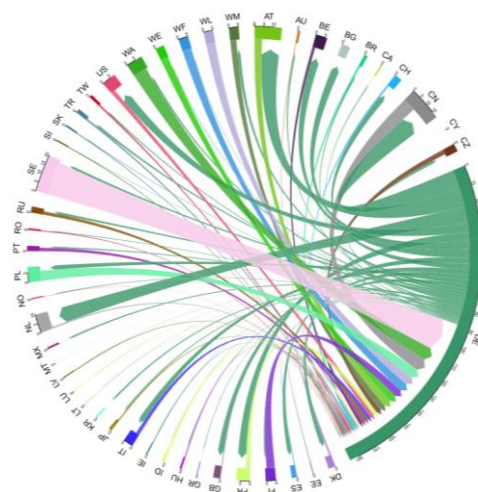


Abbildung 35: Ausländischer Holzfaserverhandlung von Deutschland im Jahr 2007 [Mm³ Faser-Äq.], Quelle: (Budzinski et al. 2017)

Literaturverzeichnis

- Bleses, Peter (2007): Input-Output-Rechnung. In: Wirtschaft und Statistik (WISTA) 1, S. 86-96.
- Brümmerhoff, Dieter; Grömling, Michael (2015): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen. Berlin.
- Budzinski, Maik; Bezama, Alberto; Thrän, Daniela (2017): Monitoring the progress towards bioeconomy using multi-regional input-output analysis. The example of wood use in Germany. In: Journal of Cleaner Production 161, S. 1-11.
- Europäische Kommission (2014): Europäisches System Volkswirtschaftlicher Gesamtrechnungen. ESGV 2010.
- Frenkel, Michael; John, Klaus Dieter; Fendel, Ralf (2016): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung. München.
- International Energy Agency (IEA) (2016): Evaluation of Embodied Energy and CO₂eq for Building Construction (Annex 57). Subtask 3: Evaluation Methods of Embodied Energy and Embodied GHG Emissions in Building and Construction: Energy in Buildings and Communities Programme.
- Marheineke, Torsten; Krewitt, Wolfram; Neubarth, Jürgen; Friedrich, Rainer; Voß, Alfred (2000): Ganzheitliche Bilanzierung der Energie- und Stoffströme von Energieversorgungstechniken. Band 74. Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung.
- Naturkapital Deutschland TEEB DE (2015): Naturkapital und Klimapolitik. Synergien und Konflikte.
- Schnabl, Hermann; Holub, Hans-Werner (1994): Input-Output-Rechnung: Input-Output-Analyse. München.
- Statistische Amt der Europäischen Union (Eurostat): ESGV Aufkommens-, Verwendungs- und Input-Output-Tabellen. Online verfügbar unter <http://ec.europa.eu/eurostat/de/web/esa-supply-use-input-tables>, zuletzt geprüft am 03.07.2017.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2010): Input-Output-Rechnung im Überblick.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2011): Umweltökonomische Gesamtrechnungen, Erweitertes Input-Output Modell für Energie und Treibhausgase.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2014): Umweltnutzung und Wirtschaft. Bericht zu den UGR.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2015): Gesamtwirtschaft & Umwelt, Material- & Energieflüsse. 1700 Millionen Tonnen Rohstoffe für Importe 2011 benötigt. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltoekonomisheGesamtrechnungen/MaterialEnergiefluesse/Aktuell_MaterialRohstoffeWasser.html, zuletzt aktualisiert am 16.03.2015, zuletzt geprüft am 24.08.2017.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2016): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung (VGR). Wichtige Zusammenhänge im Überblick.
- Suh, Sangwon; Huppel, Gjalte (2005): Methods for Life Cycle Inventory of a product. In: Journal of Cleaner Production 13 (7), S. 687-697.
- Umweltbundesamt (UBA) (2015): Weiterentwicklung von Material- und Rohstoffinputindikatoren - Methodendiskussion und Ansätze für widerspruchsfreie Datensätze.
- United Nations (UN) (2009): System of National Accounts 2008.

United Nations (UN) (2014): System of environmental-economic accounting (SEEA) 2012.

Yue, Dajun; Pandya, Shyama; You, Fengqi (2016): Integrating Hybrid Life Cycle Assessment with Multiobjective Optimization: A Modeling Framework. In: Environmental science & technology 50 (3), S. 1501-1509.

Umweltökonomische Gesamtrechnung (UGR), Environmentally Extended Input-Output-Analysis (EEIO)

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Statistische Beschreibung der Wechselwirkungen zwischen Wirtschaft und Umwelt

Methodik:

Die Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (VGR) des Statistischen Bundesamts liefern eine umfassende und systematische Beschreibung der produktions- und gütermäßigen Verflechtungen zwischen den Sektoren einer Volkswirtschaft und mit der Welt. Um wirtschaftliche Aktivitäten in Zusammenhang mit anderen, gesellschaftlich wichtigen Informationsbereichen (Bildung, Tourismus, Sport usw.) bringen zu können, werden VGR-Größen in sog. Satellitensystemen und Gesamtrechnungssystemen neu zusammengestellt. Material- und Energieflussrechnungen dienen zur statistischen Erfassung der durch wirtschaftliche Tätigkeiten verursachten Ströme zwischen Wirtschaft und Umwelt sowie innerhalb der Ökonomie. Die Betrachtung der Umweltinanspruchnahme erfolgt dann analog zur Entstehungs- und Verwendungsrechnung der VGR. Monetäre und physische Input-Output-Tabellen (IOT) bilden den konzeptionellen Rahmen für die Berechnung von Produktivitäten und Intensitäten, insbesondere zur Bewertung der Effizienz der Umweltnutzung als Verhältniszahl einer variablen Größe (z. B. des Rohstoffverbrauchs) zur Bruttowertschöpfung oder zum Bruttoinlandsprodukt. Neben den UGR existieren weitere Gesamtrechnungs- und Satelliten-Systeme zu anderen gesellschaftsrelevanten Themen (z.B. Gesundheitswirtschaftliche Gesamtrechnung, Sozioökonomische Gesamtrechnung).

Dimensionen:

Verknüpfung von ökologischen und/oder sozialen Kennzahlen mit ökonomischen Größen

Anwendungsmöglichkeiten:

- Erweiterung der VGR, Analyse der Beziehungen zwischen dem wirtschaftlichen System und der Umwelt zur Abbildung des Status-Quo, der Veränderungen des Umweltzustands und der Effektivität von Umweltschutzmaßnahmen
- Vergleich gesamtwirtschaftlicher Größen zwischen Ländern und die Beantwortung von Fragen zur Verlagerung von Umweltbelastungen, d.h. nach dem Rohstoff-Rucksack oder CO₂-/Wasser-/Flächen-Fußabdruck von (Import-/Export-)Gütern
- Datengrundlage für analytische und prognostische Zwecke, u.a. für die Diskussion wirtschaftstheoretischer und -politischer Fragestellungen und Themen der nachhaltigen Entwicklung, etwa im Hinblick auf die Konzeption von Umweltschutzmaßnahmen, die Bereitstellung von umweltbezogenen Daten für die nationale Nachhaltigkeitsberichtserstattung sowie die Gestaltung der wirtschaftlichen Transformation hin zu einer Bioökonomie oder Green Economy

Rückblick:

Die Verwendung der UGR ist eng mit der Nachhaltigkeitspolitik und -berichterstattung verknüpft. Der sog. Stiglitz-Report von Joseph Stiglitz aus dem Jahr 2009 und darauf folgende Initiativen,

darunter die Einberufung der Stiglitz-Sen-Fitoussi-Kommission im Auftrag der französischen Regierung, die Einrichtung des deutschen Sachverständigenrats zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung (CAE/SVR 2010) wie auch die Bildung der Enquête-Kommission des deutschen Bundestages zu Wachstum und Wohlstand (2010), widmeten sich der Suche nach alternative Indikatoren zur Messung von Wohlstand und sozialem Fortschritt abseits von einkommensbezogenen Größen wie dem Bruttosozialprodukt. Im Rahmen des Europäischen Statistischen Systems (ESS) und auf Empfehlung der Sponsorship Group zur Messung von Fortschritt, Wohlfahrt und Nachhaltigkeit wurden 2011 Prioritäten für die Weiterentwicklung der Statistik in der EU gesetzt und die Entwicklung von Indikatoren auf Basis von Gesamtrechnungen empfohlen, außerdem die EU-Verordnung zur Realisierung einer UGR in allen Mitgliedsländern durch das Europäische Parlament verabschiedet. Unter Leitung eines UN-Komitees von Experten für Umweltökonomische Gesamtrechnungen (UNCEEA) mit Unterstützung der sog. London Group erfolgte 2012 die Veröffentlichung des „System of Integrated Environmental and Economic Accounting (SEEA)“ als internationaler statistischer Standard zur Berechnung der UGR. Auf internationaler Ebene befasst sich das United Nations Environment Program (UNEP) seit 2008 mit der Entwicklung einer Strategie für eine nachhaltigere Wirtschaft („Green Economy“), die 2012 auf dem Erdgipfel Rio+20 angenommen wurde. Die OECD startete 2011 eine vergleichbare Initiative namens „Green Growth“.

Betrachtungsbereich:

In physischen IOT werden die verschiedenen Güter und Leistungen, die als Produktionsfaktoren (Inputs) in den Produktionsprozess von Gütern (Waren und Dienstleistungen) kombiniert eingehen um andere Güter (Outputs) herzustellen, gegenübergestellt.

Beschreibung und Ausführung:

Die deutsche UGR besteht aus vier Modulen:

- Im Modul Umweltbelastungen werden die aus der Natur entnommenen Rohstoffe sowie an die Natur abgegebene Rest- und Schadstoffe über Material- und Energieflussrechnungen in physischen Stromkonten nachgewiesen (pro Jahr entnommene Rohstoffe, emittierte Schadstoffe usw.). Die Ströme für die einzelnen Materialarten werden in einem gesamtwirtschaftlichen Materialkonto bilanziert, das die Materialflüsse zwischen einer Volkswirtschaft und der Umwelt sowie den Volkswirtschaften der übrigen Welt abbildet. Die Flüsse für die einzelnen Materialarten werden außerdem in weiteren Submodulen in tiefer Gliederung nach Produktionsbereichen und Kategorien der letzten Verwendung differenziert (Rohstoffrechnung/Primärmaterial/Emissionerechnungen/Wassergesamtrechnungen nach Branchen).
- Im Modul Umweltzustand wird bisher nur die Bodenfläche in physischen Bestandskonten dargestellt und die quantitative und qualitative Bestandsänderung, insbesondere die Nutzung von Bodenflächen zur Entwicklung von Siedlungs- und Verkehrsflächen betrachtet.
- Im Modul Umweltschutzmaßnahmen werden die in den monetären Transaktionen der VGR berücksichtigte Bestandteile (Umweltschutzausgaben und -steuern) über monetäre Konten gesondert dargestellt und weiter disaggregiert. Dazu gehören umweltbezogene Steuern (z.B. Kraftfahrzeugsteuer, Energiesteuer) sowie Investitionen und laufende Ausgaben für den Umweltschutz in den Sektoren Staat und produzierendes Gewerbe sowie in privatisierten öffentlichen Unternehmen.
- Sektorale Berichtsmodule (zu Verkehr/Landwirtschaft/private Haushalte und Umwelt, Waldgesamtrechnungen) erweitern die UGR um politisch besonders bedeutsame Themenbereiche.

Die vier Kernbereiche der VGR Produktions- und Einkommensrechnung, Input-Output-Rechnung, Finanzierungs- und Vermögensrechnung und Zahlungsbilanz liefern eine umfas-

sende Darstellung der wirtschaftlichen Aktivitäten. Zur Beantwortung gesellschaftlicher Fragestellung kann es jedoch zweckmäßig sein, die Daten der VGR weiter zu disaggregieren, zu klassifizieren oder um andere Daten zu ergänzen. Material- und Energieflussrechnungen dienen der statistischen Erfassung der durch wirtschaftliche Tätigkeiten verursachten Materialflüsse zwischen der Wirtschaft und der Umwelt sowie innerhalb der Ökonomie. Im Ergebnis liegen physische Input-Output-Tabellen (PIOT) vor, die ein mengenmäßiges Abbild der monetären Input-Output-Tabellen (MIOT) sind.

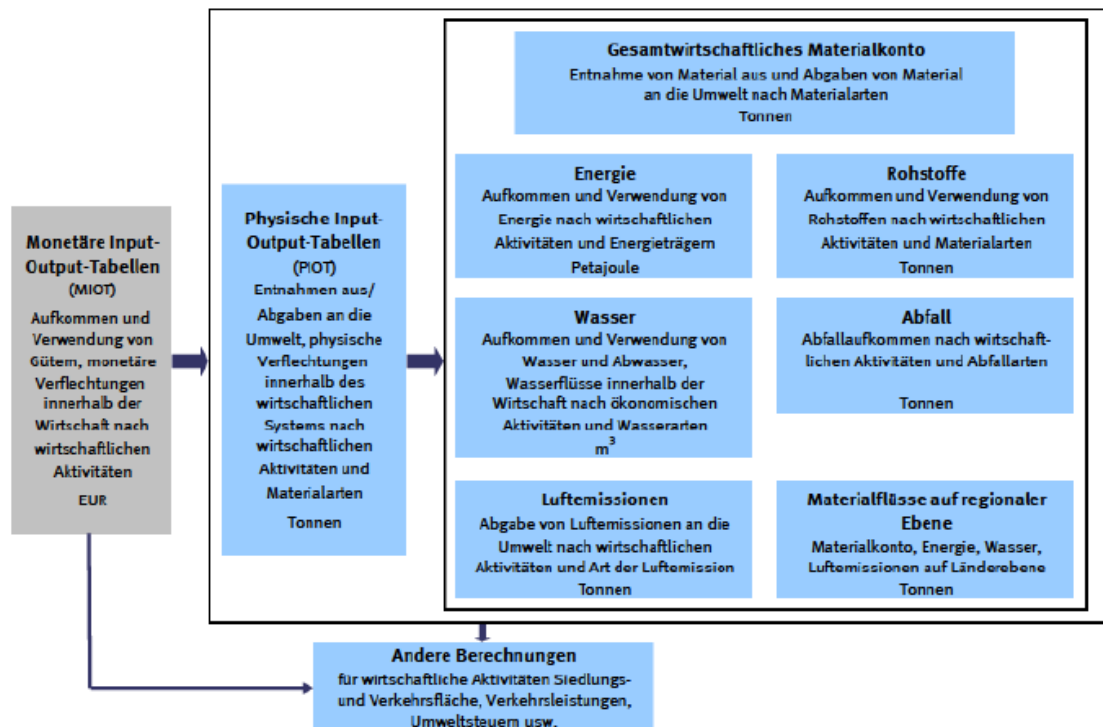


Abbildung 36: Gesamtsystem von Material- und Energieflussrechnungen Deutschland, Quelle: (Destatis 2014)

Die PIOT umfassen Materialverflechtungstabellen mit einer detaillierten Gliederung nach Produktionsbereichen und Konsumaktivitäten (Aufkommen und Verwendung der Güter) sowie nach Materialkategorien. Sie erfassen die Inputs, die von der Umwelt in die Volkswirtschaft fließen (Rohstoffe, Wasser, Sauerstoff usw.) und die Outputs, die die Wirtschaft an die Umwelt abgibt (Luftemissionen, Abwasser, andere Abgaben). In Modulen zu Energie, Rohstoffen, Wasser/Abwasser, Abfall und Luftemissionen wird das Aufkommen und die Verwendung der Stoffe gegliedert nach wirtschaftlichen Aktivitäten und Arten von Stoffen dargestellt, auch für die regionale Ebene. Ergänzende Berechnungen befassen sich bspw. mit Verkehrsleistungen oder der Inanspruchnahme von Siedlungs- und Verkehrsflächen. Die einzelnen Material- und Energieflussrechnungen werden in Form des gesamtwirtschaftlichen Materialkontos zusammengestellt. Dieses stellt sowohl die Materialströme aus der Umwelt in die inländische Wirtschaft dar als auch umgekehrt die Materialströme aus der Wirtschaft in die Umwelt (i.d.R. in Tonnen). Die nichtverwerteten Materialien werden auf der Entnahme- und Abgabeseite mit identischen Mengen verbucht. Der Saldo zwischen Entnahme und Abgabe des Materialkontos gibt den Materialverbleib innerhalb der Wirtschaft wieder (die Deponierung von Abfall wird als Materialverbleib innerhalb der Wirtschaft aufgenommen, das Entweichen von Deponiegas hingegen als Luftemission). Wasserentnahmen und -abgaben werden gesondert betrachtet.

Zur Untersuchung der Stabilität der Wirtschaftsentwicklung, von Strukturfragen, der Einkommensverteilung und des Wohlstands einer Gesellschaft wird die klassische VGR um zusätzliche

Größen erweitert, indem monetäre und physische Input-Output-Tabellen miteinander verknüpft werden.

						(Physical and monetary terms)			
		Industries	Households	Government	Rest of the world	Produced assets	Environmental assets		
							Opening stock		
Monetary supply and use table	Product-supply	Output			Imports				
	Product-use	Intermediate consumption	Household final consumption expenditures	Government final consumption expenditures	Exports	Gross capital			
Physical supply and use table	Natural inputs-supply						Extracted natural resources		
	Natural inputs-use	Inputs of natural resources							
	Product-supply	Output			Imports				
	Product-use	Intermediate consumption	Household final consumption			Exports	Gross capital formation		
	Residuals-supply	Residuals generated by industry	Residuals generated by household final consumption			Residuals received from the rest of the world	Residuals from scrapping and demolition of produced assets; emissions from controlled landfills		
	Residuals-use	Collection and treatment of waste and other residuals			Residuals sent to the rest of the world	Accumulation of waste in controlled landfills	Residuals flowing to the environment ^a		
						Other changes in volume of assets (e.g., natural growth, discoveries, catastrophic losses)			
						Revaluations			
						Closing stock			

Abbildung 37: Verbindung zw. den Input-Output-Tabellen; dunkelgraue Zellen sind per Definition Null, a=diese Restströme (residual flows, z.B. Luftemissionen) sind zwar keine Ströme von Umweltgütern, können aber die Nutzbarkeit von Umweltgütern beeinträchtigen, Quelle: (SEEA 2014)

Auf Grundlage der gewonnenen Informationen werden spezifische gesamtwirtschaftliche Indikatoren und Effizienzmaße (z.B. Energieproduktivität aus BIP und Energieverbrauch) sowie sektorale Indikatoren (z.B. spezifischer Energieverbrauch einzelner Wirtschafts- und Produktionsbereiche) abgeleitet. Die Analyse der Wechselwirkungen zwischen Wirtschaft und Umwelt findet anhand absoluter und relativer Kenngrößen statt. In den VGR wird die Bruttowertschöpfung in Beziehung gesetzt zu den benötigten Produktionsfaktoren Arbeit oder Kapital. Analog wird in den UGR auf Ebene der Produktions- oder Wirtschaftsbereiche die wirtschaftliche Leistung in Relation gesetzt zu den in physischen Einheiten ermittelten Umwelteinsatzfaktoren. Die entstehenden Produktivitäten (=Bruttowertschöpfung / Einsatzfaktor) sind das Maß für die Effizienz der Faktornutzung. Eine Effizienzsteigerung liegt bspw. dann vor, wenn bei gleichbleibender Nutzung eines Einsatzfaktors eine Zunahme des Bruttoinlandsprodukts zu verzeichnen ist. Steht die wirtschaftliche Leistung im Nenner, können des Weiteren Intensitäten (=Einsatzfaktor / Bruttowertschöpfung) abgebildet und die Umweltinanspruchnahme verschiedener Branchen miteinander verglichen werden. Die gebildeten Indikatoren finden im Indikatorbericht der Bundesregierung Anwendung, bspw. als Indikator zur Darstellung der Endenergieproduktivität (Entwicklung der Wertschöpfung je eingesetzter Einheit Endenergie) oder der Gesamtrohstoffproduktivität (Wert aller an die letzte Verwendung abgegebenen Güter in Euro relativ zur Masse der für ihre Produktion im In- und Ausland eingesetzten Rohstoffe in Tonnen). Mittels Dekompositionsanalysen wird die zeitliche Entwicklung eines Indikators in Abhängigkeit seiner Einflussfaktoren (z.B. Entwicklung von Emissionen infolge von Effizienzsteigerungen oder eines Strukturwandels) betrachtet. Für Zeitreihenanalysen müssen die monetären Größen preisbereinigt werden. Preisbereinigte Angaben in den VGR sind verkettete Angaben, bei denen Volumenindizes auf Vorjahrespreisbasis für eine Reihe von Jahren miteinander verknüpft und auf ein einheitliches Basisjahr normiert werden (Kettenindizes). Neben der Berechnung kumulierter

Effekte und Zeitreihenanalysen werden zur integrierten Betrachtung sozio-ökonomischer und ökologischer Aspekte ökonomische Modelle aufgestellt und Szenarien über mögliche künftige Entwicklungen konstruiert.

Neben den UGR existieren weitere Satelliten- und Gesamrechnungssysteme, mit denen möglichst die gesamte Bevölkerung mit allen ihren Aktivitäten abgebildet werden sollen, dazu gehören v.a. die Gesundheitsökonomische Gesamtrechnung (GGR), die Sozioökonomische Gesamtrechnung (SGR) sowie Satellitensysteme u.a. zu den Themenfeldern Haushalt, Tourismus, Gesundheit, Sport. Über die Erstellung Sozioökonomischer Input-Output-Tabellen (SIOT) sollen auch nicht-marktliche Aktivitäten neben der Erwerbsarbeit und dem Konsum abgedeckt werden. Dazu werden nicht-monetäre und monetäre Daten zur Haushaltsstruktur unter Bildung sozio-ökonomischer Haushaltsgruppen einschließlich der Personenstruktur zusammen mit Daten zu Einkommen, Sparen und Konsum in sozio-ökonomische Modelle eingefügt. Etwa wird in der GGR das Input-Output-System der Gesundheitswirtschaft um die Verteilungs- und Umverteilungsvorgänge zu einer nationalen Sozialrechnungsmatrix (Social Accounting Matrix, SAM) erweitert, womit die Auswirkungen der Gesundheitswirtschaft auf die primäre und sekundäre Einkommensverteilung und die Rückwirkungen vorauf die Finanzierungsträger erkennbar wird.

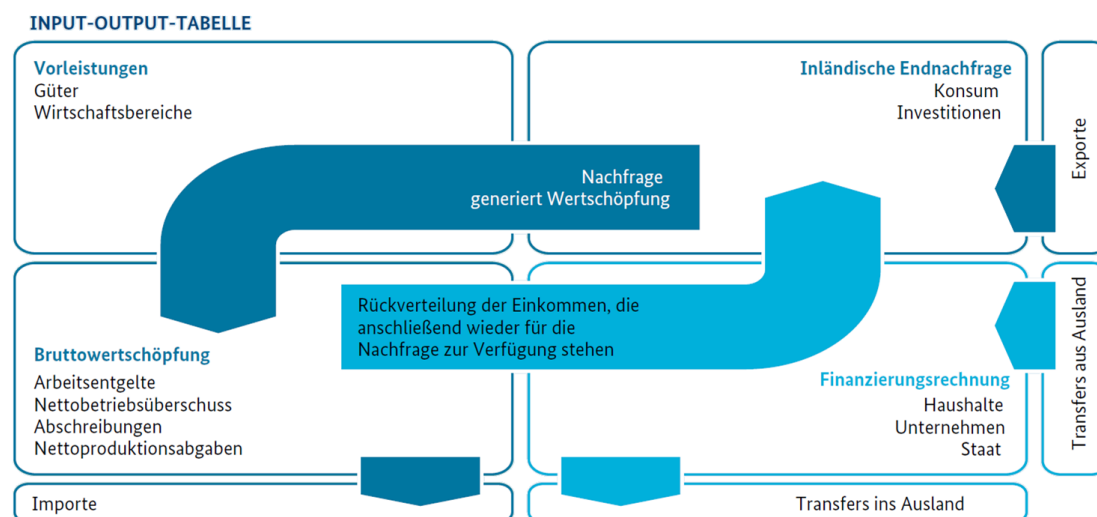


Abbildung 38: Sozialrechnungsmatrix, Quelle: (BMWi 2014)

Berichterstattung:

Die Stoffströme werden nach Produktionsbereichen und privaten Haushalten differenziert und zu den jeweils relevanten monetären Größen aus den VGR in Beziehung gesetzt. Die UGR liefert wichtige Daten etwa für die Nachhaltigkeitsberichterstattung der Bundesregierung und stellt zusammen mit Strukturindikatoren Informationen über nationale Reformprogramme der EU bereit.

Datenverfügbarkeit:

Für die UGR werden keine gesonderten Erhebungen durchgeführt, sondern es wird auf vorhandene Datensätze zurückgegriffen. Die Daten stammen aus der amtlichen Statistik oder von externen Institutionen wie dem Umweltbundesamt, der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe oder dem Deutschen Institut für Wirtschaftsforschung.

Stärken und Schwächen:

–Die Konzepte, Definitionen, Abgrenzungen, Gliederungen und verwendeten Wirtschaftsklassifikationen von VGR und UGR stimmen weitestgehend überein, sodass beide Systeme voll-

ständig kompatibel sind und die Ergebnisse der UGR untereinander und mit den identisch gegliederten VGR-Daten verknüpfbar sind und gemeinsam analysiert werden können.

–Die Analyse insbesondere der qualitativen Veränderungen des Naturkapitals sind mit vielfältigen methodischen Problemen verbunden, darunter vor allen Dingen Bewertungs-/Aggregationsprobleme, eingeschränktes Wissen über Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge, Berücksichtigung der regionalen Unterschiede der Umweltbelastungen und -zustände. Die Berechnung der UGR auf Länderebene wird vornehmlich dadurch erschwert, dass keine IOT für die Länderebene vorliegen und bestimmte Daten nur für die Bundesebene verfügbar sind.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- Vereinte Nationen (UN) (2012): System of Environmental-Economic Accounting (SEEA)
- Statistisches Bundesamt (2014): Umweltnutzung und Wirtschaft
- www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen.html, Seite des Statistischen Bundesamts zur UGR
- www.ugrdl.de, Ergebnisse zu Materialflüssen auf regionaler Ebene

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Der Verkehr zählt zu den wichtigen Quellen von Umweltwirkungen. Grundlage einer Reduktion der Umweltwirkungen ist die Verfügbarkeit von statistisch abgesichertem Datenmaterial. Als Informationssystem für die Landesebene wurde das sächsische regionale Berichtsmodul Verkehr und Umwelt entwickelt. Es beinhaltet Umweltbelastungen (z.B. den Kraftstoff- und Energieverbrauch des Verkehrs), die Umweltnutzung (den Flächenverbrauch durch Verkehr), den Verkehrsbetrieb und die -infrastruktur (z.B. Bestand an Fahrzeugen/Verkehrsmitteln) sowie ökonomische Eckdaten und Bezugswahlen (z.B. Anzahl der Beschäftigten). In seinen Grundzügen lehnt sich der Aufbau des Berichtsmoduls an die Methodik des Statistischen Bundesamtes an. Sein Schwerpunkt liegt in der systematischen, vollständigen Erfassung der Umweltwirkungen des Verkehrs in tiefer sachlicher Gliederung.

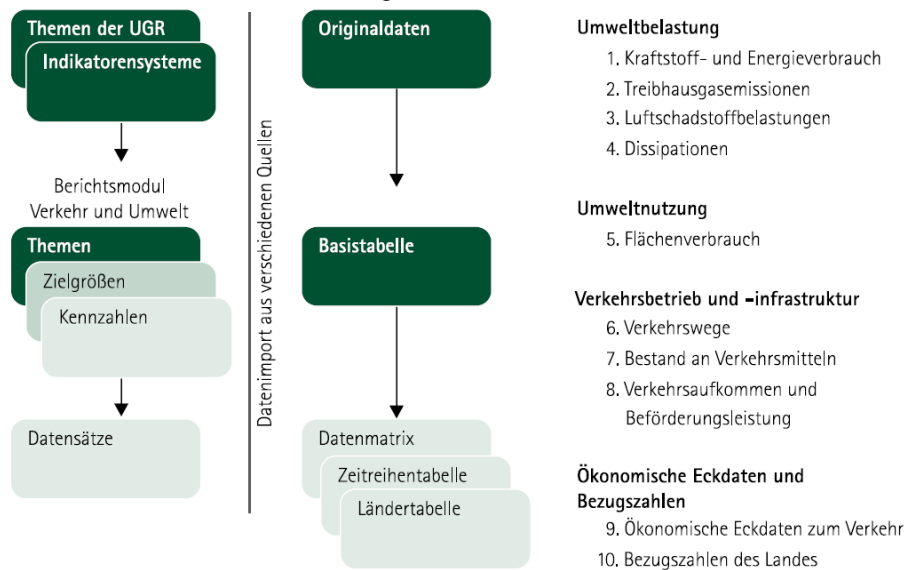


Abbildung 39: Aufbau des regionalen Berichtsmoduls und die Zielgrößen, Quelle: (Toth 2010)

Im Jahr 2012 wurden in Sachsen 612,5 Petajoule Primärenergie verbraucht. Bei der Bewertung der resultierenden verkehrsbedingten CO₂-Emissionen ist entscheidend, ob der internationale Luftverkehr in die Betrachtung miteinbezogen wird oder nicht. Den internationalen Luftverkehr eingeschlossen wurden 2012 7,6 Millionen Tonnen Kohlendioxid vom sächsischen Verkehr emittiert, ohne 6 Millionen Tonnen. Bis 2012 sind die CO₂-Emissionen im Straßenverkehr gegenüber dem Spitzenwert 1999 von 7,3 Millionen Tonnen wieder auf 79 Prozent zurückgegangen und haben sich dem Ausgangswert angenähert (5,1 Millionen Tonnen).

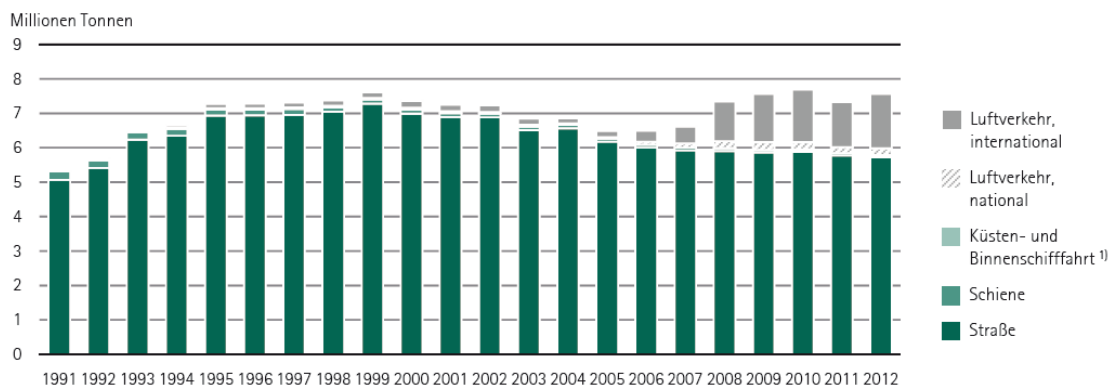


Abbildung 40: CO₂-Emissionen des Verkehrs in Sachsen 1991 bis 2012 [Mio t], Quelle: (Hoffmann und Schletze 2012)

In den UGR werden Mengenentwicklungen und Produktivitäten für die Einsatzfaktoren Umwelt als Ressourcenquelle (Energie, Rohstoffe, Wasser), als Senke für Rest- und Schadstoffe (Treibhausgase, Luftschadstoffe, Wasserabgabe) für die strukturelle Nutzung (Flächeninanspruchnahme) sowie als ökonomische Faktoren (Arbeit, Kapital) dargestellt.

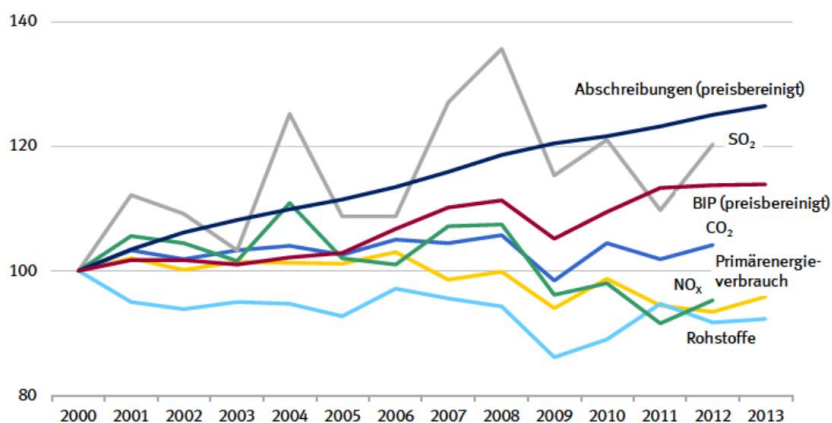


Abbildung 41: Gesamtwirtschaftliche Umweltnutzung seit 2000 (=100 Prozent), Quelle: (Destatis 2014)

Gesamtwirtschaftliches Materialkonto von Deutschland: Die Entnahmen beinhalten Rohstoffe, Gase, importierte Güter; die Abgaben Luftemissionen, Emissionen ins Abwasser, Stoffausbringungen, dissipative Verluste (z.B. Reifenabrieb), Gase sowie Exporte von Gütern.

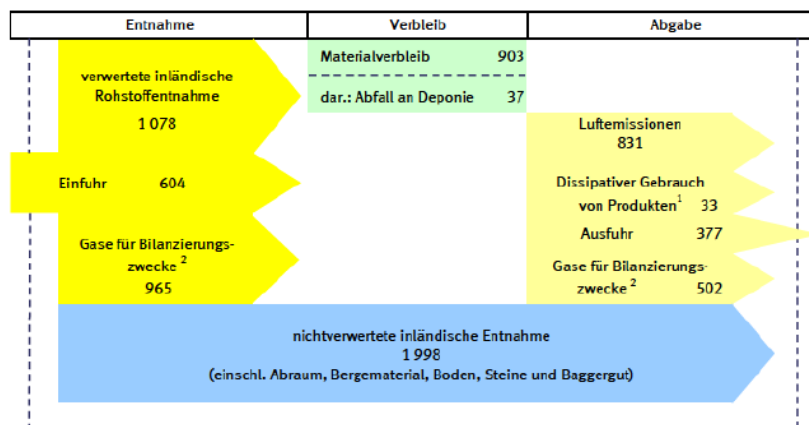


Abbildung 42: Gesamtwirtschaftliches Materialkonto für das Jahr 2012 [t], Quelle: (Destatis 2014)

Die Masse der Importe in Rohstoffäquivalenten ist durchschnittlich fast dreimal so hoch wie das Eigengewicht der importierten Güter. 2011 wurden 619 Millionen Tonnen Güter eingeführt für deren Herstellung fast 1700 Millionen Tonnen Rohstoffe eingesetzt wurden (Exporte: 378 vs. 1500 Millionen Tonnen).

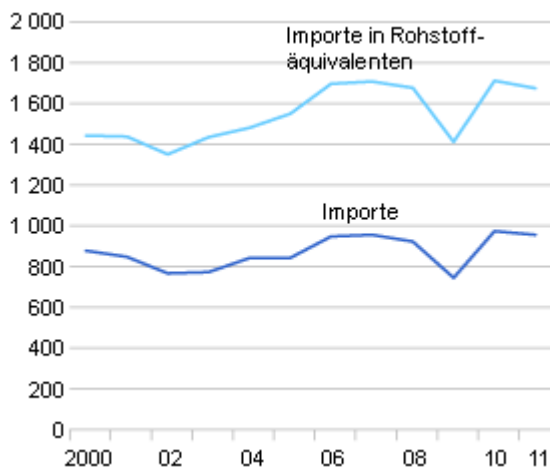


Abbildung 43: Entwicklung der Importe und Importe in Rohstoffäquivalenten 2011 [Mio t], Quelle: (Destatis 2015)

Literaturverzeichnis

- Brümmerhoff, Dieter; Grömling, Michael (2015): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen. Berlin.
- Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) (2014): Die Gesundheitswirtschaftliche Gesamtrechnung für Deutschland. Zusammenfassung des Forschungsprojekts des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie.
- Frenkel, Michael; John, Klaus Dieter; Fendel, Ralf (2016): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung. München.
- Hoffmann, Sylvia; Schletze, Matthias (2015): Regionales Berichtsmodul Verkehr und Umwelt. Verkehr in Sachsen unter Beachtung umweltpolitischer Ziele. In: Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen 1, S. 59-71.
- Schoer, Karl; Stahmer, Carsten (2004): „21 Indikatoren für das 21. Jahrhundert“: Gesamtrechnungen und Nachhaltigkeitsberichtserstattung. In: Statistisches Monatsheft Baden-Württemberg (4), S. 36-39.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2014): Umweltnutzung und Wirtschaft. Bericht zu den UGR.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2015): Einführung in die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Ausgabe 2014.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2015): Gesamtwirtschaft & Umwelt, Material- & Energieflüsse. 1700 Millionen Tonnen Rohstoffe für Importe 2011 benötigt. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltoekonomisheGesamtrechnungen/MaterialEnergiefluesse/Aktuell_MaterialRohstoffeWasser.html, zuletzt aktualisiert am 16.03.2015, zuletzt geprüft am 24.08.2017.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2016): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Indikatorenbericht 2016.
- Toth, Tibor (2010): Regionales Berichtsmodul Verkehr und Umwelt. Aufbau und erste Ergebnisse für Sachsen. In: Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen 1, S. 19-25.

Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP), Strategische Umweltprüfung (SUP), Umweltprüfung (UP), Environmental Impact Assessment (EIA), Strategic Environmental Assessment (SEA)

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Ermittlung und Beschreibung der Auswirkungen von umweltrelevanten Vorhaben und Projekten

Methodik:

Mit den Instrumenten UVP und SUP soll eine vorausblickende, ganzheitliche und handlungsleitende Abschätzung der unmittelbaren und mittelbaren Umweltauswirkungen von Projekten sichergestellt werden. Sie sind ein unselbstständiger Teil verwaltungsbehördlicher Verfahren, die der Entscheidung über die Zulassung der Projekte dienen. Im Sinne der Umweltvorsorge muss nach dem UVP-Gesetz (UVP-G) eine umfassende und frühzeitige Ermittlung, Beschreibung und Bewertung der Folgen für die Umwelt unter Beachtung der geltenden Gesetze, nach einheitlichen Grundsätzen und unter Beteiligung der Öffentlichkeit erfolgen. Während die UVP erst bei der Zulassung umwelterheblicher Vorhaben zur Anwendung kommt, setzt die SUP zu einem früheren Zeitpunkt auf der Planungsebene im Rahmen der Vorplanung an. Die UP hingegen ist ein Regelverfahren für Bauleitpläne, das UVP und SUP integriert. Die Umweltprüfungen bestimmen vorrangig den Ablauf der Verwaltungsverfahren, ohne materiell-rechtliche Regelungen zu enthalten und machen keine Aussagen zu Art und Umfang anzuwendender Methoden oder zu berücksichtigender Inhalte. Die Ergebnisse sind bei allen behördlichen Entscheidungen über die Zulässigkeit eines Vorhabens sowie bei der Aufstellung oder Änderung von Plänen und Programmen zu berücksichtigen. Die Ergänzung formaler Verfahren um soziale Bewertungsansätze wie kooperative Beteiligungsmodelle (z. B. Runder Tisch) ermöglicht die Integration von für den Planungsprozess wichtigen Erfahrungen und Kenntnissen von lokal Ansässigen.

Dimensionen:

Einschätzung standortspezifischer Auswirkungen auf Umweltschutzgüter

Anwendungsmöglichkeiten:

- Instrument der Folgenabschätzung zur Vorbereitung von Zulassungsentscheidungen über bestimmte öffentliche und private Vorhaben und Projekte (UVP für z.B. Industrieanlagen, Infrastrukturprojekte) sowie im Rahmen der Aufstellung oder Änderung von Plänen und Programmen (SUP). I. e. S. ist die eigentliche Umweltprüfung (UP) Gegenstand der Bauleitplanung (Flächennutzungsplan, Bebauungsplan)
- Bestandteil der Genehmigungsverfahren bei der räumlichen Gesamtplanung sowie räumlichen Umwelt-Fachplanung (Bauleitplanverfahren: Aufstellung von Raumordnungsplänen auf Länderebene, von Bauleitplänen auf kommunaler Ebene nach Raumordnungsrecht (ROG) bzw. Baurecht (BauGB) sowie bei Landschaftsprogrammen, -rahmenplänen, -plänen, Festsetzung von Landschafts- und Naturschutzgebieten nach Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG))

Rückblick:

Mit dem National Environmental Policy Act (NEPA) wurde 1969 in den USA die Berücksichtigung des Environmental Impact Statement (EIS) bei allen größeren Maßnahmen von Bundesbehörden beschlossen. Zwar lagen seit 1973 erste Entwürfe für ein Gesetz zur Umweltverträglichkeitsprüfung auch in Deutschland vor, doch erst auf den Erlass der UVP-Richtlinie 337/85/EWG über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten durch die Europäische Union von 1985 folgte die Umsetzung in nationales Recht. Nach langjährigen Debatten verstetigte die Anordnung des UVPG in Deutschland im Jahr 1990 den Übergang von einem nachsorgeorientierten hin zu einem vorsorgeorientierten Umgang mit der Umwelt. Auf Beschluss der Espoo-Konvention von 1991 sind auch die Behörden und die Öffentlichkeit potentiell von Umweltauswirkungen betroffener Nachbarstaaten vor der Zulassung eines Projekts im Rahmen einer grenzüberschreitenden UVP/SUP zu beteiligen. Auf internationaler Ebene verpflichtet das SEA-Protokoll der Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen (UNECE) von 2003 zur Durchführung der SUP über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme als Ergänzung zur projektbezogenen UVP rechtsverbindlich. Auf nationaler Ebene erfolgte dieser Schritt mit der Novellierung des UVPG 2005. Im Folgejahr trat zudem das sog. Öffentlichkeitsbeteiligungsgesetz in Kraft, das, zusammen mit dem Umwelt-Rechtsbehelfsgesetz (UmwRG), die Öffentlichkeitsbeteiligung in planungsrechtlichen Verfahren umweltrelevanter Vorhaben verankert und den Forderungen der Aarhus-Konvention (Bereitstellung von Informationen, Öffentlichkeitsbeteiligung an Entscheidungsverfahren, Zugang zu Gerichten in Umweltangelegenheiten) nachkommt.

Betrachtungsbereich:

Schutzgüter im Sinne des UVPG sind 1) Menschen bzw. die menschliche Gesundheit, 2) Tiere, Pflanzen und die biologische Vielfalt, 3) Fläche, Boden, Wasser, Luft, Klima und Landschaft, 4) kulturelles Erbe und sonstige Sachgüter sowie 5) die Wechselwirkungen zwischen diesen Schutzgütern.

Beschreibung und Ausführung:

Unter „Umweltverträglichkeitsprüfung“ sind unterschiedliche Prüfverfahren subsummiert:

- Die eigentliche Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP), mit der jedoch je nach Standpunkt das Verwaltungsverfahren, ein formaler Verfahrensbestandteil oder die Umweltverträglichkeitsstudie mit den Untersuchungsergebnissen, Bewertungsvorschlägen und Empfehlungen bezeichnet wird.
- Die Strategische Umweltprüfung (SUP) als projektübergeordnete Umweltprüfung.
- Die Umweltprüfung (UP) im Rahmen der Bauleitplanung als Regelverfahren für Bauleitpläne, das, als einheitliches Trägerverfahren, alle bauplanungsrechtlich relevanten umwelt- und naturschutzrechtlichen Aspekte zusammenführt. Sie integriert die Anforderungen von UVP und SUP, außerdem der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung gemäß BNatSchG, der Natura 2000- bzw. FFH-Verträglichkeitsprüfung, der speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung (saP) sowie des Umweltschadensgesetzes.

Im allgemeinen Sprachgebrauch wird der Begriff Umweltprüfung sowohl für die UVP als auch für die SUP verwendet. Sie sind unselbständige Verfahrensteile, die in die nach Fachrecht (z.B. Bundes-Immissionsschutzgesetz, Wasserhaushaltsgesetz, Baugesetzbuch) geregelten, öffentlich-rechtlichen Verfahren eingebunden werden. Neben dem integrativen Ansatz liegt beiden das Vorsorgeprinzip, das Verursacherprinzip sowie die Öffentlichkeitsbeteiligung als Grundsätze zugrunde. Umweltbelange sollen auf die Weise frühzeitig und umfassend Einzug in behördliche Zulassungs- und Planverfahren erhalten. Das Ergebnis der Prüfung bildet allerdings nicht die Voraussetzung für die Zulassung eines Projekts, sondern stellt vielmehr eine Hilfestellung zum

Auffinden von umweltverträglichen Lösungen dar. Bei gebundenen Entscheidungen über eine Zulassung hat der Antragsteller ein Recht auf Nutzung eines Umweltschutzguts und die Behörde kontrolliert lediglich dessen Einhaltung. Nicht gebundene Entscheidungen (Ermessensentscheidungen bspw. nach Abfall- oder Wasserrecht, bei der räumlichen Planung) unterliegen einem Abwägungsspielraum. Die Umweltvorsorge ist entsprechend bei gebundenen Entscheidungen im Vergleich zu Abwägungsprozessen und Ermessensentscheidungen erschwert.

Kriterien	SUP	UVP
Voraussetzungen	Prüfung der Erforderlichkeit einer UVP oder SUP	
Maßstabsebene	Plan- und Programmebene	Projektebene
Prüfpflicht	SUP-pflichtige Pläne und Programme (Anlage 3 UVPG), Vorprüfung des Einzelfalls	generell UVP-pflichtige Projekte (Anlage 1 UVPG), Vorprüfung des Einzelfalls
Planungshierarchie	in einem frühen Stadium von Entscheidungs-/Planungsprozessen	in einem fortgeschrittenerem Stadium von Entscheidungsprozessen
Aussageschärfe	größerer Untersuchungsraum, geringere Detailtiefe	kleinerer Untersuchungsraum, größerer Detaillierungsgrad
relevante Fragen für Untersuchungsrahmen und Prüfung	Ob, wozu, was, wie viel, wo?	Wie, wo, im Einzelnen?
Schutzzweck	Bezug auf Ziele und Umweltvorsorge	Vermeidung und Verminderung von konkreten Auswirkungen
Format	Umweltbericht	Umweltverträglichkeitsstudie
Detaillierungsgrad	Gegenstand der Prüfung (Planung) offener, grundsätzlichere, strategische Änderungen möglich	Gegenstand der Prüfung (Projekt) konkreter, kleinere Änderungen möglich
Alternativen	Prüfung von grundsätzlichen Alternativen (z.B. ÖPNV anstatt Individualverkehr)	Prüfung von anderweitigen Lösungsmöglichkeiten (engerer räumlicher Bezug)
Überwachung der Umweltfolgen	Darstellung von Monitoring-Maßnahmen	
Zuständigkeit der Prüfung	gesamte Prüfung durch Behörden, auch Überprüfung des Umweltberichts	Umweltverträglichkeitsuntersuchung durch den Vorhabensträger, Bewertung und zusammenfassende Darstellung der Umweltauswirkungen durch die Behörde
Ergebnis der Prüfung	Bekanntgabe des Plans oder Programms, der Monitoring-Maßnahmen und einer zusammenfassenden Erklärung	Bekanntgabe der Entscheidung und der Begründung

Tabelle 23: Vergleich SUP und UVP, Quelle: (Gaede und Härtling 2010)

Die UVP- bzw. SUP-Richtlinien der Europäischen Union geben die wesentlichen Anforderungen an die Durchführung einer UVP oder SUP vor. Der Ablauf beider Verfahren nach UVPG gleicht sich. Während bei der UVP ein Vorhabensträger bei einer Zulassungsbehörde eine Zulassung beantragt, liegt bei der SUP die Planaufstellung bzw. -änderung und die Entscheidung über den Plan oder das Programm bei der Behörde. Die einzelnen Verfahrensschritte sind:

1. Vorprüfung/Screening. Zunächst erfolgt die Entscheidung über die Notwendigkeit einer Umweltprüfung. Nach dem UVPG ist eine UVP für bestimmte öffentliche und private Vorhaben (Anlage 1 Liste UVP-pflichtiger Vorhaben, z.B. Bau- und Verkehrsvorhaben), eine SUP bei der Aufstellung oder Änderung von Plänen und Programmen (Anlage 5 Liste SUP-pflichtiger Pläne und Programme, z.B. Bundesverkehrswegeplanung, Raumordnungs- und Bauleitplanung, Planungen in den Bereichen Wasser- und Abfallwirtschaft, Luftreinhaltung, Lärmschutz) erforderlich. Für bestimmte Vorhaben muss eine UVP durchgeführt werden (Regel-UVP), bei einigen ist nur eine UVP durchzuführen, wenn eine Vorprüfung ergibt, dass erheblich nachteilige Um-

weltauswirkungen auftreten können. Die Vorprüfung wird weiter differenziert in eine allgemeine und eine standortbezogene Vorprüfung. Anlage 2 des UVPG enthält Angaben des Vorhabenträgers (Antragstellers) zur Vorbereitung der Vorprüfung; Anlage 3 Kriterien für die Vorprüfung im Rahmen einer UVP.

2. Untersuchungsrahmen/Scoping. Die zuständige Behörde erörtert mit dem Vorhabenträger den Prüfumfang und die Untersuchungsinhalte der UVS bzw. des UB. Neben den Methoden, Umfang und Detailtiefe werden fallweise der zeitliche Ablauf, die zu beteiligenden Behörden oder die Einholung von Sachverständigengutachten besprochen. Liegen den zuständigen oder zu beteiligenden Behörden Informationen vor, die für die Erarbeitung des Berichts zweckdienlich sind, müssen diese dem Vorhabenträger zugänglich gemacht werden.

3. Erstellung der UVS bzw. des UB. Der Vorhabenträger muss der zuständigen Behörde einen Bericht zu den voraussichtlichen Umweltauswirkungen des Vorhabens vorlegen. Dieser enthält Informationen über die wesentlichen Merkmale des Projekts (Standort, Art, Umfang etc.), die Umwelt im Einwirkungsbereich, Vorsorgemaßnahmen, zu erwartende Umweltauswirkungen sowie mögliche Alternativen. Die Erarbeitung des Berichts findet unter Erhebung neuer Daten und Durchführung von (Feld-)Untersuchungen statt. Prüfgegenstand sind grundsätzlich sämtliche Planinhalte einschließlich erwogener Alternativen. Die Untersuchung über die Umweltverträglichkeit wird meist durch einen vom Vorhabenträger beauftragten Gutachter vorgenommen.

4. Beteiligung, Stellungnahmen und Einwendungen. Die zuständige Behörde unterrichtet andere Behörden, Gemeinden und Landkreise sowie sonstige im Landesrecht vorgesehenen Gebietskörperschaften, die von dem Projekt betroffen sind und übermittelt ihnen den Bericht. Zudem wird die Öffentlichkeit über den Projektverlauf unterrichtet und hat das Recht zur Stellungnahme und auf Einwendungen.

5. Zusammenfassende Darstellung. Alle bisherigen Informationen zu Merkmalen des Projekts, potentiellen Umweltauswirkungen, Maßnahmen und Ersatzmaßnahmen, behördlichen Stellungnahmen und Äußerungen der betroffenen Öffentlichkeit werden von der zuständigen Behörde als zusammenfassende Darstellung ausgearbeitet.

6. Bewertung der Umweltauswirkungen und Entscheidungsfindung. Es folgt die Bewertung der Umweltauswirkungen durch die Zulassungsbehörde auf Grundlage der zusammenfassenden Darstellung nach Maßgabe geltender Gesetze. Alle verfügbaren Informationen und Stellungnahmen sind bei der Entscheidung zu berücksichtigen und die Bewertung muss begründet werden. Nach der Entscheidung muss ein Bescheid über die Annahme des Projekts durch die zuständige Behörde angeordnet werden. Die Behörde muss außerdem die Entscheidung öffentlich bekannt machen und den Bescheid zur Einsicht auslegen.

7. Überwachung. Sind durch bundes- oder landesrechtliche Regelungen keine Überwachungsmaßnahmen vorgesehen, muss die zuständige Behörde geeignete Überwachungsmaßnahmen zur Überprüfung der Einhaltung der umweltbezogenen Bestimmungen des Zulassungsbescheids ergreifen.

Verfahrensschritte der Umweltprüfung	UVP	SUP	Akteure
Feststellen der UVP-/SUP-Pflicht, Umwelterheblichkeitsprüfung (Screening)	§ 3 a-f	§ 14 a-c	zuständige Behörde
Unterrichtung über voraussichtlich beizubringende Unterlagen, Festlegung des Untersuchungsrahmens (Scoping)	§ 5	§ 14 f	zuständige Behörde, Fachbehörden (Mitwirkungspflicht), Sachverständige und Dritte
Ermittlung und Beschreibung der Umweltauswirkungen (UVS/UB)	§ 6	§ 14 g	Vorhabensträger (Planer, Gutachter)
Beteiligung anderer Behörden	§ 7, 8	§ 14 h, j	Fachbehörden
Einbeziehung der Öffentlichkeit	§ 9, 9a	§ 14 i-j	Öffentlichkeit
zusammenfassende Darstellung	§ 11		zuständige Behörde
Bewertung der Umweltauswirkungen	§ 12		
Berücksichtigung des Ergebnisses bei der Entscheidung	§ 12		
abschließende Bewertung und Berücksichtigung		§ 14 k	
Bekanntgabe der Entscheidung über die Annahme des Plans oder Programms		§ 14 l	
Überwachung		§ 14 m	

Tabelle 24: Verfahrensschritte der Umweltprüfungen einschließlich Zuständigen gemäß UVPG, Quelle: (Gaede und Härtling 2010)

Berichterstattung:

Alle umweltrechtlich relevanten Belange des Trägerverfahrens werden bei der UVP in der Umweltverträglichkeitsstudie, bei SUP und UP im Umweltbericht zusammengetragen. Nach §16 des UVP muss der Vorhabenträger der zuständigen Behörde einen Bericht über die voraussichtlichen Umweltauswirkungen des Vorhabens vorlegen. Vorgaben für den UVP-Bericht sind in Anlage 4 zu finden (darunter Angaben zur Beschreibung der Merkmale des Vorhabens und seines Standorts, geplanter Maßnahmen, des aktuellen Zustands der Umwelt im Einwirkungsbereich, möglicher erheblicher Umweltauswirkungen usw.). Ferner werden mit dem „Leitfaden zur Strategischen Umweltprüfung“ unverbindliche Arbeitshilfen bereitgestellt, bspw. eine Ursache-Wirkungsmatrix zur Erfassung der Belastungen einer Planfestlegung oder ein Formblatt für die Darstellung der Umweltauswirkungen. Zu dem Bericht können die Öffentlichkeit, fachlich betroffene Behörden, Bürger und ggf. Behörden in betroffenen Nachbarstaaten Stellung nehmen.

Datenverfügbarkeit:

In den Bericht müssen nur Angaben gemacht werden, die mit verhältnismäßigem Aufwand ermittelt werden können. Die Erhebung von Primärdaten kann bei einer vertiefenden Prüfung erforderlich sein. Bei Plänen mit umweltschützendem Inhalt ist im Allgemeinen keine eigene Datenerhebung notwendig. Soweit möglich sollen vorhandene (qualitative/quantitative) Daten aus anderen Verfahren oder Tätigkeiten verwendet werden (z.B. Auswertung von Katastern und -plänen, Stichprobennahmen/Kartierungen, Nutzung von technischen Datenblättern, Messungen nach gebräuchlichen Verfahren z.B. DIN-Methoden, Analogiebetrachtungen zu benachbarten Gebieten). Die beim Scoping zu beteiligenden Behörden müssen dem Vorhabensträger vorliegende geeignete und hinreichend aktuelle Informationen übermitteln (insbesondere bei der Landschaftsplanung).

Stärken und Schwächen:

–Instrument zur Verbesserung der Planungsqualität und Vermeidung von Fehlplanungen

- Durch das transparente Vorgehen und die Einbindung der Öffentlichkeit in den Entscheidungsprozess tragen Umweltprüfungen zu der persönlichen Identifikation der Anspruchsgruppen mit einem Projekt und Steigerung der Akzeptanz bei, was die Planungssicherheit der Projektträger erhöht.
- Der materielle Nutzen der Umweltprüfungen konnte durch die Evaluation des UVPG nachgewiesen werden.
- Diskrepanz zwischen Wissenschaft und Praxis (fachliche, methodische vs. technische Möglichkeiten der Bewertung; angemessene Berücksichtigung der fachlichen Beurteilung der Umweltauswirkungen bei der genehmigungspflichtigen Entscheidung) bei der Wahl und Darstellung geeigneter Bewertungsmaßstäbe bzw. von Bewertungskriterien zur Beurteilung der Qualität eines Umweltzustands (Umwelt regenerierbar oder nicht regenerierbar beeinträchtigt? Bezugnahme auf Zumutbarkeit von Umweltrisiken?) wie auch der Auswirkungen eines geplanten Projekts auf den Umweltzustand bei sich verändernden Risiken und Schwellenwerten von Umweltbelastungen im Zeitverlauf.
- Die Durchführung erfordert eine hohe fachliche Kompetenz und spezifische Erfahrungen, insbesondere angesichts rechtlich unterschiedlich ausgestalteter Zulassungsverfahren (gebundene vs. nicht gebundene Entscheidungen) und im Umgang mit unterschiedlichen Auffassungen und Interessen bezüglich einer wirksamen Umweltvorsorge (fachliche vs. gesellschaftspolitische Bewertung von Umweltauswirkungen). Aufgrund dessen werden Umweltprüfungen häufig eher als Kontrollinstrument, denn als Planungsinstrument oder zur Entscheidungsunterstützung eingesetzt.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG)
- Richtlinie 2001/42/EG über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme (SUP-Richtlinie)
- Richtlinie 2014/52/EU über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten (UVP-Richtlinie)
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2010): Leitfaden zur Strategischen Umweltprüfung.
- Gaede, Michael; Härtling, Joachim (2010): Umweltbewertung und Umweltprüfung.

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Der Verkehr ist auf der kommunalen Ebene einer der größten Verursacher von negativen Umwelteffekten. Für den kommunalen Verkehrsentwicklungsplan besteht keine SUP-Pflicht, jedoch sind bei der Umweltprüfung von Bauleitplanungen verkehrliche Aspekte Bestandteil der SUP. In einem Forschungsprojekt des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) wurde der „klassische“ Ablauf der Verkehrsplanung überarbeitet und Verfahrenselemente der SUP eingefügt. Durch die Integration der Verkehrs- und Stadtentwicklungsplanung sowie kommunaler bzw. regionaler Planungen (z.B. die Luftreinhaltepläne oder Lärmschutzplanungen) können Synergien ausgeschöpft und Aspekte der Umwelt- und Raumverträglichkeit, der Energie- und Ressourceneffizienz sowie der Nachhaltigkeit stärker eingebunden werden.

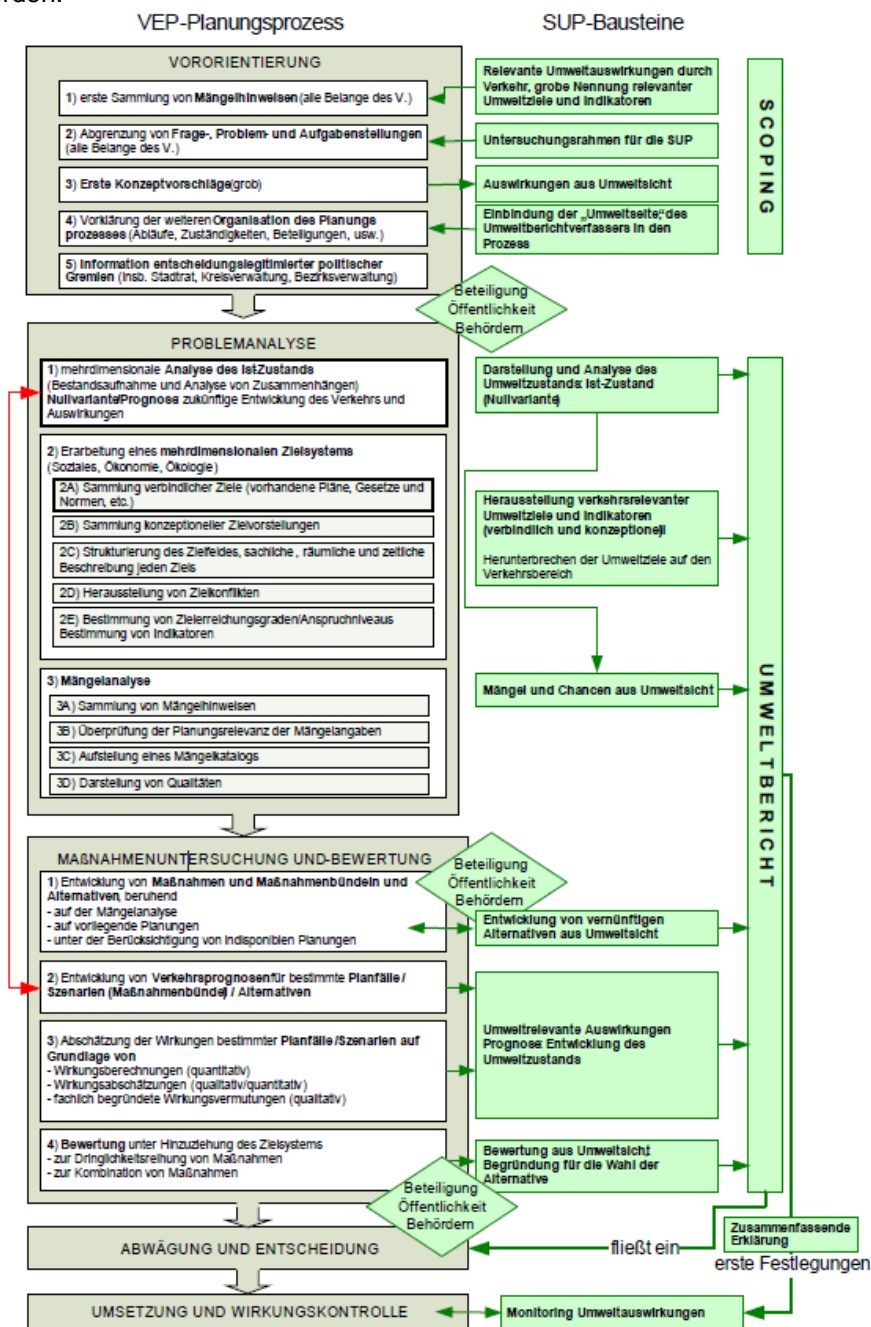


Abbildung 44: Vorgehen bei der Aufstellung eines Verkehrsentwicklungskonzepts mit SUP, Quelle: (BMVBS 2006)

Teilergebnis der Einzelfallprüfung von Sonderbauflächen: Die begutachtete Fläche ist insbesondere als Lebensraum Wald sowie bezüglich Boden mit Lebensraumfunktion von Bedeutung. Als forstwirtschaftlicher Standort weist sie hohe Bedeutung auf. Wenn die Gebietsausweisung und die Nutzung nicht umgesetzt werden, bleibt das Gebiet mit seinen Funktionen als Wald für ca. 25 Jahre unverändert erhalten, danach wird die Fläche für den Rohstoffabbau benötigt.

Sondergebietsfläche für Anlagen zur Erforschung, Entwicklung oder Nutzung von erneuerbarer Energien

Größe: 19,2 ha
Lage: Östlich von Ochsenberg im Waldgebiet Gewinn Zellerhau, geneigtes Gelände
Realnutzung: Konversionsfläche ehemaliger militärische Nutzung
Bestockte Waldflächen 9,6 ha
Gerodete Waldflächen 6,6 ha

Tiere, Pflanzen, Boden, Wasser, Luft, Klima, Landschaft und biologische Vielfalt (§ 1 (6) Nr. 7a BauGB)



Tiere, Pflanzen und biologische Vielfalt

Forstwirtschaftliche Flächen bestockter Laubwald und Fichtenwald, gerodete Waldflächen, Kahlflecken, relativ geringe Artenvielfalt, Ubiquisten, hohes Potential für das Vorkommen geschützter Arten
Auswirkungen: Eingriff durch Rodung von Laub- und Nadelholzwaldflächen in Teilbereichen, Artenschutzprüfung § 44 BNatSchG erforderlich

Abbildung 45: Auswirkungsprognose auf die Schutzgüter am Beispiel Tier, Pflanzen und biologische Vielfalt beim Bau des „Solar- und Energieparks Ochsenberg“, Quelle: (Saur und König 2012)

Ein bestimmter Biotoptyp kann verschiedenen Schutzregimes unterliegen, was zu einer sachlichen und räumlichen Überlagerung der Prüfungsgegenstände führt. Ihre Relevanz ist der konkreten vorhabensbezogenen Prüfung zugrunde zu legen.

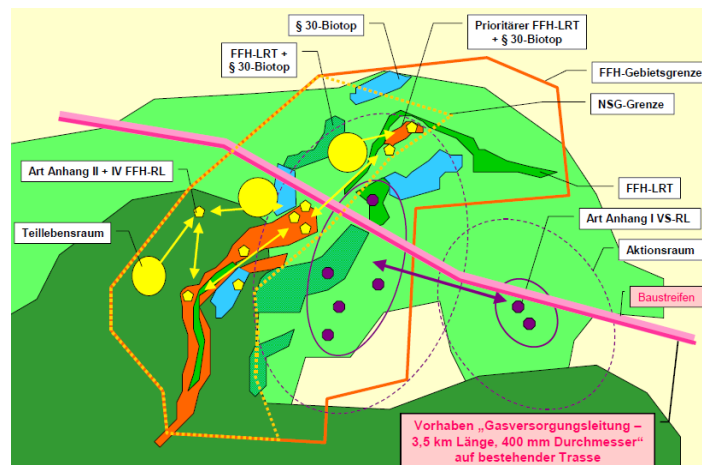


Abbildung 46: Prüfpflichten, Quelle: (Lambrecht et al. 2007)

Nach dem Leistungsbild Umweltverträglichkeitsstudie § 48 HOAI muss in der vorläufigen Planfassung der Kompensationsbedarf ermittelt und ein Kompensationskonzept aufgestellt werden. Nach dem Baugesetzbuch kann der Ausgleich auf dem Baugrundstück selbst, einem anderen Grundstück im Geltungsbereich des Eingriffsbebauungsplans, außerhalb an anderer Stelle im Gemeindegebiet oder fallweise auch außerhalb davon erfolgen.

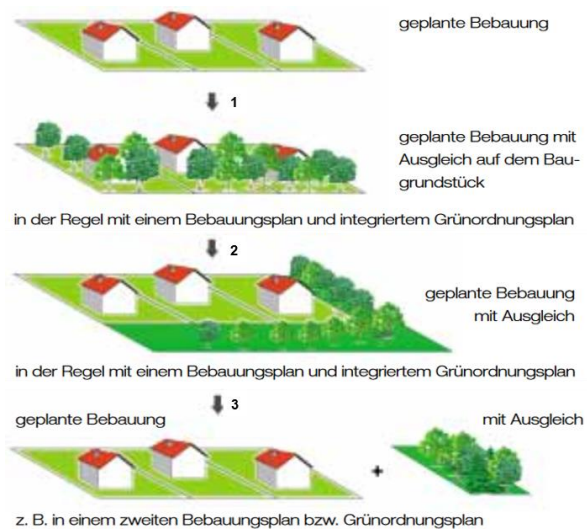


Abbildung 47: Eingriffsregelung in der Bauleitplanung: Ausgleichsmöglichkeiten bei ausgleichspflichtigen Eingriffen, Quelle: (STMLU 2003)

Literaturverzeichnis

Arbter, Kerstin; Bechtold, Ulrike (Hg.) (2009): Handbuch strategische Umweltprüfung. Die Umweltprüfung von Politiken, Plänen und Programmen. Institut für Technikfolgen-Abschätzung. Wien.

Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (2003): Eingriffsregelung in der Bauleitplanung: Bauen im Einklang mit Natur und Landschaft. Ein Leitfaden (ergänzte Fassung).

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2010): Leitfaden zur Strategischen Umweltprüfung.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2017): Umweltprüfungen UVP/SUP.

Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) (2006): Strategische Umweltprüfung (SUP) in der kommunalen Verkehrsentwicklungsplanung.

Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) (2007): Leitfaden zur Umweltverträglichkeitsprüfung an Bundeswasserstraßen.

Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz (12.02.1990): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung. UVPG.

Gaede, Michael; Härtling, Joachim (2010): Umweltbewertung und Umweltprüfung. Braunschweig.

Kuchta, Kerstin; Kühling, Wilfried (2015): Umweltverträglichkeitsprüfung. In: Martin Kaltschmitt und Liselotte Schebek (Hg.): Umweltbewertung für Ingenieure. Berlin, Heidelberg, S. 315-358.

Lambrecht, Heiner; Peters, Wolfgang; Köppel, Johann; Beckmann, Martin; Weingarten, Elke; Wende, Wolfgang (2007): Bestimmung des Verhältnisses von Eingriffsregelung, FFH-VP, UVP und SUP im Vorhabensbereich. Endbericht des gleichnamigen Forschungs- und Entwicklungsvorhabens Förderkennzeichen 803 82 060 - K1.

Roth, Michael; Bruns, Elke (2016): Landschaftsbildbewertung in Deutschland - Stand von Wissenschaft und Praxis. Ergebnisse eines Sachverständigengutachtens im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz.

Saur, Klaus; König, Diana (2012): Strategische Umweltprüfung (SUP) Umweltbericht nach § 2a BauGB: Flächennutzungsplan 2020 Königsbrunn. 1. Änderung Solar-und Energiepark Ochsenberg, Anlage zur Begründung.

Umweltbundesamt (UBA) (2008): Evaluation des UVPG des Bundes. Auswirkungen des UVPG auf den Vollzug des Umweltrechts und die Durchführung von Zulassungsverfahren für Industrieanlagen und Infrastrukturmaßnahmen.

Ökobilanz (environmental) Life Cycle Assessment (LCA)

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Systematische Analyse der Stoff- und Energieströme im Lebensweg eines Produkts zur Beurteilung der damit verbundenen potentiellen Umweltwirkungen

Methodik:

Nach der Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen werden in der Sachbilanz Daten zu den Inputs und Outputs an Stoff- und Energieflüssen (Rohstoffe, Energien, Emissionen, Abfälle) auf Basis der einzelnen Prozessmodule des betrachteten Produktsystems erhoben und in der Wirkungsabschätzung mithilfe verschiedener Bewertungsmethoden in Umweltwirkungen übersetzt. Die mathematische Beschreibung der Umweltwirkungen setzt auf Ebene spezifischer Wirkungen (Midpoint-Analyse) an. Die gewonnenen Informationen werden abschließend in der Auswertung interpretiert. Die Untersuchung findet auf Basis einer funktionellen Einheit (fE) als Vergleichsgröße statt. In bestimmten Fällen ist eine Inventarisierung der Flüsse mit anschließender Auswertung ausreichend (Sachbilanz-Studie); in prozessbasierten Ökobilanzen (PLCA) werden vereinfacht einzelne Abschnitte im Lebensweg betrachtet. Der konzeptionelle und methodische Rahmen der Ökobilanz bildet die Grundlage vieler weiterer Lebenszyklus-Ansätze (Ökoeffizienz-/Sozio-Ökoeffizienz-Analysen, z.B. Economic Input-Output Life Cycle Assessment), Hybridmethoden (Tiered/Input-Output-based/Integrated Hybrid Analysis) oder dem environmental Life Cycle Costing.

Dimensionen:

Ermittlung von Wirkungen auf die globale Umwelt (ökologische Dimension)

Anwendungsmöglichkeiten:

- Anwendung hauptsächlich in Industrie und Politik, v.a. zur internen Entscheidungsunterstützung und Bereitstellung von Informationen für die Öffentlichkeit. Der systematische und ganzheitliche Überblick über sämtliche Stoff- und Energieströme und der damit verbundenen Umweltbelastungen ermöglicht die Identifikation von „Hotspots“, Effizienzpotentialen und Zielkonflikten im Hinblick auf die Gestaltung von umweltfreundlicheren Produkten und Prozessen.
- Anwendung im Bereich der Evaluierung und Optimierung umweltpolitischer Maßnahmen, zur Legitimation von umweltrechtlichen Auflagen, Implementierung von Umweltkennzeichnungen (Umweltproduktdeklarationen), Unterstützung von Beschaffern und Konsumenten bei der Auswahl von Produkten, Bewertung und Kommunikation der Umweltleistung oder Umweltmanagements eines Unternehmens oder einer Branche, Planungen auf Mikro- und Makroebene.
- Charakterisierung von Stoffen in Bezug auf ihre toxische Wirkung unter Berücksichtigung von Exposition und Wirkung oder Abschätzung störfallbedingter Einwirkungen auf die Natur ist Gegenstand der toxikologischen bzw. Prozessrisikoanalyse.

Rückblick:

Ende der 1960er Jahre wurden in den USA im Hinblick auf die zunehmende Abfall- und Energieversorgungsprobleme am Midwest Research Institute erste Lebenszyklusanalysen für Produktsysteme (unter dem Namen „Resource and Environmental Profile Analysis“, REPA) zunächst für Getränkeverpackungen durchgeführt. Angesichts der vermehrten Anwendung der Methode v.a. im europäischen und amerikanischen Raum, erfolgte 1990 die Gründung der Ökobilanz-Dachorganisation SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry). Diese veröffentlichte 1993 einen ersten „Code of Practice“ zur Vereinheitlichung der Methodik. Zusammen mit dem United Nation Environment Programme (UNEP) folgte 2002 der Zusammenschluss zur Life Cycle Initiative UNEP/SETAC, die für eine weltweite Verbesserung, Koordination und Dissemination der Methode eintritt. In einer zweiten Version (nach ISO 14040-14043 von 1996 bis 2000) wurden die überarbeiteten Grundsätze und Regeln zur Durchführung von Ökobilanzen 2006 mit den internationalen Standards ISO 14040 und 14044 beschlossen. Die Ökobilanz ist die Begründerin lebenszyklusbasierter Ansätze und bildet somit die Grundlage für eine Vielzahl neuer Methoden und Ansätze u.a. der Zeitreihenmodellierung, ökologisch-ökonomisch hybride Methoden, neuen Wirkungskategorien/-indikatoren und Charakterisierungsfaktoren, die konsequenzielle Ökobilanz sowie produktbezogenen Normen (z.B. Typ III Umweltdeklarationen, Ökoeffizienz, Carbon Footprint) wie auch des Life Cycle Sustainability Assessments (LCSA) von Produkten.

Betrachtungsbereich:

Betrachtet werden idealerweise alle relevanten Stoff- und Energieflüsse im Produktlebensweg „cradle to grave“ (von der Rohstoffgewinnung und -beschaffung, Material- und Energieweiterverarbeitung, Gebrauch, ggf. Wiederverwertung bis zur endgültigen Beseitigung), bezogen auf einen definierten Nutzen.

Beschreibung und Ausführung:

Ein einfaches Monitoring der Material- und Energieströme in Unternehmen auf Basis von Massenbilanzen lässt die vor- und nachgelagerten Schritte der Produktion und die resultierenden Folgen auf die Umwelt unberücksichtigt. Die Ökobilanz zielt auf die Ermittlung aller potentiellen Umweltwirkungen, der relativen negativen Auswirkungen in Bezug auf eine definierte funktionelle Einheit ab. Es findet keine Berechnung absoluter Werte oder Ableitung realer, standortbezogener Wirkungen statt. Dafür ist die Anzahl der zu betrachtenden Prozesse zu groß, zudem ist die globale Verteilung von Produktionsstandorten unbekannt. Standortspezifische Aussagen ließen auch keinen Vergleich „typischer“ Produkte oder Technologien und allgemeine Aussagen unabhängig von individuellen Eigenschaften der Produktionsstandorte zu.

Zu den Grundsätzen der Ökobilanzierung gehören die medienübergreifende Berücksichtigung aller relevanten Wirkungen auf Boden, Luft und Wasser sowie die integrierte Betrachtung aller Stoffströme, die mit dem betrachteten System in Verbindung stehen (der Rohstoffeinsätze und Emissionen aus Vor- und Entsorgungsprozessen, aus der Energieerzeugung, Transporten und anderen Prozessen). Zur Erstellung valider Produktvergleiche müssen die Datenqualität, die regionale und zeitbezogene Gültigkeit der Daten, die Allokationsregeln und Systemgrenzen und das Vorgehen bei der Wirkungsabschätzung möglichst konsistent sein. Die Normen ISO 14040/14044 geben Leitlinien und Weisungen zur Erstellung von Ökobilanzen vor. Die erste und letzte Phase bilden den Rahmen der Studie, während die anderen beiden die Informationen über das Produktsystem liefern. Die einzelnen Schritte bauen aufeinander auf und sind iterativ angelegt:



Abbildung 48: Phasen einer Ökobilanz, Quelle: verändert nach (ISO 14040 2016)

1. Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens. In der ersten Phase erfolgt die Bestimmung des Anwendungs- und Gültigkeitsbereichs der Analyse (was untersucht wird, warum es untersucht wird), wobei die Breite und Tiefe abhängig von der verfolgten Fragestellung ist. Neben dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen werden verfahrenstheoretische Überlegungen vorgenommen sowie Anforderungen an die Datensammlung und -qualität formuliert. Darunter die Wahl der Systemgrenzen nach geographischen oder technischen Gesichtspunkten, die darüber entscheidet, welche Prozessmodule in der Ökobilanz betrachtet werden sollen. Zur Vereinfachung der Studie werden mittels Abschneidekriterien die Stoffmengen und Energieflüsse festgelegt, die in der Studie enthalten bzw. von ihr ausgeschlossen werden sollen.

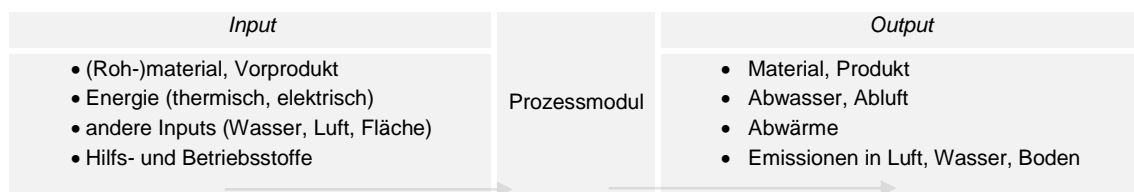


Abbildung 49: Prozessmodul: kleinster berücksichtigter Bestandteil, für den Input- und Output-Daten quantifiziert werden, Quelle: verändert nach (Lüdemann und Feig 2014)

Anhand der funktionellen Einheit als Referenzgröße werden Leistungskriterien zur Definition der Funktion bzw. des Nutzens eines Produktsystems bestimmt. Der festzulegende Referenzfluss ist das Maß für die Outputs von Prozessen, die zur Erfüllung der Funktion erforderlich sind (z.B. Vergleich der Systeme Papierhandtücher und Lufttrocknungssystem zur Händetrocknung: fE=Anzahl der getrockneter Händepaare, Referenzfluss=mittlere Masse an Papier/mittleres Volumen heißer Luft).

2. Sachbilanz (Life Cycle Inventory, LCI).

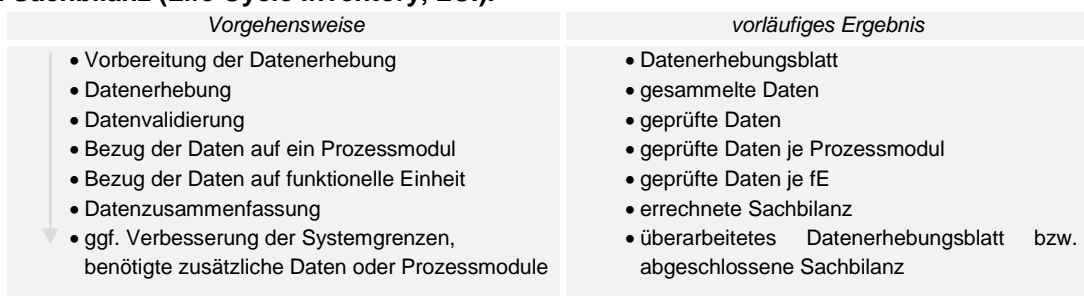


Abbildung 50: Schematische Abfolge einer Sachbilanz, Quelle: verändert nach (ISO 14044 2016)

Die zweite Phase umfasst die Zusammenstellung aller Elementarflüsse, d.h. der Stoffe und Energien, die dem Produktsystem oder einem Einheitsprozess ohne vorherige Behandlung zugeführt bzw. an die Umwelt abgegeben werden. Dazu werden die einzelnen Prozessmodule und Verknüpfungen innerhalb des betrachteten technischen Systems in einem vereinfachten Abbild durch Flussdiagramme dargestellt und um Informationen zu Prozessen und Flüssen ergänzt. Wenn technische Anlagen oder Prozesse mehr als ein Produkt generieren (Mehrproduktsystem), erfolgt eine Aufteilung der Inputs und Outputs auf die Kuppelprodukte anhand von spezifischen Allokationsregeln. Die Daten werden in einer Matrix angeordnet und die über den Lebensweg anfallenden Ressourcenverbräuche und Emissionen kumuliert wiedergegeben.

3. Wirkungsabschätzung (Life Cycle Impact Assessment, LCIA). Die dritte Phase dient dem Erkennen und der Beurteilung der Größe und Bedeutung der potentiellen Umweltwirkungen (siehe auch nächstes Hilfsmittel „LCIA“). Mit den ISO-Normen sind verbindliche und optionale Bestandteile für die Wirkungsabschätzung vorgegeben. Erstere beruhen weitestgehend auf naturwissenschaftlichen Methoden und unterstützen primär die Quantifizierung einzelner Umweltwirkungen. Letztere ermöglichen über eine Normierung, Ordnung und Gewichtung eine Systematisierung und den Vergleich von mehreren, unterschiedlichen Umweltwirkungen. Die Wirkungsabschätzung kann mithilfe einer Vielzahl von generischen Bewertungsmethoden vollzogen werden, die sich im Umfang der bewerteten Inventarflüsse und betrachteten Umweltwirkungen sowie in den Wirkungsmodellen, Normierungs-, Ordnungs- und Gewichtungsansätzen wie auch in ihrem geographischen Gültigkeitsraum unterscheiden. Grundsätzlich werden den Ressourcenverbräuchen und Emissionen die damit verbundenen Wirkungen zugeordnet (Klassifizierung) und unter Zuhilfenahme von Charakterisierungsfaktoren in eine einheitliche Referenzeinheit übersetzt (Charakterisierung). Die Darstellung der Wirkungspfade endet auf der Ebene von Wirkungskategorien „Midpoints“. Weiterhin existieren vollaggregierende Methoden, mit denen Wirkungen zu einer einzelnen Kennzahl zusammengefasst werden. Dargestellt werden ausschließlich negative Umweltwirkungen, häufig das Treibhauspotential (Global Warming Potential, GWP), Ozonabbaupotential (Ozone Depletion Potential, ODP), Versauerungspotential (Acidification Potential, AP), Eutrophierungspotential (Eutrophication Potential, EP) und Ozonbildungspotential (Photochemical Ozone Creation Potential, POCP).

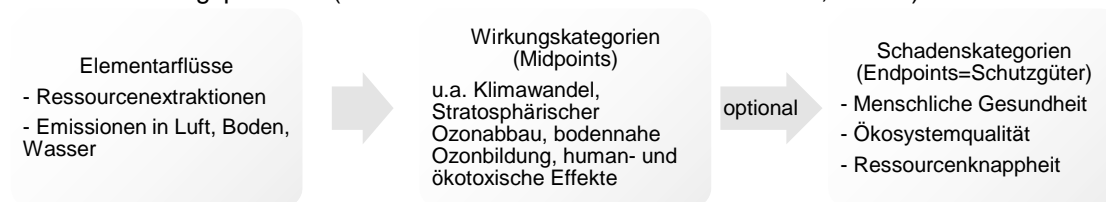


Abbildung 51: Darstellung der Wirkungspfade über Midpoints (Wirkungskategorien) und Endpoints (Schadenskategorien bzw. Wirkungsendpunkte), Quelle: eigene Darstellung nach Hellweg et al. (2016)

Die ISO 14044 schreibt für die Wirkungsabschätzung lediglich die Bestimmung der Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle in Übereinstimmung mit dem Ziel der Studie vor und lässt große Spielräume bei der inhaltlichen Ausgestaltung dieser Schritte.

4. Auswertung. Aus den vorliegenden detaillierten Informationen müssen in der letzten Phase die signifikanten Parameter identifiziert und die Erkenntnisse zielgruppengerecht aufbereitet werden. Die verwendeten Daten und produzierten Ergebnisse müssen kritisch diskutiert werden. Dies beinhaltet die Überprüfung der Datengüte (Datenqualität, -verfügbarkeit, -vollständigkeit, -symmetrie) und der Robustheit der Ergebnisse durch Sensitivitäts-, Vollständigkeits- und/oder Konsistenzprüfung und ggf. die Durchführung weiterer mathematischer und nicht-numerischer Methoden der Ergebnisanalyse (z.B. Schwerpunktanalyse zur Bestimmung der Daten mit dem größten Beitrag zum Indikatorwert, eine Abschätzung der Fehlerfortpflanzung). Abschließend werden Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen gemäß den Zielsetzungen der Studie ausgesprochen.

Im Gegensatz zu der hier vorgestellten attributiven Ökobilanz wird mit der konsequenziellen Ökobilanz untersucht, wie sich umweltrelevante Inputs und Outputs als Konsequenz veränderter Rahmenbedingungen ändern. Entsprechend müssen zusätzlich Parameter hinzugezogen werden, die außerhalb der Systemgrenzen des Produktsystems liegen.

Berichterstattung:

Mit dem Bericht werden die einzelnen Phasen der Ökobilanz nachvollziehbar und transparent

abgebildet und die Ergebnisse und Schlussfolgerungen der angesprochenen Zielgruppe schriftlich und graphisch aufbereitet. Der Bericht enthält Hinweise zu den verwendeten Daten, Verfahren und Annahmen und Einschränkungen. Bei vergleichenden Studien werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung in Tabellen oder Balkendiagramme überführt, sodass ein direkter Vergleich der ermittelten Kennzahlen möglich ist. Insofern die Ergebnisse der Ökobilanz Dritten mitgeteilt werden sollen, muss den in der ISO 14044 gestellten zusätzlichen Anforderungen an den Bericht folgegeleistet werden. Zur Verbesserung der wissenschaftlichen und technischen Qualität und Erhöhung der Glaubwürdigkeit wird in der Norm die Durchführung einer Kritischen Prüfung durch unabhängige Gutachter empfohlen. Wird eine Ökobilanz für interne Zwecke erstellt, ist diese Prüfung nicht verpflichtend. An vergleichende Ökobilanzen, die für eine Veröffentlichung für Dritte bestimmt sind, werden mit der ISO 14044 besondere Anforderungen an die Kontrolle und Berichterstattung gestellt.

Datenverfügbarkeit:

In der ISO sind spezifische Anforderungen an die Datenqualität gestellt (u.a. an die Vollständigkeit, Repräsentativität, Konsistenz der Daten). Die Datenverfügbarkeit und -güte sind ausschlaggebend für die Glaubwürdigkeit und Aussagefähigkeit der Ergebnisse. Die benötigten Daten müssen (in Abhängigkeit von Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie) generell eine Vielzahl von technischen Prozessen in unterschiedlichen Regionen sowie gegenwärtige und zukünftige Auswirkungen von Stoff- und Energieflüssen auf Mensch und Umwelt abdecken. Steht ein bestimmter technischer Prozess an einem definierten Produktionsstandort oder die Eigenschaften eines Produkts eines bestimmten Unternehmens im Vordergrund, sollten nach Möglichkeit spezifische Daten verwendet werden. Für eine Vielzahl von Basisprozessen (u. a. zur Energiebereitstellung, Infrastruktur, Grundstoffen) liegen qualitätsgesicherte Datensätze in Inventar-Datenbanken (z.B. GEMIS, ProBas, ELCD) vor. Ist bspw. die Herkunft eines Rohstoffs nicht nachvollziehbar, kann ein Rückgriff auf generische Datensätze erfolgen, die auf Mittelwerten und Datenbanken basieren. Häufig müssen aufgrund von Datenlücken Annahmen getroffen und Schätzungen gemacht werden.

Stärken und Schwächen:

- Die Ökobilanz ist eine standardisierte, international anerkannte Methode mit hohem Entwicklungsstand. Nach dem Grundsatz der Priorität des wissenschaftlichen Ansatzes basieren Entscheidungen originär auf wissenschaftlichen Daten, Methoden und anderen Nachweisen, zuletzt auf Werthaltungen.
- Detaillierte Erfassung der lebenswegbezogenen ökologischen Auswirkungen unter Berücksichtigung einer Vielzahl von Ressourcenverbräuchen und Emissionen als spezifische Umweltwirkungen zur Darstellung des ökologischen Profils von Produktsystemen
- Aufzeigen des ökologischen Handlungsbedarfs und Verhinderung bloßer Verschiebungen von Umweltbelastungen zwischen Lebenswegabschnitten und Prozessen zur Unterstützung zugleich ökonomisch und ökologisch effizienter Lösungen
- Die Nutzung von Softwaresystemen mit integrierten Datensätzen reduziert den Arbeitsaufwand.
- Überblicks-Ökobilanzen (Screening LCA) zur Auffindung von Hotspots oder vereinfachte Ökobilanzen für interne Abschätzungen (Simplified/Streamlined LCA: Bezug auf ausgewählte Wirkungskategorien, Auslassung bestimmter Produktlebensstufen, Verwendung vorliegender Datensätze) sind weniger arbeitsintensiv
- Die Durchführung ist mit hohem zeitlichen und finanziellen Aufwand verbunden und erfordert spezifische Methodenkenntnisse.
- Beschreibung des Systems als Ergebnis der Elemente und ihrer Eigenschaften (reduktionisti-

scher Ansatz), d.h. Mechanismen und (nichtlineare) Beziehungen innerhalb der Systems bleiben unbeachtet

- Aufgrund der komplexen Wertschöpfungsketten, in die eine Vielzahl an Akteuren involviert sein können, liegt häufig eine eingeschränkte Datensammlung vor. Die Nutzung von Branchendurchschnittswerten schränkt die Aussagekraft der Endergebnisse ein.
- Mess- und Ergebnisunsicherheiten ergeben sich zudem hinsichtlich der unvollständigen Kenntnissen über Wirkungspfade in der Umwelt und ihre Quantifizierung (aufgrund der Multi-kausalität der Ursache-Wirkungs-Beziehungen, Wirkungen mit verzögerten, ortabhängigen oder weitgehend unbekanntem Wirkmechanismen).
- Nicht zuletzt ist aufgrund der vorangegangenen Punkte keine Differenzierung zwischen lokalen und globalen Umweltwirkungen möglich, außerdem werden nur negative Umweltwirkungen und keine positiven Effekte betrachtet.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- ISO 14040:2006/14044:2006, Ökobilanz
- Klöpffer, Walter; Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA) - Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf.
- Klöpffer, Walter (Hg.) (2014): Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment.
- Tools z.B. GaBi, Umberto NXT LCA (UNL), SimaPro, OpenLCA
- Datenbanken z.B. BioEnergiedat, ecoinvent, ELCD (European Reference Life Cycle Database), GEMIS (Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme), NEEDS (New Energy Externalities Development for Sustainability), Netzwerk Lebenszyklusdaten, NREL (National Renewable Energy Laboratory), Ökobau.dat, ÖkoPro, ProBas (prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente), U.S. Life Cycle Inventory Database

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Erstellung produktbezogener Ökobilanzen typischer Schweizer Fleischprodukte mittels der Methode SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment). Zunächst wurde die landwirtschaftliche Produktion bis zum Hoftor untersucht, anschließend die nachgelagerten Prozesse bis zum Schlachthoftor einschließlich Entsorgung/Recycling. Die Berechnungen der Umweltwirkungen beschränkten sich auf die Tierproduktion und die dafür benötigten Anteile des Gesamtbetriebs (die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche einschließlich Maschinen und Infrastruktur). Bilanziert wurden sämtliche landwirtschaftliche Tätigkeiten sowie die eingesetzten Produktionsmittel. Berücksichtigt wurden der Verbrauch von Ressourcen und Energie, die Infrastruktur (z. B. Gebäude und Maschinen) sowie das Verbrauchsmaterial (z. B. Verpackungsmaterial, Reinigungsmittel). In einem ersten Schritt wurden die Umweltwirkungen auf das kg Lebendgewicht des Masttiers bei Mastende am Hoftor, in einem zweiten Schritt die Umweltwirkungen auf das kg für den Menschen verzehrbare Lebensmittel bei Auslieferung ab Schlachthof bezogen. Vergleich der drei Rindermastsysteme Terra Suisse, GVM ÖLN (beides mittelintensive krautfutterbasierte Mastsysteme) und Weidebeef (extensiveres, graslandbasiertes System). Das GVM ÖLN System diente als Referenzsystem (=100 Prozent).

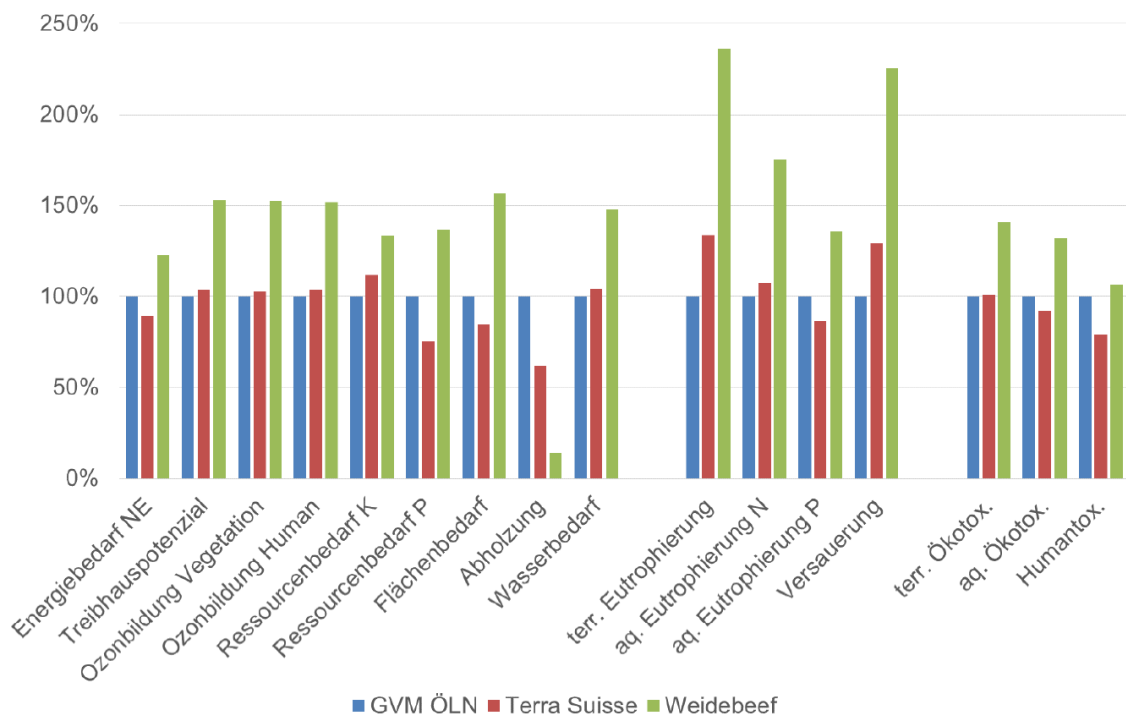


Abbildung 52: Relativer Vergleich der Umweltwirkung je kg Lebendgewicht, jeweils auf das Referenzsystem GVM ÖLN bezogen, eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, Quelle: (Wolff et al. 2016)

Terra Suisse wies große Ähnlichkeit mit GVM ÖLN auf, während Weidebeef in allen Umweltwirkungen außer der Abholzung schlechter abschnitt. Das entscheidende Einflusskriterium bei der Rindermast ist die Effizienz des Systems, d.h. der Futterverbrauch pro Einheit Zugewinn an Lebendgewicht bzw. Lebensmittel. Das Weidemastsystem verursachte einen deutlich höheren Futterbedarf, korrespondierend mit einer längeren Mastdauer, weswegen die Umweltwirkungen pro kg Fleisch höher ausfielen im Vergleich zu den beiden anderen Systemen. Etwa war bei ähnlichem Schlachtgewicht die Mastdauer des Weidebeef 50 Prozent und das Schlachttalter 60 Prozent höher als bei Terra Suisse.

Vergleich der Umweltbelastungen von in der Schweiz käuflichen Agrarerzeugnissen, die in der Schweiz, in Deutschland und in Frankreich hergestellt wurden anhand von unterschiedlichen Wirkungskategorien

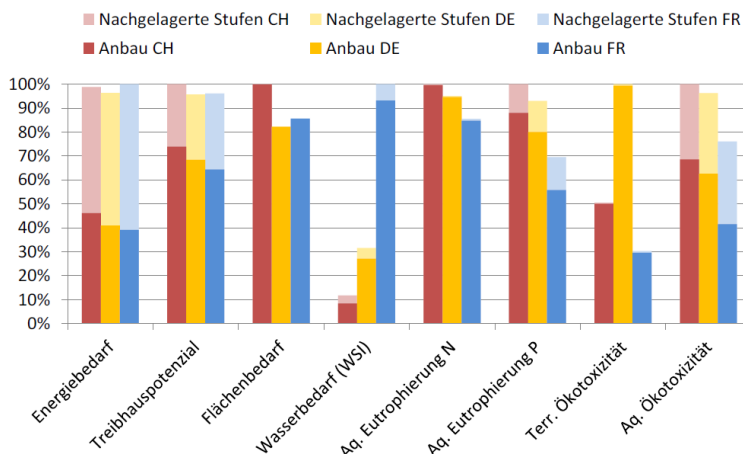


Abbildung 53: Ausgewählte Umweltwirkungen von 1 kg Brot; ab der Verkaufsstelle in der Schweiz, WSI=Wasserstress-Index, Quelle: (Bystricky et al. 2014)

Durch Optimierungen in der Prozesskette und die Nutzung alternativer Werkstoffe lassen sich hohe Energieeinsparpotentiale verwirklichen. Die Wiederverwertung von Produktionsabfällen wird bei metallischen Werkstoffen in der Praxis nahezu flächendeckend umgesetzt. So beträgt der Energieaufwand bei der Verwertung von Aluminium im Vergleich zur Herstellung von Primäraluminium nur 5 Prozent.

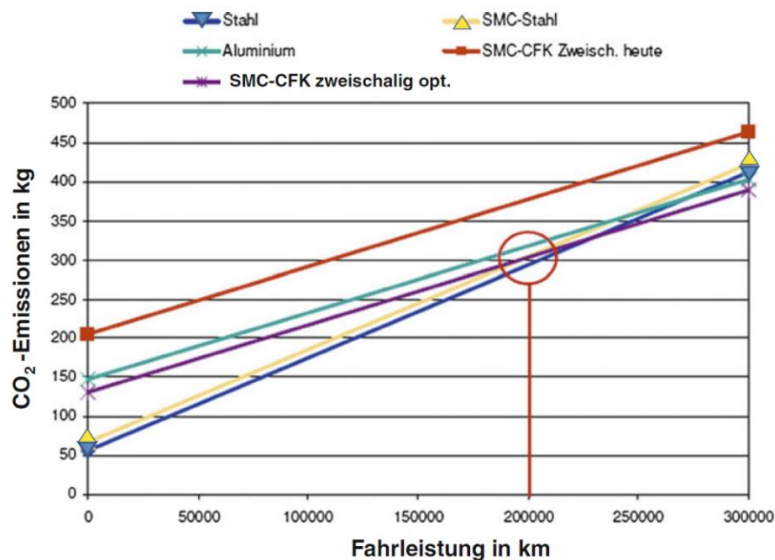


Abbildung 54: Summe der Emissionen von der Herstellung bis zum Ende der Nutzung am Beispiel eines Heckdeckels, Quelle: (Friedrich 2017)

Darstellungsbeispiel: Beiträge einzelner Prozesse an den Gesamtumweltbelastungen bei der Herstellung von Aluminium, berechnet mit der Software „openLCA“

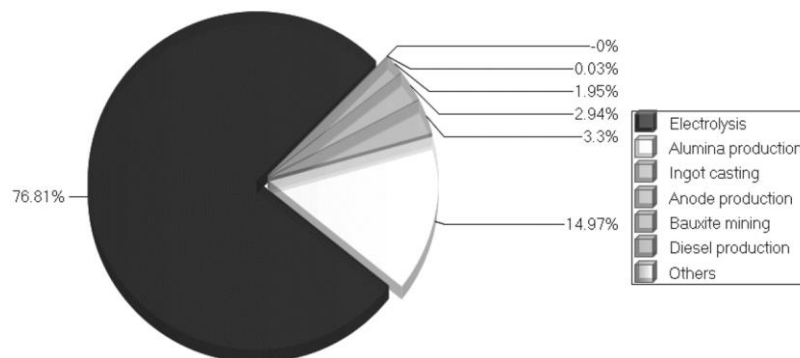


Abbildung 55: Bewertungsergebnis mit openLCA am Beispiel Treibhausgaspotential (GWP100), Quelle: (Feifel et al. 2009)

Literaturverzeichnis

- Ausberg, Laura; Ciroth, Andreas; Feifel, Silke; Franze, Juliane; Kaltschmitt, Martin; Klemmayer, Inga et al. (2015): Lebenszyklusanalysen. In: Martin Kaltschmitt und Liselotte Schebek (Hg.): Umweltbewertung für Ingenieure. Berlin, Heidelberg, S. 203-314.
- Bystricky, Maria; Alig, Martina; Nemecek, Thomas; Gaillard, Gérard (2014): Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import.
- DIN EN ISO 14040:2009-11, Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14040:2006.
- DIN EN ISO 14044:2006-10, Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14044:2006.
- Feifel, S.; Walk, W.; Wursthorn, S.; Schebek, L. (Hg.) (2009): Ökobilanzierung 2009 - Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit. Tagungsband Ökobilanz-Werkstatt 2009, Campus Weihenstephan, Freising, 5. bis 7. Oktober 2009.
- Friedrich, Horst E. (Hg.) (2017): Leichtbau in der Fahrzeugtechnik. Wiesbaden.
- GreenDelta (2013): Datenbanken für Ökobilanzen. Online verfügbar unter <http://www.greendelta.com/Datenbanken.119.0.html>, zuletzt geprüft am 23.02.2016.
- Guinée, Jeroen B.; Heijungs, Reinout; Huppes, Gjalit; Zamagni, Alessandra; Masoni, Paolo; Buonamici, Roberto et al. (2011): Life cycle assessment: past, present, and future. In: Environmental science & technology 45 (1), S. 90-96.
- Hellweg, Stefanie; Juraske, Ronnie; Rubli, Stefan (2015): Ökologische Systemanalyse. Materialflussanalyse - Risikoanalyse - Ökobilanz. Vorlesungsunterlagen der ETH Zürich, zuletzt aktualisiert am 28. Februar 2016.
- Klöpffer, Walter (2010): Wirkungsabschätzungsmethoden und Querverbindungen im Rahmen der Ökobilanz - Unterschiede zum Risk Assessment. In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 22 (2), S. 123-127.
- Klöpffer, Walter (2014): Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment. Dordrecht.
- Klöpffer, Walter; Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim.
- Lüdemann, Lynn; Feig, Katrin (2014): Vergleich von Softwarelösungen für die Ökobilanzierung - eine softwareergonomische Analyse. In: Logistics Journal (not reviewed), S. 1-17.
- Schebek, Liselotte (2016): Ökobilanzen heute - Tool für die Praxis oder Experten-Werkzeug? In: Umwelt-Wirtschafts-Forum (uwf) 24 (1), S. 97-99.
- Schrack, Daniela (2016): Nachhaltigkeitsorientierte Materialflusskostenrechnung. Wiesbaden.
- Umweltbundesamt (UBA) (2002): Hintergrundpapier: Ökobilanz von Getränkeverpackungen für alkoholfreie Getränke und Wein II.
- Umweltbundesamt (UBA) (2016): Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen.
- Wolff, Veronika; Alig, Martina; Nemecek, Thomas; Gaillard, Gérard: Ökobilanz verschiedener Fleischprodukte. Geflügel-, Schweine- und Rindfleisch. Revidierte Fassung Dezember 2016.
- Zamagni, Alessandra (2012): Life cycle sustainability assessment. In: Int J Life Cycle Assess 17 (4), S. 373-376.

Wirkungsabschätzung, Wirkungspfadanalyse, **Life Cycle Impact Assessment (LCIA)**

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Eine Wirkungsabschätzung dient der Erfassung und Darstellung potenzieller Wirkungen auf die Umwelt. Sie ist Bestandteil einer vollständigen Ökobilanz und baut auf den Ergebnissen einer Sachbilanz auf.

Methodik:

Der Unterschied zwischen reinen Stoff-, Energie- und Materialbilanzen und einer Wirkungsabschätzung im Rahmen einer Ökobilanz liegt im Einsatz von Bewertungsmethoden. Die grundlegende Idee der Ansätze und Verfahren zur Wirkungsabschätzung ist eine systematische Gruppierung und Wichtung der Daten zur Erfassung des Zusammenhangs zwischen Umwelteinwirkungen und -auswirkungen über die Teilschritte Klassifizierung und Charakterisierung. Die Wirkungen werden entlang des Wirkungspfads auf Ebene von Wirkungskategorien (Midpoint-Analyse) ermittelt. Durch die Zusammenstellung der Wirkungsindikatorergebnisse ergibt sich ein Wirkungsabschätzungsprofil für jede Alternative. Die Ökobilanz bietet hierfür den konzeptionellen Rahmen

Dimensionen:

Ökonomische und soziale Aspekte bleiben bei der Wirkungsabschätzung unberücksichtigt bzw. sind soziale Aspekte indirekt durch einzelne Wirkungskategorien und das Schutzgut „menschliche Gesundheit“ vertreten.

Anwendungsmöglichkeiten:

- Die ökologische Bewertung der Ressourcenverbräuche und Emissionen bildet die Voraussetzung zur Ableitung von Strategien für ein vorsorgeorientiertes Stoffstrommanagement in Industrie und Politik.
- Gewichtungs- und Klassifikationsmethoden schaffen eine Vergleichsbasis, zur Beurteilung der Größe und Bedeutung von potentiellen Umweltwirkungen von Alternativen.
- Die Ergebnisse erhöhen den wissenschaftlichen Kenntnisstand zu Ursache-Wirkungs-Zusammenhängen als Basis für die weitere Erforschung.
- Der Einsatz von Gewichtungs-, Normierungs- und Ordnungsfaktoren ermöglicht es, Umweltwirkungen verschiedener Produktsysteme zueinander in Beziehung zu setzen (um bspw. ein energieintensives Produkt mit einem Produkt mit ggf. geringem Energieaufwand, jedoch toxischen Rückständen vergleichen zu können).
- Die Wirkungsabschätzung ist nicht gleichzusetzen mit einer (umwelt)toxikologische Risikoanalyse (da sie nicht orts- und zeitpunktbezogen stattfindet).

Rückblick:

Die Anfänge der Wirkungsabschätzung liegen bei der Verfahrenstechnik (prozessbasierte Stoffflussanalysen und ökonomische Input-Output-Analyse) und der Umweltverträglichkeitsprüfung von Großprojekten in den USA. Die Relevanz unterschiedlicher Stoffströme für die Umwelt wurde analog zur betriebswirtschaftlichen Entscheidungsfindung zunächst mit verbal-argumentativen Methoden und über eher willkürlich definierte Gewichtungsfaktoren bestimmt. Mit dem Aufkommen der Ökobilanz in den 1970er Jahren erhöhte sich die Objektivität der Verfahren durch die Einführung naturwissenschaftlicher, umweltökonomischer oder politisch legitimer Bewertungsmaßstäbe. Die frühen Ökobilanzen basierten rein auf Sachbilanzen und wenigen Summenparametern (u.a. KEA, MIPS). Wesentlich für die Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung war die Studie von Packstoffen vom Bundesamt für Umweltschutz der Schweiz von 1984, die auf den damaligen umweltpolitischen Vorgaben und dem Prinzip der ökologischen Knappheit beruhte. Die korrespondierende schweizerische Methode der „kritischen Volumina“ (1992) gehört zu den bekanntesten frühen Methoden der aggregierenden Wirkungsabschätzung, die jedoch im Zeitablauf zunehmend von der bei CML/Leiden (1991/1992) entwickelten Methode der Umweltproblemfelder oder Wirkungskategorien abgelöst wurde. Etwa zur gleichen Zeit wurde die Wirkungsabschätzung mit der Gründung der Ökobilanz-Dachorganisation SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) eine verbindliche Komponente der Ökobilanz. Viele Wirkmechanismen sind noch nicht vollständig erforscht und eine endgültige Beschreibung bzw. Quantifizierung aller Transformationsprozesse von Stoffen und Energien einschließlich der durch sie verursachten Schäden nicht möglich. Nach dem Vorsorgeprinzip müssen die Wirkungskategorien und Bewertungsansätze ständig aktualisiert werden, um neue wissenschaftliche Erkenntnisse einzubeziehen.

Betrachtungsbereich:

Beim Vorliegen komplexer Entscheidungssituationen müssen die prozessbasierten technisch-physikalischen Daten zu einem System zunächst nachvollziehbar strukturiert und anschließend ganzheitlich bewertet werden. Die eingesetzten Wirkungskategorien müssen hinreichend alle wesentlichen Umweltthemen abdecken. Da keine Untersuchung stofflicher Eigenschaften in Verbindung mit der Konzentration der Stoffe am Ort der entstehenden Umweltbelastung stattfindet, ist i.d.R. keine Bestimmung des lokalen Schadenausmaß möglich.

Beschreibung und Ausführung:

Infolge menschlicher Aktivitäten werden Schadstoffe emittiert und Abfälle in die Umwelt abgegeben, die unterschiedliche Wirkungen zur Folge haben. Eine Wirkung ist per Definition immer auf eine Ursache bezogen und dieser eindeutig zuzuordnen. Im Zusammenhang mit einem Produktsystem liegen die Ursache von Umweltwirkungen in den Ressourcenverbräuchen (Inputs) und entstehenden Emissionen (Outputs). Die rein mengenmäßige Erfassung von Stoffen, Energien und Emissionen lässt keine Aussagen über Umweltschäden zu, erst eine Gewichtung oder Klassifikation bezüglich des jeweiligen ökologischen Schadpotentials ermöglicht einen qualitativen Vergleich von unterschiedlichen Umweltbelastungen.

Ist die Vorgehensweise bei der Bilanzierung von Stoffen und Energien im Rahmen von Stoffstromanalysen weitestgehend homogen, trifft das auf die nachfolgende Auswertung der Daten nicht zu. Die Schwierigkeit besteht darin, einen Weg zu finden verschiedene Umweltaspekte vergleichbar und beurteilbar zu machen. Aus Gründen der Komplexität ökologischer Verflechtungen und Synergien kann keine streng objektive Bewertung stattfinden. Mit dem Einsatz von Gewichtungsfaktoren sollen willkürliche Elemente aber soweit reduziert werden, dass eine möglichst präzise Abbildung realer Umweltbelastungen stattfinden kann.

Mit der Ökobilanz werden die potentiellen Umweltwirkungen eines Systems bestimmt. In der ersten Phase „Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen“ werden Maßgaben für das weitere Vorgehen erlassen, u.a. über die zu berücksichtigenden Wirkungskategorien. In der Sachbilanz-Phase erfolgt eine Bestandsaufnahme der relevanten Elementarflüsse innerhalb der Systemgrenzen. Im Ergebnis liegen zahlreiche Informationen über Massenflüsse, Emissionen, Ressourcenverbräuche und Energieaufwendungen vor, die aus Gründen der Übersichtlichkeit im Rahmen der Wirkungsabschätzung geordnet und verdichtet werden müssen. Die Normen zur Ökobilanz machen keine Vorgaben zur Auswahl eines Verfahrens für die Wirkungsabschätzung.



Abbildung 56: Schematische Darstellung der Wirkungsabschätzung nach ISO 14044, Quelle: (Hauschild 2015; ISO 14044 2006)

ISO 14044 umfasst folgende Verfahrensschritte einer Wirkungsabschätzung:

1. Klassifizierung: die Zuordnung der kumulierten Sachbilanzdaten zu Wirkungskategorien.

2. Charakterisierung: die Umrechnung der Daten mithilfe von Wirkungsindikatoren über spezifische Wirkungsmodelle. Im Ergebnis weisen alle einer Wirkungskategorie zugeordneten Elementarflüsse eine einheitliche Referenzeinheit auf, z.B. CO₂-Äquivalente (CO_{2eq}) für die Wirkungskategorie Klimawandel, SO_x-Äquivalente für die Kategorie Versauerung.

3. Optionale Verfahrensschritte: ISO 14044 sieht weitere Schritte wie Normierung, Gewichtung, Datenprüfung vor.

In der Auswertungsphase werden die ökologische Bedeutung der Wirkungskategorien diskutiert, Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen ausgesprochen.

Die Verfahren zur Beschreibung des Umweltwirkungsmechanismus unterscheiden sich in dem betrachteten Umfang der Inventarflüsse, den herangezogenen Wirkungskategorien, den eingesetzten Wirkungsindikatoren, Charakterisierungsmodellen, Normierungs-, Gruppierungs- und Gewichtungsansätzen sowie ihrem geographischen Anwendungsbereich. Einige Methoden beziehen sich auf einzelne Wirkungskategorien und werden für eine umfangreichere Bewertung mit anderen Methoden kombiniert, andere weisen Charakterisierungsfaktoren für viele Wirkungskategorien auf und können alleinstehend eingesetzt werden. Generell setzen die Methoden im Wirkungspfad auf Ebene von Wirkungs- oder Schadenskategorien an:

- **Midpoint-Ansatz:** Die Umweltbelastungen werden in unterschiedliche Wirkungskategorien unterteilt und potentielle Veränderungen des Umweltzustands auf Basis von Ursache-Wirkungs-Mechanismen quantitativ beschrieben. Um Vergleichbarkeit innerhalb verschiedener Wirkungskategorien zu erreichen, werden die Werte auf Äquivalente einer Referenzsubstanz, bspw. CO₂ bezogen. Die Ergebnisse der einzelnen Wirkungskategorien sind unabhängig voneinander und können nicht miteinander verrechnet werden.
- **Endpoint-Ansatz:** die Wirkungen werden mithilfe von Indikatoren weiter aggregiert zu Schadenskategorien, den tatsächlich verursachten Schäden an Schutzgütern.

Wirkungskategorien (Midpoint)	Schadenskategorien (Endpoint)
Input-Kategorien <ul style="list-style-type: none"> • Ressourcenbeanspruchung • Naturraumbeanspruchung • Süßwasserbeanspruchung Output-Kategorien <ul style="list-style-type: none"> • Eutrophierung (aquatisch/terrestrisch) • Ökotoxizität (aquatisch/terrestrisch) • Humantoxizität • Treibhauseffekt/Klimawandel • Stratosphärischer Ozonschichtabbau • Ionisierende Strahlung • Photochemische Oxidantenbildung/Sommersmog • Versauerung (aquatisch/terrestrisch) • Respiratorische Anorganika/Partikel 	<ul style="list-style-type: none"> • menschliche Gesundheit • Ökosystemvielfalt/-qualität • Ressourcenverfügbarkeit • (Klimaänderung)

Tabelle 25: Häufig berücksichtigte Wirkungs- und Schadenkategorien, Quelle: (Ausberg et al. 2015; UBA 2016)

In der Praxis dient die CML-Liste an Wirkungskategorien als Basis für die Wirkungsabschätzung. Sie beinhaltet Input- und Output-bezogene Kategorien, wobei diese durchweg sog. Umweltproblemfelder abbilden (Verknappung von Ressourcen, negative Auswirkungen auf Natur und Mensch). Die positiven Aspekte eines Produkts gehen allein über die funktionelle Einheit (etwa gleicher Nutzen der verglichenen Systeme) in die Ökobilanz ein. Welche Methode eingesetzt wird, hängt wesentlich von den Werthaltungen der Auftragnehmer bzw. -geber ab und muss fallspezifisch entschieden werden. Neben umfassenderen Ansätzen werden häufig auch einfache Wirkungsindikatoren wie KEA oder MIPS herangezogen, die weniger datenintensiv und einfach zu kommunizieren sind.

Bewertungsmethode	Eigenschaften
<ul style="list-style-type: none"> • ABC-/XYZ- und Nutzwertanalysen 	Basieren auf der Vorstellung, dass eine kleine Anzahl Problemkomponenten (A=hohe Problemrelevanz) einen großen Problembetrag leisten und eine große Anzahl (C=geringe „) einen kleinen (vorwiegend in der Betriebswirtschaft eingesetzt).
<ul style="list-style-type: none"> • Stoffflussorientierte Ansätze 	Beurteilung der ökologischen Schädlichkeit über das Verhältnis zw. knappen Ressourcen zu Stoffflüssen (z.B. kritische Volumina, Ökologischer Fußabdruck).
<ul style="list-style-type: none"> • Energieflussorientierte Ansätze 	Erfassung des mit dem Stofffluss verbundenen Stroms an Energieinhalten

	analog zu den Stoffflüssen (z.B. KEA).
• vereinfachende Wirkungsindikatoren, „Fußabdrücke“	Berücksichtigen lediglich eine Stoffgruppe oder Wirkung (beziehen sich auf eine Gruppe von Ressourceninputs/Emissionen/beides, z.B. MIPS, Carbon Footprint, KEA).
• Schadensfunktionsorientierte Ansätze:	Möglichst weitgehende naturwissenschaftlich und ökotoxikologisch abgestützte Beschreibung der Schädlichkeit von Stoffen als Summe von Einzeleffekten.
○ Teilaggrierende Methoden (Midpoint)	Quantifizierung einzelner spezifischer Umweltwirkungen ohne Aggregation der Einzelwerte zu einer Gesamtwirkung eines Stoffes (ohne Gewichtung; v.a. CML 2002, TRACI, Impact2002+, EDIP2003).
○ Schadensbasierte Methoden (Endpoint)	Beurteilung einzelner Schadwirkungen und ihre Aggregation bei gleich starker oder unterschiedlicher Gewichtung einzelner Aspekte über ein einziges Umweltmedium (v.a. Eco-Indicator 99; ReCiPe kombiniert Midpoint- und Endpoint-Indikatoren).
○ Vollaggrierende Methoden mit Gewichtung, grenzwertorientiert	Naturwissenschaftliche Beurteilung ökologischer Wirkungen einzelner Stoffe in allen Umweltmedien und nachträgliche Aggregation aller Einzelbewertungen zu einem medienübergreifenden Schädlichkeitswert (Gewichtung gemäß politischer Zielsetzung/Grenzwerten/Expertenmeinungen; z.B. Methode der ökologischen Knappheit 2006 bzw. Umweltbelastungspunkte (UBP), LUCAS).
○ Vollaggrierende Monetarisierungsmethoden	Bewertung verschiedener Wirkungskategorien und Schadensklassen und anschließende Aggregation zu einem eindimensionalen Ergebnis mittels Monetarisierung (Schadenskostenansatz; z.B. EPS 2000).

Tabelle 26: Charakterisierung der Methoden zur Wirkungsabschätzung, Quelle: verändert nach (Hellweg et al. 2016; Ausberg et al. 2015; Schaltegger und Sturm 2000)

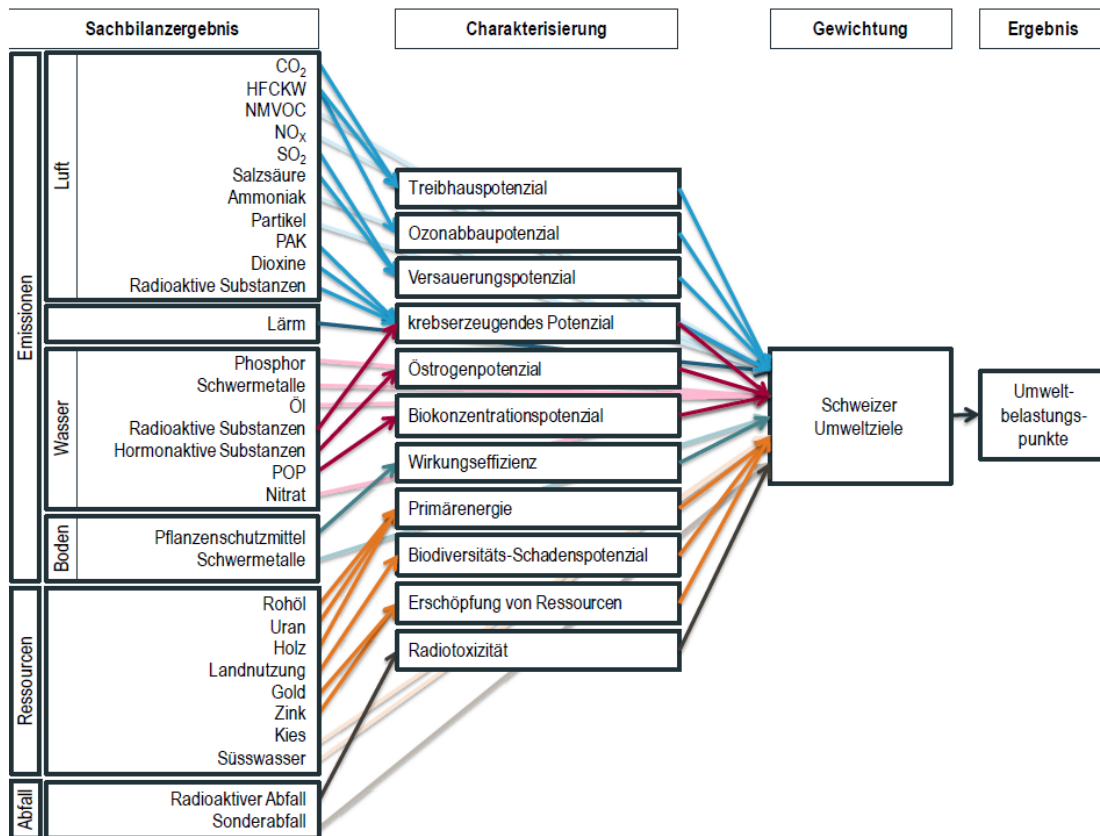


Abbildung 57: Wirkungsabschätzung nach der Methode der ökologischen Knappheit, Quelle: (BAFU 2013)

Berichterstattung:

Die einzelnen Wirkungsindikatorwerte werden in einem Wirkungsabschätzungsprofil dokumentiert. Die Ökobilanz sieht die Durchführung einer kritischen Prüfung durch unabhängige Dritte vor.

Datenverfügbarkeit:

Die Datenermittlung nimmt einen großen Anteil am Untersuchungsaufwand insgesamt ein, je nach Fragestellung müssen Daten neu erhoben, recherchiert oder es können vorhandene Datensätze verwendet werden. Die Berechnung der Daten kann mit Tabellenkalkulationsprogrammen oder spezifischer Software (z.B. UMBERTO, openLCA, ProBas) vorgenommen werden, letztere ermöglichen eine direkte Einbindung von Datenbanken und weisen ein Repertoire an verschiedenen Ansätzen und Verfahren zur Wirkungsabschätzung auf.

Stärken und Schwächen:

- Die zahlreichen Daten zu Energie-, Massenflüssen und Emissionen werden auf wenige Wirkungsindikatoren verdichtet und somit die Interpretation der Daten erleichtert.
- Die Vorauswahl von Wirkungskategorien und Daten stellt eine normative Entscheidung dar, die auf subjektiven Einschätzungen und Präferenzen des Bearbeiters beruht und die Ergebnisse der Ökobilanz beeinflussen. Auch die Festlegung von Gewichtungsfaktoren für die Schadensklassen ist aufgrund ethischer Aspekte und der möglichen Subjektivität der Verantwortlichen umstritten, dennoch werden in der Praxis vollaggregierende Methoden angewendet.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- ISO 14040:2006/14044:2006 Ökobilanz
- Hauschild, Michael; Huijbregts, Mark A. J. (Hg.) (2015): Life cycle impact assessment.
- Joint Research Center (JRC) (2010): International Reference Life Cycle Data System Handbook.

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Angesichts des wachsenden Güterverzehr untersuchte das Bundesamt für Umwelt der Schweiz (BAFU) die durch wirtschaftliche Aktivitäten verursachten Umweltbelastungen für die Produktions- und Konsumentenseite in einem hybriden Input-Output-Modell.

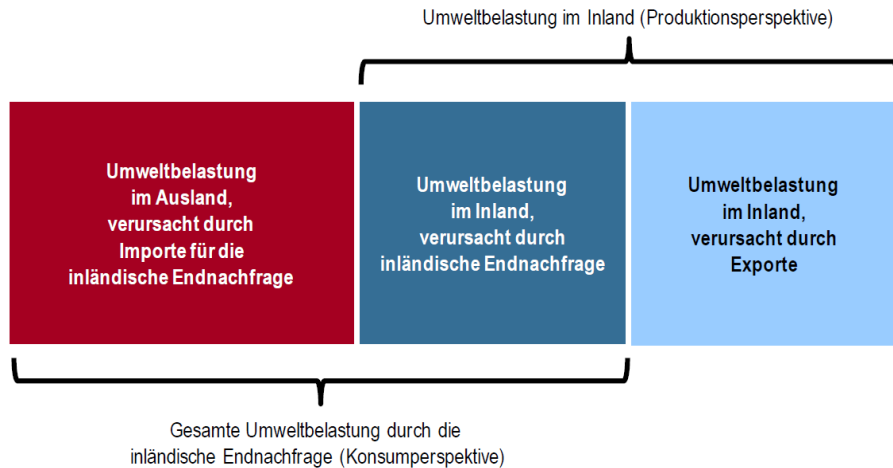


Abbildung 58: Produktions- und Konsumperspektive bei der Erfassung der Umweltbelastungen eines Landes, Quelle: (BAFU 2011)

Auf Grundlage branchenbezogener Umweltbelastungen wurden die direkten und indirekten Umweltwirkungen für verschiedene Konsumbereiche abgeschätzt. Als Informationsbasis diente die Input-Output-Tabelle der Schweiz für das Jahr 2005 zusammen mit Daten des Bundesamts für Statistik. Die Ermittlung der mit den Importen verbundenen Umweltbelastungen erfolgte unter Nutzung der Daten einer Ökobilanzdatenbank; die Auswertung mit der Ökobilanz-Software SimaPro. Die Wirkungsabschätzung fand für einzelne Umweltbereiche unter Anwendung des kumulierten Energieaufwands (nicht-erneuerbare Energieressourcen), des CO₂-Fußabdrucks (Treibhausgasemissionen), des Ökologischen Fußabdrucks sowie im Rahmen einer umfassenderen Bewertung mit der Methode der ökologischen Knappheit (Umweltbelastungspunkte UBP 2006), ReCiPe und Eco-Indicator 99 statt.

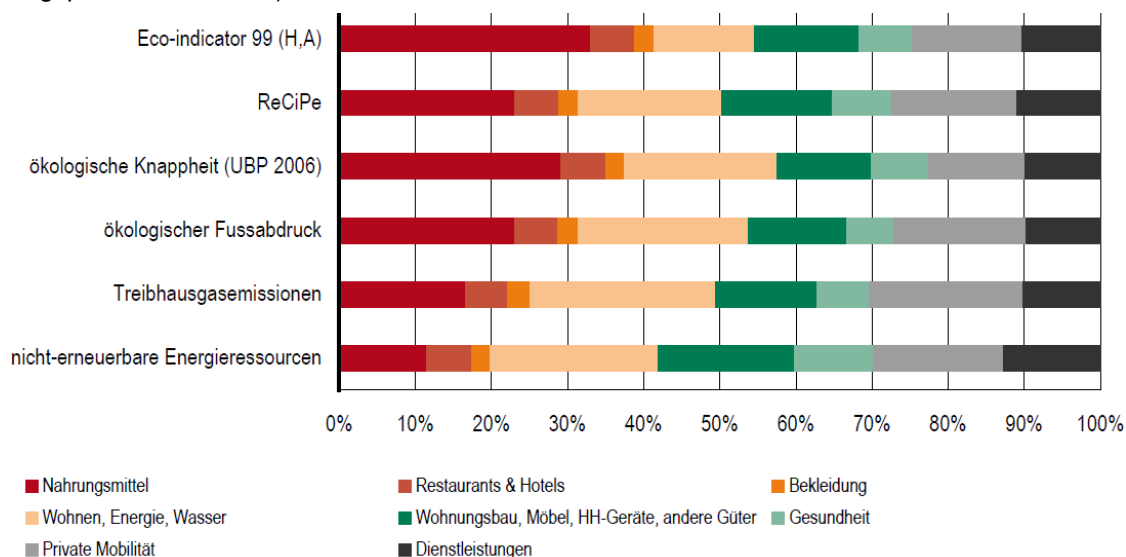


Abbildung 59: Beitrag verschiedener Konsumbereiche zu Umweltbelastungen in der Schweiz, Quelle: (BAFU 2011)

Die Ergebnisse streuten je verwendeter Methode. Die umfassendere Wirkungsabschätzung zeigt, dass die Umweltwirkungen im Zusammenhang mit Ernährung mit knapp 30 Prozent am höchsten ausfallen, gefolgt von den Konsumbereichen Wohnen und Mobilität.

Die Abbildung zeigt das Treibhausgaspotential (GWP) bestimmter Gebäudetypen. Die höchsten Umweltwirkungen treten bei Einfamilien- und Reihenhäusern auf, hier ist auch die größte Streuung der Ergebnisse festzustellen. Zudem ist ein genereller Anstieg des GWP von Süd- nach Nordeuropa beobachtbar, zurück zu führen auf den steigenden Heizenergiebedarf.

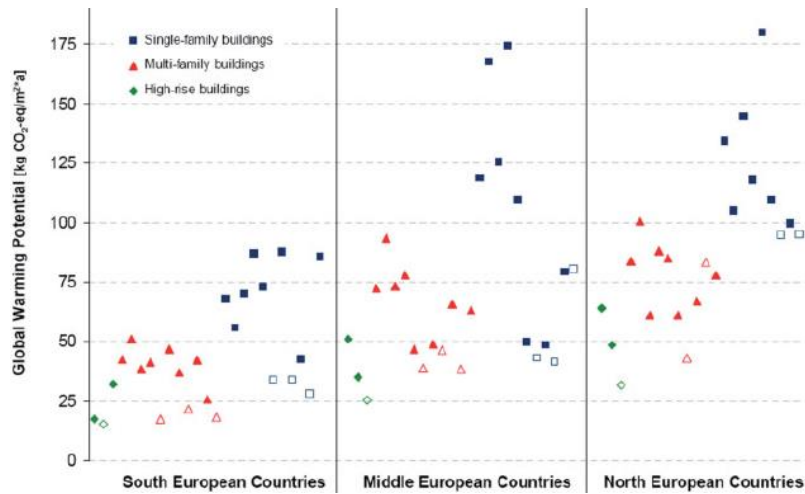


Abbildung 60: Beitrag der betrachteten Gebäudetypen zum Treibhauspotential, Quelle: (Wittstock et al. 2009)

Verschiedene Ernährungsgewohnheiten wirken sich unterschiedlich auf die Umwelt aus. Die Abbildung veranschaulicht die Umweltbelastung pro Ernährungsstil und Lebensmittelgruppe, berechnet mit der Methode der ökologischen Knappheit 2013.

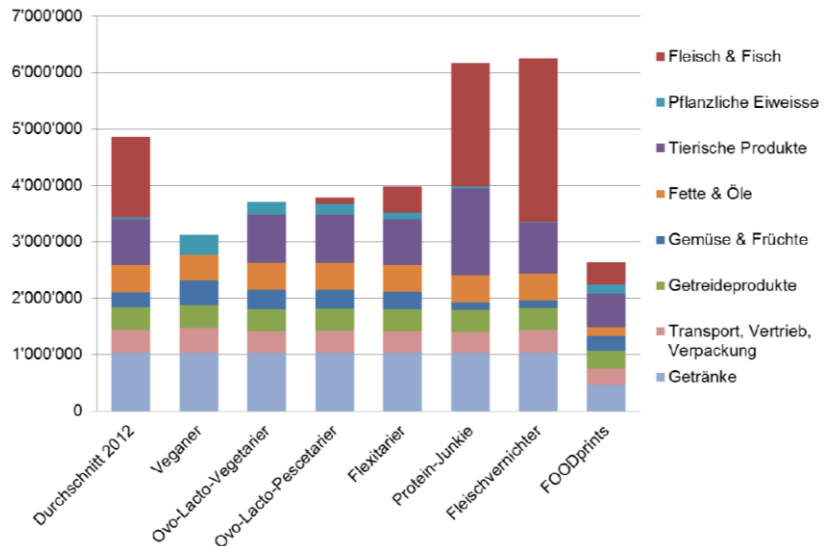


Abbildung 61: Umweltbelastungen spezifischer Ernährungsstile; UBP 2013 pro Jahr und Person, Quelle: (Jungbluth/Eggenberger/Keller 2015)

Auswirkung von Metallen auf die menschliche Gesundheit: Vergleich von verschiedenen Methoden zur Wirkungsabschätzung

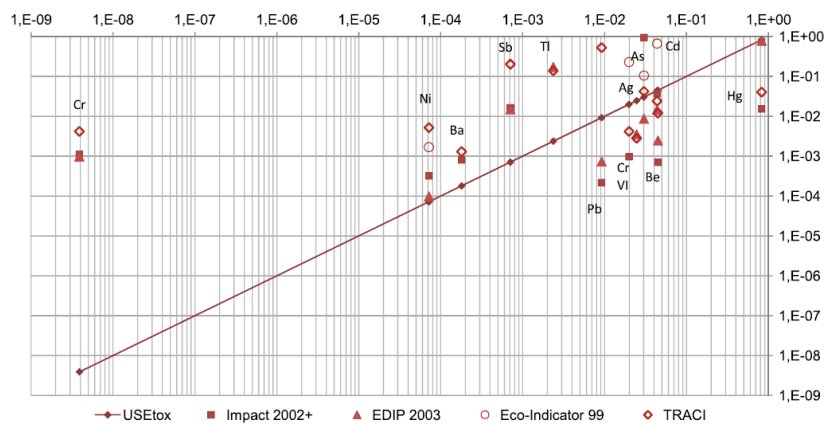


Abbildung 62: Auswirkungen von Metallen auf die Humantoxizität; Abszisse=USEtox, Ordinate=andere Methoden Quelle: (Pizzol et al. 2011)

Literaturverzeichnis

- Ausberg, Laura; Ciroth, Andreas; Feifel, Silke; Franze, Juliane; Kaltschmitt, Martin; Klemmayer, Inga et al. (2015): Lebenszyklusanalysen. In: Martin Kaltschmitt und Liselotte Schebek (Hg.): Umweltbewertung für Ingenieure. Berlin, Heidelberg, S. 203-314.
- Bundesamt für Umwelt (BAFU) (2011): Gesamt-Umweltbelastung durch Konsum und Produktion der Schweiz.
- Bundesamt für Umwelt (BAFU) (2013): Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäß der Methode der ökologischen Knappheit.
- DIN EN ISO 14044:2006-10, Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14044:2006.
- Feifel, Silke; Walk, Wolfgang; Wursthorn, Sibylle; Schebek, Liselotte (Hg.) (2009): Ökobilanzierung 2009 - Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit. Tagungsband Ökobilanz-Werkstatt 2009, Freising.
- Hauschild, Michael; Huijbregts, Mark A. J. (Hg.) (2015): Life cycle impact assessment. Dordrecht.
- Hellweg, Stefanie; Juraske, Ronnie; Rubli, Stefan (2016): Ökologische Systemanalyse. Materialflussanalyse - Risikoanalyse - Ökobilanz. ETH Zürich.
- Hofmeister, Sabine (1998): Von der Abfallwirtschaft zur ökologischen Stoffwirtschaft. Wege zu einer Ökonomie der Reproduktion. Opladen, Wiesbaden.
- Joint Research Center (JRC) (2010): International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook.
- Jungbluth, Niels; Eggenberger, Simon; Keller, Regula (2015): Ökopprofil von Ernährungsstilen. Projektbericht.
- Klöpffer, W. (2010): Wirkungsabschätzungsmethoden und Querverbindungen im Rahmen der Ökobilanz - Unterschiede zum Risk Assessment. In: Environ Sci Eur 22 (2), S. 123-127.
- Klöpffer, Walter; Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim.
- Pizzol, Massimo; Christensen, Per; Schmidt, Jannick; Thomsen, Marianne (2011): Impacts of "metals" on human health. A comparison between nine different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). In: Journal of Cleaner Production 19 (6-7), S. 646-656.
- Schaltegger, Stefan; Sturm, Andreas (2000): Ökologieorientierte Entscheidungen in Unternehmen. Ökologisches Rechnungswesen statt Ökobilanzierung: Notwendigkeit, Kriterien, Konzepte. Schriftenreihe des Instituts für Betriebswirtschaft, Wirtschaftswissenschaftliches Zentrum der Universität Basel, Bd. 27, Bern.
- Schrack, Daniela (Hg.) (2016): Nachhaltigkeitsorientierte Materialflusskostenrechnung. Wiesbaden.
- Siegenthaler, Claude Patrick (2006): Ökologische Rationalität durch Ökobilanzierung. Eine Bestandsaufnahme aus historischer, methodischer und praktischer Perspektive. St. Gallen.
- Umweltbundesamt (UBA) (2016): Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen.

Wittstock, Bastian; Albrecht, Stefan; Colodel, Cecilia Makishi; Lindner, Jan Paul (2009): Gebäude aus Lebenszyklusperspektive - Ökobilanzen im Bauwesen. In: Bauphysik 31 (1), S. 9-17.

Lebenszykluskostenrechnung, Life Cycle Costing (**LCC**), Life Cycle Cost Analysis (LCCA), Full-Cost-Accounting (FCA), Total-Cost Assessment (TCA); environmental LCC (eLCC), social LCC (sLCC)

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Analyse und Systematisierung der Kosten (bzw. Zahlungsströme) im Lebenszyklus von Investitionsobjekten allgemein bzw. von Produkten

Methodik:

Es gibt eine Vielzahl verschiedener LCC-Ansätze die auf den Methoden der Kostenrechnung basieren (z.B. Total Cost of Ownership (TCO), die Ökoeffizienzbewertung gemäß VDI 4800 oder environmental bzw. social LCC, eLCC/sLCC). Entgegen der klassischen Ansätze der Kostenrechnung erfolgt mit LCC allgemein eine systematische und phasenspezifische Erfassung aller Kosten (ggf. einschließlich Erlöse), die mit einem Investitionsprojekt (Produkte, Projekte, Anlagen usw.) verbunden sind und durch einen oder mehrere Akteure über die Lebensdauer getragen werden müssen. Der jeweilige Methodeneinsatz ist abhängig von der Bewertungsperspektive (Hersteller, Verbraucher, Gesellschaft), den Wertgrößen (Gewinne, Deckungsbeiträge, externe Umweltkosten usw.) und dem Zeithorizont (heutige/zukünftige Generationen). Die konventionelle LCC beschränkt sich auf die Darstellung der Kosten aus Hersteller- und Verbrauchersicht (ohne Berücksichtigung z.B. der Kosten durch Umweltverschmutzung). Mit den unterschiedlichen Kosteneinflussgrößen werden (ggf. in Bezug auf eine funktionelle Einheit) Vergleichsrechnungen und Sensitivitätsanalysen vorgenommen, für gewöhnlich ohne Darstellung der Materialflüsse oder verursachergerechte Zuordnung der Kosten.

Dimensionen:

Konzentration auf die ökonomische Dimension der Nachhaltigkeit durch Berücksichtigung sämtlicher Kosten (und Erlöse) im Lebensweg eines Produkts oder Systems als reale Geldflüsse (Einzahlungen und Auszahlungen).

Anwendungsmöglichkeiten:

- Abbildung der Kostenstruktur (von Kostentreibern und -vorteilen) zur Optimierung der Kosten über den Lebensweg sowie zum Vergleich von Investitionsalternativen.
- Bei Beschaffungsentscheidungen zur Analyse und Beurteilung der Wirtschaftlichkeit von Produkten und Anlagen mit hohen Investitions-, Anschaffungs- oder Folgekosten (für Instandhaltung, Wartung, Material- und Energieverbräuche; v.a. bei staatlichen Infrastrukturprojekten und Industrieanlagen).
- Beschreibung und Bewertung finanzieller Aufwendungen im Rahmen einer Nachhaltigkeitsbewertung
- Bereitstellung von Informationen für Verbraucher

Rückblick:

1933 wurden erstmalig Vorgaben durch das amerikanische General Accounting Office (GAO) zum Einbezug der Betriebs- und Wartungskosten und der Betriebszeit bei der Entscheidung über Traktoren erlassen. Seither wurde das LCC verstärkt zur Wirtschaftlichkeitsuntersuchung von Großprojekten im industriellen Anlagenbau, der Luft- und Raumfahrttechnik und im militärischen Bereich eingesetzt. Die spätere Bezeichnung „Life Cycle Costing“ geht auf den amerikanischen Militär- und Baubereich zurück. Seit Mitte der 80er Jahre hat die Methode einen hohen Bekanntheits- und Einsatzgrad, v.a. in der Industrie, im öffentlichen Beschaffungswesen und, als Verbindung zum konventionellen Rechnungswesen, im Umweltmanagement. Das Haushaltsgrundsätzegesetz (HGrG) von 1969 legte auch in Deutschland die Berücksichtigung von Folgekosten bei Baumaßnahmen, größeren Beschaffungen und Investitionsprojekten gesetzlich fest. Die Berücksichtigung der LZK ist im Rahmen der Angebotswertung vergaberechtlich zulässig (§ 59 VgV 2016, § 16 Abs. 8 VOL/A) bzw. z.T. auch verbindlich vorgegeben, etwa für Bundesdienststellen bei der Beschaffung energieverbrauchsrelevanter Produkte und Dienstleistungen oder bei der Beschaffung von Straßenfahrzeugen über den Energieverbrauch und andere Umweltauswirkungen (§ 68 Abs. 2, Ziff. 2 VgV 2016). Die SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) beschäftigt sich als interdisziplinäres Wissenschaftsforum seit 2002 mit der Entwicklung des „Environmental Life Cycle Costing“ zur Integration der Lebenszykluskostenrechnung in die lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung von Produkten (LCSA) und veröffentlichte 2011 einen „Code of Practice“.

Betrachtungsbereich:

Kosten (und Erlöse) im Lebenszyklus von Investitionsobjekten und Produktionsmitteln; in der Nachhaltigkeitsbewertung insbesondere von Produkten, wobei nicht nur die prozess- und anlagebezogenen Kosten berücksichtigt werden, sondern eine Erweiterung des klassischen Markt-Lebenszyklus (von der Markteinführung bis zur Degeneration) um die Vorlauf- und Nachlaufphase (technologische/marktbezogene/produktionsbezogene Vorlaufkosten, Kosten für Wartung, Instandhaltung, Reparatur, Entsorgung; Subventionen, Verkaufs-, Lizenzerlöse usw.) stattfindet

Beschreibung und Ausführung:

Der Käufer bspw. eines Produkts nimmt primär die Anschaffungskosten wahr, nicht die Kosten nachfolgender Phasen, jedoch führen geringere Preise nicht immer zu minimalen Gesamtkosten. In gleicher Weise trifft dies für den Hersteller zu, der zwar die Herstellungskosten kennt, aber häufig finanzielle Belastungen durch Folgekosten nicht oder zu gering einschätzt. LCC i. e. S. beinhaltet die Abbildung der Kosten eines Produktsystems, i. w. S. werden sämtliche Zahlungsströme, d.h. Kosten und Erlöse, betrachtet.

Die dem LCC zugrundeliegenden Methoden gehen auf die klassische Investitionsrechnung zur Erfassung und Prognose von Wertströmen zurück. Im Vergleich zur traditionellen Kostenrechnung liegen jedoch periodenübergreifende Kosten- und Erlösinformationen vor, sodass schon in frühen Phasen spätere Kostenentwicklungen abgeschätzt und Trade-Offs ausgemacht werden können. Auf diese Weise wird eine kostenorientierte Gestaltung der einzelnen Prozessmodule entlang der Wertschöpfungskette unter Abstimmung aller Entscheidungsvariablen, von Kosten, Leistung und Zeit, möglich. Die Modelle und Verfahren werden in anbieter- und nachfrageorientierte Ansätze sowie nach Rechengrößen in kosten- und zahlungsbasierte (investitionsrechnerische) Ansätze unterschieden. Bei einer Analyse aus Sicht des Konsumenten können die vorgelegten Zahlungsströme als Black Box betrachtet werden. Bei den anbieterorientierten Ansätzen steht die Herstellersicht im Mittelpunkt, d.h. die Kosten und Erlöse in tiefer Gliede-

zung. Von besonderem Interesse sind etwa Anschaffungs-, Transport-, Installations-, Betriebs-/Unterhalts- (u.a. Energiekosten, Kosten für Trinkwasserbereitstellung), Instandhaltungs- und Entsorgungskosten bzw. der Wiederverkaufswert. LZK können allgemein klassifiziert werden nach (1) Phasen (bspw. unterscheidet die DIN EN 60300-3-3 „Anwendungsleitfaden Lebenszykluskosten“ die Hauptphasen Konzeption, Entwicklung, Realisierung, Nutzung, Erweiterung und Außerbetriebnahme), (2) Relevanz (entscheidungsabhängige und -unabhängige Kosten), (3) Kausalität (Kosten/Erlöse im Vorfeld, laufend, für die Nachsorge), (4) Häufigkeit (einmalige/wiederkehrende Kosten) sowie (5) Personenbezug (Lieferant, Hersteller/Betreiber, Endverbraucher, Gesellschaft).

Im Wesentlichen müssen folgende Schritte für eine Ermittlung der LZK im Sinne des konventionellen LCC vorgenommen werden (unter „Kosten“ sind nachfolgend Kosten und Erlöse zusammengefasst):



Abbildung 63: Vorgehensweise Lebenszykluskostenrechnung, Quelle: verändert nach (Fabrycky/Wolter/Blanchard 1991)

1. Zieldefinition. Zunächst sind eine eindeutige Formulierung der Ziele und die Ableitung konkreter Zielgrößen notwendig, die sich mittels finanzmathematischer Verfahren berechnen lassen. Als Zielgrößen dienen zumeist monetäre bzw. davon abgeleitete Größen wie der Kapitalwert, die Amortisationsdauer oder der innere Zinsfluss. Die Zieldefinition beinhaltet ebenso die Festlegung von Systemgrenzen, d.h. die Entscheidung darüber, welche Lebenswegabschnitte des Investitionsobjekts bei der Untersuchung zu berücksichtigen sind. Außerdem muss darüber beschieden werden, aus welcher Sicht die Analyse vorgenommen werden soll. Je nach Methode muss ein zu erfüllender Nutzen als Bezugsgröße definiert werden (z.B. für Produktvergleiche im Beschaffungswesen). Für einige Betrachtungsgegenstände existieren allgemeine Lebenszyklusmodelle als Strukturierungs- und Systematisierungsansätze, die die Zusammenhänge zwischen einzelnen Abschnitten verdeutlichen.

Anlagen	Projekte	Produkte
<ul style="list-style-type: none"> • Projektierung • Bereitstellung • Anordnung • Nutzung • Verbesserung • Instandhaltung • Ausmusterung • Verwertung/Entsorgung 	<ul style="list-style-type: none"> • Initiierung • Konzeption • Design • Konstruktion • Herstellung/Bau • Test/Einführung • Betrieb • Stilllegung 	<ul style="list-style-type: none"> • Alternativensuche • Bewertung/Auswahl • Forschung • Entwicklung • Vorbereitung Produktion/Absatz • Markteinführung • Marktdurchdringung • Marktsättigung • Marktdegeneration • Garantie • Wartung/Reparatur • Entsorgung

Abbildung 64: Beispielhafte Lebenszyklusabschnitte, Quelle: (Zehbold 1996)

2. Bestimmung der Alternativen. Festlegung aller alternativen Investitionsmöglichkeiten im Vergleich zur Nicht-Investition, die auf ihre Wirtschaftlichkeit hin untersucht werden sollen. Die ausgewählten Alternativen sind zu spezifizieren.

3. Informationsbeschaffung. Für eine systematische Analyse ist die Erstellung einer Kostenstruktur (Cost Breakdown Structure, CBS) sinnvoll, einer Matrix aus der die Entstehungszu-

sammenhänge sichtbar werden (dieser Schritt wird z.T. auch bereits früher, bei der Zieldefinition vorgenommen). Das System wird hierzu in die einzelnen Kostenelemente gegliedert und diese jeweils den einzelnen Abschnitten im Lebensweg zugeordnet. Mögliche Gliederungskriterien sind Aktivitätsfelder, Hauptelemente oder Klassen gleicher Systemelemente. Soll nicht nur eine einfache periodenübergreifende Ausweisung, sondern eine Verrechnung der Kosten stattfinden, wird ein Kostenmodell (Cost Estimating Relationship-Modell, CER) entwickelt, das die Beziehung zwischen Kostenanlässen und Kosten wiedergibt. Es handelt sich hierbei um eine mathematische Gleichung, bei der die Kosten als abhängige Variable einer oder mehrerer unabhängiger Kostentreibervariablen oder als Funktion eines oder mehrerer technischer Parameter ausgedrückt werden. Je nach Sachverhalt ist das Aufstellen einfacher Gleichungen ausreichend oder die Durchführung komplexer Computersimulationen nötig. Aufgrund der zu verschiedenen Zeitpunkten anfallenden Kosten muss berücksichtigt werden, dass eine gegenwärtige Verfügung über Zahlungsmittel höher bewertet wird, als eine Verfügung über denselben Betrag in Zukunft. Um den Wert zukünftiger Zahlungen für einen festgelegten Zeitpunkt feststellen zu können, werden mittels eines Diskontsatz die Geldflüsse auf einen einheitlichen Vergleichszeitpunkt ab- oder aufgezinnt. Es folgt die Einbindung der korrigierten Daten (um Lernkurven-, Inflationseffekte usw.) in das erstellte Kostenmodell und Zuordnung der Kosten zu den einzelnen Kostenkategorien gemäß der CBS.

4. Entscheidungsfindung. Zur Auswertung der Informationen findet häufig ein Rückgriff bzw. eine Erweiterung auf Methoden der dynamischen Investitionsrechnung statt. Mit der Kapitalwertmethode wird der gesamte aktuelle Wert einer Investition ermittelt:

$$C_0 = - \sum_{n=0}^N \frac{a_n}{(1+r)^n} + \sum_{n=0}^N \frac{c_n}{(1+r)^n}$$

Der Kapitalwert gibt den gegenwärtigen Wert (C_0) zukünftiger Ein- (c_n) und Auszahlungen (a_n) unter Berücksichtigung des Marktzinssatzes (r) wieder (vereinfacht: Kapitalwert = Investition + Summe der Barwerte laufender Kosten). Die Investitionsalternative mit geringstem Kapitalwert sollte bevorzugt werden; ist der Kapitalwert kleiner Null, sollte keine Investition erfolgen (bei LCC i.e.S. entfällt der zweite Term und es werden ausschließlich Auszahlungen betrachtet, entsprechend ist der Kapitalwert stets kleiner Null). Mit der Annuitätenmethode wird der Kapitalwert der Investition unter Berücksichtigung von Zinsen und Zinseszinsen gleichmäßig auf die Perioden (i.d.R. ein Jahr) der Nutzungsdauer verteilt. Zur Berechnung der Annuitäten wird der Kapitalwert mit einem Annuitätenfaktor (dem Wiedergewinnungsfaktor WGF) multipliziert. Dieser berechnet sich wie folgt:

$$\text{WGF} = \frac{q^n \cdot i}{q^n - 1}$$

q = Zinsfaktor = $1 + i$, n = Lebensdauer (abh. von der Produktgruppe), i = Zins-/Diskontsatz

Auch hier ist ein möglichst geringer Kapitalwert vorteilhaft. Neben der Kapitalwert- und Annuitätenmethoden, werden die Endwertmethode, die Break-Even- und Payout-Analyse sowie die Monte-Carlo-Simulation zur Entscheidungsfindung eingesetzt. Abschließend wird mittels einer Sensitivitätsanalyse der Einfluss der Veränderung von Systemparametern auf die Zielgrößen untersucht.

Schrittweise Erweiterungen des konventionellen LCC sind die umweltbezogene und soziale Lebenszykluskostenrechnung von Produkten. Das eLCC berücksichtigt neben internen auch externe Kosten, die Ergebnisse sind an eine Ökobilanz gekoppelt. Das sLCC bezieht sich zudem auf Externalitäten, die nicht durch einen oder mehrere Akteure entlang des Lebenszyklus ökonomisch getragen werden.

<i>konventionelle Lebenszykluskostenrechnung (LCC)</i>	<i>Environmental Life Cycle Costing (eLCC)</i>	<i>Societal Life Cycle Costing (sLCC)</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Bewertung sämtlicher produktbezogener Kosten, die direkt durch den Hersteller oder Verbraucher getragen werden müssen → Perspektive: einzelner Akteur am Markt • Bewertung der realen, internen Kosten (z.T. ohne Berücksichtigung der Entsorgungs- oder Nutzungskosten, insofern diese von anderen Akteuren getragen werden) • keine Kombination mit Ökobilanz 	<ul style="list-style-type: none"> • Bewertung sämtlicher produktbezogener Kosten, die direkt durch einen oder mehrere Akteure im Lebenszyklus getragen werden → Perspektive: Lieferant, Produzent, Konsument usw. • einschl. Externalitäten, die relative zeitnah internalisiert werden sollen • alle Kosten über den gesamten Lebensweg (auch antizipierter Kosten z.B. der Umweltgesetzgebung) • baut auf den Ergebnissen einer Ökobilanz auf (weist die gleichen Systemgrenzen auf), ggf. einschl. Subventionen oder Steuern 	<ul style="list-style-type: none"> • Bewertung sämtlicher produktbezogener Kosten, die durch jegliche Akteure getragen werden (heute oder in Zukunft) → Perspektive: Gesellschaft (national/international), Regierungen • Kosten eLCC zzgl. zusätzlicher Bewertung weiterer externer Kosten in monetären Einheiten (ermittelt z.B. über die „Willingness to Pay“) • Förderungen und Steuern bleiben unberücksichtigt, da diese keine Netto-Kosten-Effekte verursachen

Tabelle 27: Überblick über die verschiedenen LCC-Ansätze, Quelle: (Schrack 2016)

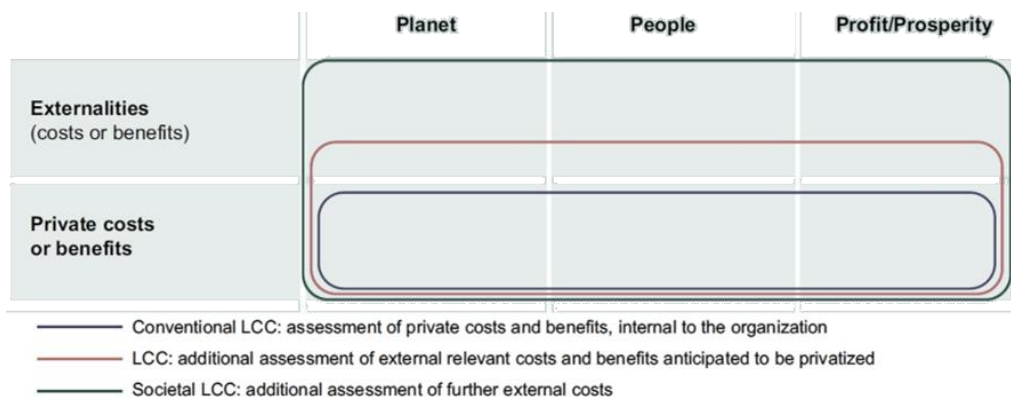


Abbildung 65: Erweiterung des Betrachtungshorizonts der konventionellen LCC im Rahmen der Nachhaltigkeitsbewertung, Quelle: (Valdivia et al. 2011)

Diese Überlegungen spielen insbesondere im Zuge der Bemühungen um eine Weiterentwicklung und Standardisierung des LCSA eine Rolle, die zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht abgeschlossen ist. In diesem Zusammenhang erfolgt die Vorgehensweise zur Ermittlung der eLCC nach Vorbild der Ökobilanz (nach ISO 14040/14044, einschließlich dem Bezug der Kosten auf eine funktionelle Einheit):

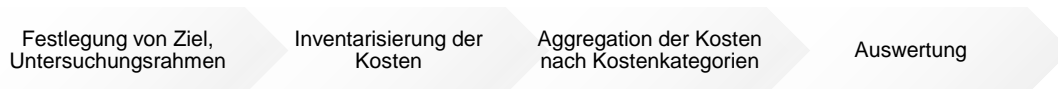


Abbildung 66: Vorgehensweise eLCC als Bestandteil des LCSA, Quelle: (Valdivia et al. 2011)

Berichterstattung:

Es existieren keine allgemeinen Berichtspflichten oder Berichterstattungsstandards. Generell sollte die Analyse eindeutig und nachvollziehbar dokumentiert werden, dazu gehören Informationen zur Anpassung der Modelle an die Zielsetzungen, die Modellgenauigkeit, zu den Datenquellen und deren Qualität, zur Nachverfolgbarkeit und Validierung usw.

Datenverfügbarkeit:

Daten können über Betriebsmittelinformationssysteme, Messungen, analytische und simulative Berechnungen, mehrperiodig ausgestaltete Anlagenkostenrechnungen, den Kunden usw. ermittelt werden. Oftmals muss mit Branchendurchschnittswerten gerechnet werden, die z.T. von den Branchenverbänden erhältlich sind. Weiterhin existieren sowohl produkt- als auch branchenspezifische Hilfsmittel zur Erfassung, Berechnung und Darstellung von LZK. Darunter einfache Excel-basierte Werkzeuge oder spezielle Software, etwa zur lebenslauforientierten Erfolgsrechnung für Werkzeugmaschinen, das DOC Rough Cost Model im Bereich der Verkehrstechnik oder das BESS-Software-Tool zur Bewertung der Total-Cost-of-Ownership. Daneben gibt es einige produktunabhängige Programme, z. B. das D-LCC Tool der Firma Advanced Logistics Developments (ALD) oder LCC-Ware 3.0 der Firma Isograph Ltd. Welche Daten für welchen Betrachtungsgegenstand benötigt werden, ist häufig in Checklisten oder Leitfäden erläutert.

Stärken und Schwächen:

- Mit der lebenswegbezogenen Darstellung und Bewertung der Zahlungsströme können strategische und operative Fragen beantwortet werden, etwa zu den ökonomischen Auswirkungen technischer Veränderungen, den Einfluss einzelner Parameter auf die LZK, den Amortisationszeitpunkt von Mehrinvestitionen oder eine ökonomisch und ökologisch bewusste Wahl einer Investitionsalternative.
- Wenn das LCC parallel zur klassischen Kostenrechnung durchgeführt werden muss, stellt die Erfassung und Auswertung der Daten einen erheblichen Mehraufwand dar (da mit der LCC keine Stückkosten verursachungsgerecht ermittelt werden können).
- Datenunsicherheiten (bzgl. Nutzungsdauer, Zuverlässigkeit, Instandhaltbarkeit usw.) wirken sich wesentlich auf die Güte der Ergebnisse aus, insbesondere, wenn sie im Frühstadium der Produktentwicklung abgeschätzt werden müssen. Etwa fallen viele Kosten im Zusammenhang mit der Entsorgung erst in der Zukunft an und müssen geschätzt werden.
- Kosten und Preise sind von vielen Faktoren wie Rohstoffpreisen, dem Devisenmarkt und Marketingstrategien abhängig, haben daher eine begrenzte räumliche und zeitliche Gültigkeit. Zudem sind die Phasen im Lebenszyklus zumeist nicht klar trenn- und abgrenzbar. Dies schränkt die Vorhersagbarkeit von Entwicklungen und Vergleichbarkeit von Ergebnissen ein.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- DIN EN 60300-3-3:2014 (Entwurfassung), Anwendungsleitfaden Lebenszykluskosten
- VDI 2884:2005, Beschaffung, Betrieb und Instandhaltung von Produktionsmitteln
- VDMA 34160:2006, Prognosemodell für die Lebenszykluskosten von Maschinen und Anlagen
- Swarr et al. (2011): Environmental life-cycle costing. A code of practice.
- Fandel, Günter (2009): Kostenrechnung.
- Schweiger, Stefan (2009): Lebenszykluskosten optimieren.
- Zehbold, Cornelia (1996): Lebenszykluskostenrechnung.
- www.smart-spp.eu/index.php?id=7633, www.vdma.org/article/-/articleview/1180530, Berechnungstools; www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/umweltfreundliche-beschaffung/berechnung-der-lebenszykluskosten, Informationsseite des Umweltbundesamts

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Kostenmodell für die ökonomische Bewertung von Abfallmanagementsystemen, basierend auf einem Bottom-up-Berechnungsansatz mit detaillierten Kostenpositionen für alle Schlüsseltechnologien. Das Kostenmodell enthält eine konventionelle, ökologische (in Verbindung mit einer Ökobilanz des gleichen Systems) und soziale Lebenszykluskostenrechnung. Zwei Szenarien der Abfallverwertung von 100.000 dänischen Haushalten werden verglichen: (1) konventionelle Abfallbehandlungsmethode (Verbrennung von gemischten Abfällen ohne Papier und Glas), (2) Trennung von organischen Abfällen und anschließende Co-Vergärung mit tierischem Dung (bei Verbrennung des Restmülls).

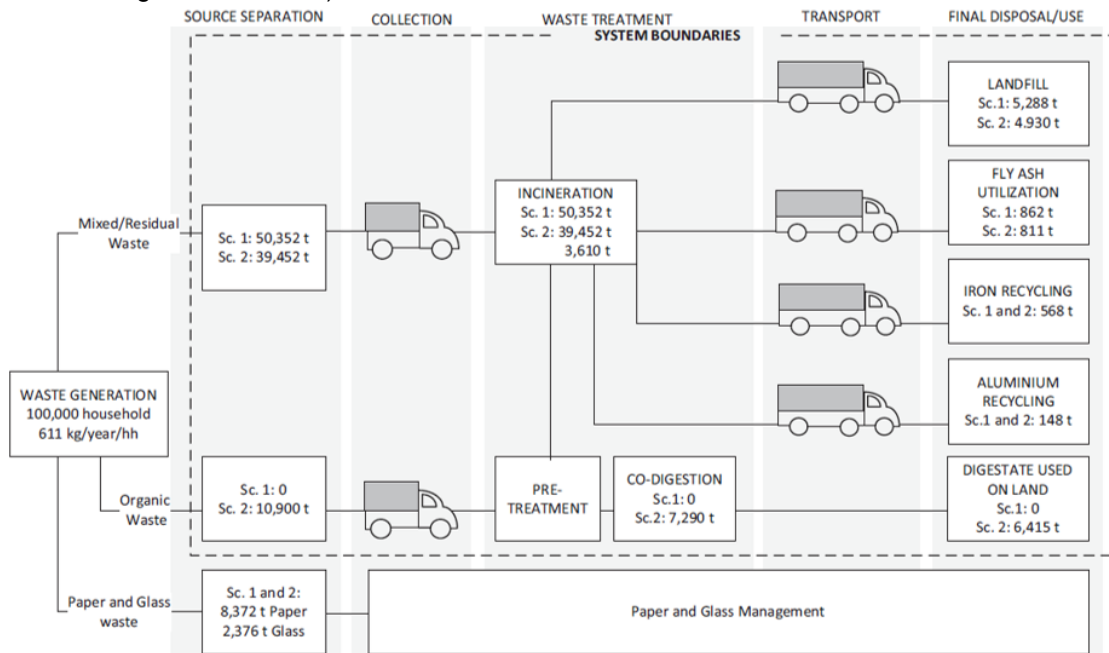


Abbildung 67: Schematische Darstellung der zwei Szenarien einschließlich der Massenflüsse pro funktioneller Einheit unter Angabe der Technologien, die mit den einzelnen Phasen des Abfalls verbunden sind, Quelle: (Martinez-Sanchez et al. 2015)

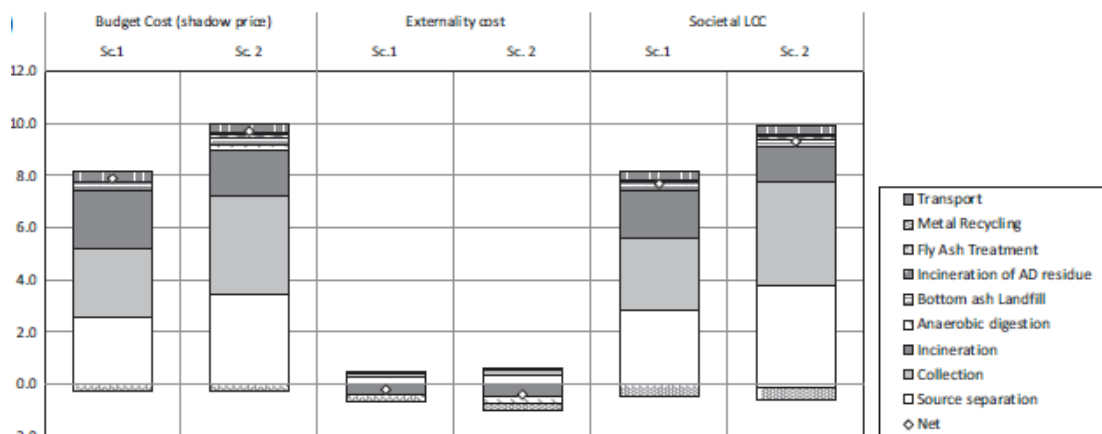


Abbildung 68: Societal LCC; in Millionen Euro pro funktioneller Einheit, die Legende bezieht sich auf die Aktivitäten, die jeweils in der Beurteilung berücksichtigt wurden, Quelle: (Martinez-Sanchez et al. 2015)

Insgesamt führte Szenario 2 zu höheren Kosten von 1,6 Mio. €/Jahr als die Alternative (davon 0,9 Mio. €/Jahr Mehrkosten für Mülltonnen und -tüten, 1,0 Mio. €/Jahr für zusätzliche Abholungen und sowie Einsparungen von 0,3 Mio. €/Jahr bei der Verbrennung).

LZK dreier Gebäudevarianten, jeweils aus Perspektive des Hauptakteurs eines Lebenswegabschnitts in der Wertschöpfungskette. In der Nutzungsphase fallen etwa 52 Prozent, in der Konstruktionsphase 35 Prozent, am Ende der Lebensdauer schließlich 13 Prozent der Gesamtkosten an.

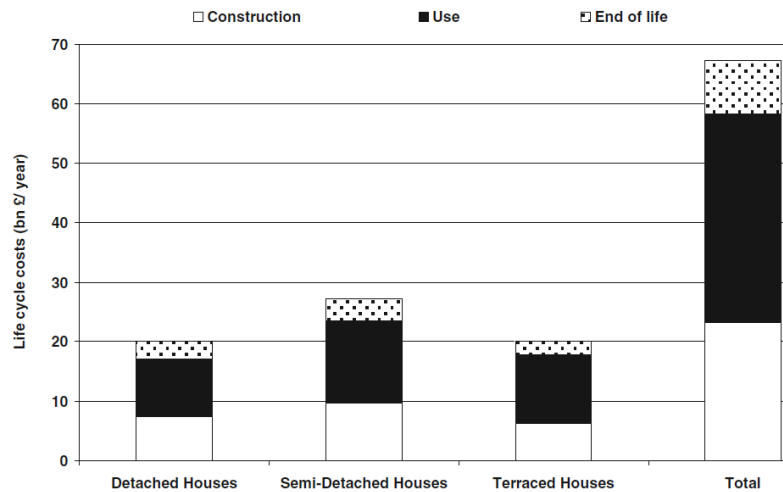


Abbildung 69: Vergleich der jährlichen LZK eines Einfamilienhauses, einer Doppelhaushälfte und eines Reihenhauses über 50 Jahren [£], Quelle: (Cuéllar-Franca/Azapagic 2014)

LZK überholter Generatoren aus Verbrauchersicht: die Brennstoffkosten für die Stromproduktion dominieren, gewichtsinduzierte Kraftstoffkosten sind im Vergleich dazu marginal. Die geringen Anschaffungskosten für den konventionellen Generator weist Alternative 1 als die Beste aus.

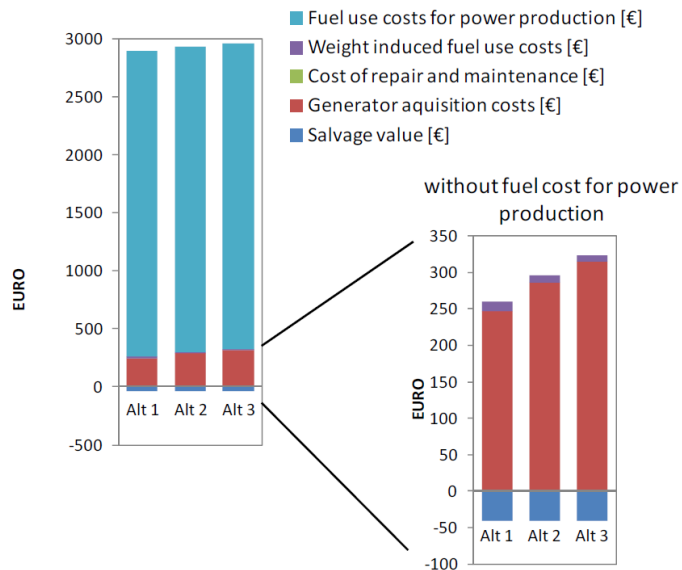


Abbildung 70: LZK für überholte Generatoren aus der Nutzerperspektive; Designalternative 1=konventionell, 2=leichtes Gewicht, 3=ultra leichtes Gewicht, Quelle: (Schau et al. 2011)

Die LZK von Multifunktionsgeräten hängen in hohem Maße von den Kosten für Toner und Papier ab. Die höheren Anschaffungskosten für Geräte mit höheren Umweltstandards können im Beispiel durch niedrigere Betriebskosten ausgeglichen werden.

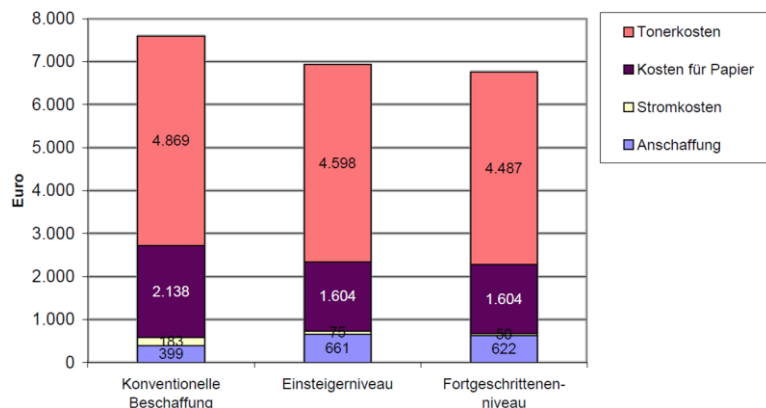


Abbildung 71: LZK von Multifunktionsgeräten; Kapitalwerte in Euro pro Nutzungsdauer, Quelle: (UBA 2012)

Literaturverzeichnis

- Cuéllar-Franca, Rosa M.; Azapagic, Adisa (2014): Life cycle cost analysis of the UK housing stock. In: *Int J Life Cycle Assess* 19 (1), S. 174-193.
- DIN EN 60300-3-3:2014-09, Zuverlässigkeitsmanagement - Teil 3-3: Anwendungsleitfaden - Lebenszykluskosten (IEC 56/1549/CD:2014) (Entwurf).
- Fabrycky, Wolter J., Blanchard, Benjamin S. (1991): *Life-Cycle Cost and Economic Analysis*. New Jersey.
- Fandel, Günter (2009): *Kostenrechnung*. Berlin, Heidelberg.
- Herrmann, Christoph (2010): *Ganzheitliches Life Cycle Management. Nachhaltigkeit und Lebenszyklusorientierung in Unternehmen*. Berlin, Heidelberg.
- Jossé, Germann (2011): *Basiswissen Kostenrechnung. Kostenarten, Kostenstellen, Kostenträger, Kostenmanagement*. München.
- Lindner, Romy; Götze, Uwe (2013): Lebenszykluskostenrechnung als Instrument der energiebezogenen wirtschaftlichen Bilanzierung und Bewertung von Werkzeugmaschinen. In: Reimund Neugebauer, Uwe Götze und Drossel Welf-Guntram (Hg.): *Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung und Bewertung technischer Systeme*. Tagungsband.
- Nertinger, Stefan (2015): *Carbon and Material Flow Cost Accounting. Ein integrierter Ansatz im Kontext nachhaltigen Erfolgs und Wirtschaftens*. Wiesbaden.
- Prammer, Heinz Karl (2009): *Integriertes Umweltkostenmanagement. Bezugsrahmen und Konzeption für eine ökologisch nachhaltige Unternehmensführung*. Wiesbaden.
- Schau, Erwin M.; Traverso, Marzia; Lehmann, Annkatrin; Finkbeiner, Matthias (2011): Life Cycle Costing in Sustainability Assessment - A Case Study of Remanufactured Alternators. In: *Sustainability* 3 (12), S. 2268-2288.
- Schermann, Michael P., Siller, Helmut; Volcic, Klaus (2013): *Strategische Managementpraxis in Fallstudien: Umsetzung einer erfolgreichen Strategie in vier Schritten*. Wien.
- Schrack, Daniela (2016): *Nachhaltigkeitsorientierte Materialflusskostenrechnung*. Wiesbaden.
- Schweiger, Stefan (2009): *Lebenszykluskosten optimieren. Paradigmenwechsel für Anbieter und Nutzer von Investitionsgütern*. Wiesbaden.
- Swarr, Thomas E.; Hunkeler, David; Klöpffer, Walter; Pesonen, Hanna-Leena; Ciroth, Andreas; Brent, Alan C.; Pagan, Robert (2011): Environmental life-cycle costing. A code of practice. In: *Int J LCA* 16 (5), S. 389-391.
- Umweltbundesamt (UBA) (2012): *Umweltfreundliche Beschaffung. Schulungsskript 5: Einführung in die Berechnung von Lebenszykluskosten und deren Nutzung im Beschaffungsprozess*.
- Valdivia, Sonia; Ugaya, Cassia M. L.; Sonnemann, Guido; Hildenbrand, Jutta (2011): *Towards a Life Cycle Sustainability Assessment. Making informed choices on products*.
- Woodward, David G. (1997): Life cycle costing--theory, information acquisition and application. In: *International Journal of Project Management* 15 (6), S. 335-344.
- Wübbenhorst, Klaus L. (1986): Life Cycle Costing for Construction Projects. In: *Long Range Planning* 19 (4), S. 87-97.
- Zehbold, Cornelia (1996): *Lebenszykluskostenrechnung*. Wiesbaden.

Produktbezogene Sozialbilanz, **Social Life Cycle Assessment (sLCA bzw. S-LCA)**

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisationen
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Analyse gesellschaftlicher Problembereiche zur Identifikation der sozialen Auswirkungen eines Produkts über dessen Lebensweg

Methodik:

Die Analyse sozialer oder sozio-ökonomischer Aspekte im Produktlebensweg erfordert die Erhebung standortspezifischer Daten auf Prozess- bis zur Organisationsebene sowie deren kontextspezifische Interpretation. Die Vorgehensweise orientiert sich stark an den Normen ISO 14040/14044 zur Ökobilanz. Generell beschäftigen sich viele analytische/verfahrenstechnische/managementorientierte Ansätze und Kontroll-/Kommunikations-/Berichterstattungsinstrumente auf Produkt-, Projekt-, Organisations- oder gesellschaftlicher Ebene mit sozialen Themen, z.B. im Rahmen des Corporate Social Responsibility (CSR) von Unternehmen oder des Social Impact Assessment (SIA) zur Ermittlung sozialer Auswirkungen von Infrastrukturprojekten. Weitere produktbezogene Bewertungsmethoden sind bspw. PROSA (Product Sustainability Assessment) sowie die SEEBalance® der BASF. Eine gemeinsame Analyse ökologischer, ökonomischer und sozialer Wirkungen von Produkten (mittels LCA, Lebenszykluskostenrechnung (LCC) und sLCA) auf Basis der Grundsätze und Prinzipien der Ökobilanz ermöglicht eine ganzheitliche und integrative lebenszyklusorientierte Nachhaltigkeitsbewertung von Produkten (Life Cycle Sustainability Assessment).

Dimensionen:

Betrachtung sozialer bzw. gesellschaftlicher Auswirkungen

Anwendungsmöglichkeiten:

- Untersuchung gesellschaftlich relevanter sozialer Themen wie Menschenrechte oder Arbeitsbedingungen, weniger des Gebrauchsnutzens eines Produkts aus Sicht des Konsumenten
- Adressanten sind Akteure aus Wirtschaft, Politik und Wissenschaft, bspw. im Hinblick auf eine integrierte Produktentwicklung, Formulierung von Verhaltenskodizes, Gestaltung von CSR-Aktivitäten, Verbraucherinformation, Sensibilisierung der Konsumenten usw.
- Generierung von Wissen über die Vor- und Nachteile bzw. Chancen und Schwächen, von vermuteten Hotspots und Rebound-Effekten entlang des Produktlebenszyklus
- Die Ergebnisse sind weniger als Entscheidungsgrundlage für oder gegen die Herstellung eines Produkts, sondern als Orientierungshilfe zu sehen und finden daher (noch) wenig Anwendung zur Optimierung von Produktions- und Serviceprozessen (z.B. im Rahmen der statistischen Prozesslenkung), jedoch im Lieferkettenmanagement zur Beseitigung sozialer Missstände und Integration von Nachhaltigkeit in die Wertschöpfungskette (Sustainable Supply Chain Management).

Rückblick:

Zu den frühen Ansätzen einer produktbezogenen Sozialbilanz gehören die Produktlinienanalyse des Öko-Instituts (1987) sowie das Social and Environmental Life Cycle Assessment (SELCA) nach Martin O'Brien et al. (1996). Einen spürbaren Anstoß der Forschungsaktivitäten brachte die Veröffentlichung des SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) Workshop-Berichts „Conceptual Framework for Life Cycle Impact Assessment“ 1993. Zahlreiche Veröffentlichungen seit Beginn des Jahrtausends fokussieren die Weiterentwicklung der Methodik. Wichtige Impulse bei der Integration sozialer und sozio-ökonomischer Kriterien und Anpassung an die Ökobilanz setzen Walter Klöpffer (2003) und Bo Weidema (2006). Von einer 2004 durch Life Cycle Initiative des Umweltprogramms der Vereinten Nationen (UNEP) und SETAC gegründeten internationalen Arbeitsgruppe konnte 2007 mit einer Machbarkeitsstudie die grundsätzliche Durchführbarkeit einer produktbezogenen Sozialbilanz bestätigt werden. Die Ergebnisse der Studie und weitere Arbeiten unter der Leitung von Rainer Grießhammer im Zusammenhang mit der Methode PROSA (Product Sustainability Assessment) diente Experten und lokalen Akteuren als Diskussionsgrundlage für die Formulierung von Leitlinien, die 2009 unter dem Titel „Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products“ veröffentlicht wurden. Weiterhin beschäftigt sich die Industrie mit der Bewertung sozialer Aspekte im Zusammenhang mit der Produktherstellung (z.B. SEEBalance® BASF, Handbook for Product Social Impact Assessment des Roundtable for Product Social Metrics, Product Sustainability Index (PSI) Ford). Trotz der bisherigen Bemühungen und weiteren Treffen der Forschungsgemeinde in Kopenhagen (2010), Montpellier (2011/2014) und Montreal (2013) unterliegt das sLCA nach wie vor großen konzeptionellen Schwierigkeiten. Aktuell Aktivitäten (z.B. die EU-Projekte CALCAS und PROSUITE, zahlreiche Fallstudien) forcieren die Weiterentwicklung des sLCA, besonders im Hinblick auf das LCSA als integrativer Bewertungsansatz.

Betrachtungsbereich:

Jeder Prozess im Produktlebenszyklus findet an einem bestimmten Ort (Mine, Fabrik, Straße, Hafen, Geschäft, Büro, Recyclingbetrieb usw.) statt, an dem spezifische soziale und sozio-ökonomische Aspekte auf bestimmte Anspruchsgruppen wirken. Im Mittelpunkt stehen daher Fragen nach der unternehmerischen Verantwortung für die entlang der Prozesskette involvierten Akteure und den sozialen Bedingungen und gesellschaftlichen Folgen eines Produkts über dessen Lebensweg („cradle to grave“), wobei auch nur einzelne, besonders kritische Abschnitte oder Anspruchsgruppen betrachtet werden können.

Beschreibung und Ausführung:

Der Begriff „sozial“ wird zur Beschreibung gesellschaftlicher Zustände sowie im analytischen und normativen Kontext verwendet (wer ist betroffen, was ist sozialverträglich). Qualitative Parameter basieren unvermeidbar auf der Wahrnehmung von Stakeholdern, die soziale Bedingungen mit subjektiven Wertesystemen bewerten. Soziale Themen umfassen individuelle Bedürfnisse wie auch gesellschaftliche Ziele. Soziale Aspekte im Zusammenhang mit Wirtschaftsaktivitäten kommt schwerpunktmäßig im Rahmen des CSR von Unternehmen Aufmerksamkeit zu. Die Bewertung des sozialen Verhaltens eines Unternehmens und seiner Hauptlieferanten im Zuge der Berichterstattung findet jedoch häufig nicht auf Produktebene unter Berücksichtigung aller vor- und nachgelagerten Schritte des Produktionsprozesses statt. In den Leitlinien von UNEP/SETAC werden zwei (aufeinander aufbauende) Ansätze beschrieben: zum einen die Bewertung einer generischen Produktkette zur Identifikation von sozialen Hotspots und Aufdeckung von potentiellen Risiken von Missständen und Chancen für Verbesserungen. Zum anderen eine spezifische Bewertung der Produktkette für ein bestimmtes Produkt. Die Leitlinien beschreiben die Rahmenbedingungen, ohne verbindliche Schritte vorzugeben. Analog zur Ökobilanz bauen die einzelnen Phasen aufeinander auf und sind iterativ angelegt:

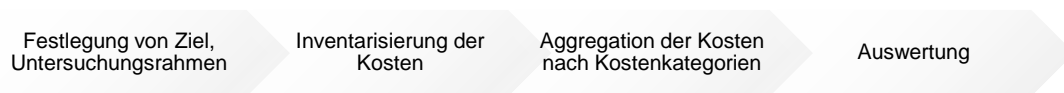


Abbildung 72: Schematische Vorgehensweise bei der Erstellung einer Sozialbilanz, Quelle: eigene Darstellung verändert nach (Benoît/Bernard 2009)

1. Definition von Ziel Untersuchungsrahmen. Zunächst erfolgt die Festlegung der Randbedingungen und des Ziels der Analyse. Dies beinhaltet Bestimmungen über die Systemgrenzen, die funktionelle Einheit, Stakeholder, Themen, Indikatoren und die Datenerhebung. Basierend auf der funktionellen Einheit als Bezugsgröße wird ein Referenzfluss definiert als Maß für die Outputs von Prozessen, die zur Erfüllung einer festgelegten Funktion erforderlich sind und Stoff- und Energieströme modelliert, anhand derer die Analyse stattfindet. In vielen Fällen ist eine Quantifizierung sozialer Leistungen nicht sinnvoll, weswegen auf Grundlage sozialer Standards (v.a. UN Global Compact, OECD-Leitsätze für multinationale Unternehmen, Berichterstattungsstandards der Global Reporting Initiative (GRI), Leitfaden zur gesellschaftlichen Verantwortung ISO 26000, ILO-Arbeits- und Sozialstandards, Standard SA8000) neben quantitativen semiquantitative und qualitative Indikatoren gebildet werden. Qualitative Informationen zu Eigenschaften oder Merkmalen von Prozessen und/oder Unternehmen (z.B. zum Vorhandensein einer Gewerkschaft) werden über sog. Performance Reference Points (PRP) charakterisiert. Hierbei werden für die verwendeten Indikatoren anhand internationaler Schwellenwerte, Konventionen, Best-Practice-Beispielen usw. angestrebte Werte als PRP definiert und die für verschiedene Prozesse erhobenen Indikatorwerte mithilfe einer Punkteskala bewertet (z.B. 1=schlechtester Wert bis 10=bester Wert).

2. Sachbilanz. Analog zur Ökobilanz liegen durch UNEP/SETAC für die Sozialbilanz Wirkungskategorien vor, aus denen in Verbindung mit spezifischen Stakeholder-Kategorien 31 Subkategorien hervorgehen (die Beziehung zwischen Wirkungskategorien und Subkategorien bleibt dabei unklar). Es gibt kein festes Set an Subkategorien, die gelisteten stellen Mindestanforderungen dar, auch um die Nutzung einiger weniger Themen zu Marketingzwecken ohne Beleuchtung der Kernprobleme zu verhindern. Innerhalb der festgelegten Systemgrenzen werden für jeden Standort in der Wertschöpfungskette mithilfe der zuvor festgelegten Indikatoren Daten zu den durch die Subkategorien beschriebenen sozialen und sozio-ökonomischen Themen für Akteure ermittelt, die in ähnlicher Weise mit dem untersuchten Produktsystem in Verbindung stehen. Die Subkategorien werden wiederum zur Beschreibung der Wirkungskategorien und des gesellschaftlichen Interessensbereichs jeder Anspruchsgruppe zusammengefasst. Neben den dargestellten Stakeholder-Kategorien kommen als weitere Akteure bspw. Nichtregierungsorganisationen (NGOs), öffentliche Behörden/der Staat oder zukünftige Generationen in Frage, weiterhin kann die Bildung von Untergruppen praktikabel sein (z.B. Management, Aktionäre, Lieferanten, Unternehmenspartner usw.).

Anders als bei der Ökobilanzierung müssen Daten nicht immer für jedes Prozessmodul innerhalb der Systemgrenze erhoben werden. Werden in der Ökobilanz einzelne Schritte in der Vorkette der Einfachheit halber vernachlässigt, sind insbesondere die sozialen Bedingungen der Zulieferer (v.a. aus Entwicklungsländern mit schlechten Arbeitsbedingungen) von großer Bedeutung für die Sozialbilanz. Im Falle einer generischen Studie sind i.d.R. internationale, nationale, regionale und/oder sektorale Daten zu erheben; für eine differenzierte Beschreibung der Prozesskette zusätzlich Daten auf Standortebene. Die Datenerhebung sollte in mehreren Schritten verlaufen: nach dem das Produkt anhand von Referenzflüssen modelliert wurde, werden zunächst Daten auf Ebene der einzelnen Prozessmodule gesammelt, um einen ersten Überblick über die relative Bedeutung von Prozessmodulen zu erhalten, d.h. signifikante Pro-

zesse im Produktlebensweg zu lokalisieren und idealerweise die daran beteiligten Organisationen zu identifizieren (Priorisierung und Screening). Eine anschließende Hotspot-Analyse zeigt auf, welche Bereiche eingehender untersucht werden sollten. Soziale „Hotspots“ sind Prozesseinheiten innerhalb einer Branche und Region, die mit einer hohen Wahrscheinlichkeit Risiken oder Chancen bei sozialen Themen mit sich bringen. Für die tiefergehende Analyse müssen außer standortspezifischen Daten generische Daten auf lokaler bis globaler Ebene anhand der gewählten Subkategorien gesammelt werden.

		Subkategorien	Stakeholder-K.	Wirkungskategorien
Sachbilanzdaten	Indikatorwerte	Vereinigungsfreiheit, Kinderarbeit, faire Bezahlung, Arbeitszeit, Zwangsarbeit, Diskriminierung, Gesundheit und Sicherheit, Zusatzleistungen	Arbeiter	<ul style="list-style-type: none"> • Menschenrechte • Arbeitsbedingungen • Gesundheit und Sicherheit • sozio-ökonomische Rückwirkungen • Indigene Rechte und Kulturerbe • Governance
		Zugang zu Ressourcen, Migration, Kulturerbe, sichere und gesunde Lebensbedingungen, Achtung indigener Rechte, Engagement, lokale Beschäftigung	lokale Gemeinden	
		öffentliches Engagement in Nachhaltigkeitsfragen, Beitrag zur Wirtschaftsentwicklung, Prävention bewaffneter Konflikte, technologische Entwicklung, Korruption	Gesellschaft	
		fairer Wettbewerb, Corporate Social Responsibility (CSR), Zuliefererbeziehungen, Achtung von Urheberrechten	Akteure der Wertschöpfungskette	
		Gesundheit und Sicherheit, Transparenz, Feedback-Mechanismen, Datenschutz, Entsorgungsverantwortung	Konsumenten	

Abbildung 73: Untersuchungsschema von der Datenerhebung bis zu den Stakeholder- und Wirkungskategorien; ein einheitlicher Indikatorsatz liegt nicht vor, Quelle: eigene Darstellung verändert nach (Ciroth und Franze 2015 zit. nach UNEP/SETAC 2009)

3. Wirkungsabschätzung. Analog zur Ökobilanz werden zunächst einzelnen Aspekten Wirkungen zugeordnet (Klassifizierung) und dann definiert, wie stark eine Wirkung im Verhältnis zu einer Referenz ausfällt (Charakterisierung). Im Unterschied dazu findet jedoch keine Verwendung von generischen Bewertungsmethoden, sondern standortabhängige Methoden und ein Einbezug von subjektiven Informationen zu lokalen Sachverhalten bspw. einem Land und seinen Gesetzen und deren Umsetzung statt. Für die Durchführung der Wirkungsabschätzung schlägt der UNEP/SETAC neben den sechs genannten Wirkungskategorien weder Methoden noch Modelle vor. Die einzelnen Indikatorwerte werden auf die funktionelle Einheit bezogen und aggregiert. Das Vorliegen heterogener Indikatoren verursacht jedoch Zurechnungsprobleme. Für die Berücksichtigung qualitativer Indikatoren bestehen lediglich Vorschläge (das Life Cycle Attribute Assessment (LCAA) zur Ausweisung des Anteils einer Aktivität am Produktlebenszyklus bspw. in Prozent oder Arbeitsstunden; Aggregation der Bewertungsergebnisse, nicht der Indikatoren; Quantifizierung qualitativer Indikatoren z.B. durch Experten/Mitarbeiter vorgenommene Punktbewertung, Zuordnung von Wahrscheinlichkeiten und anschließende Aggregation). Zur Verknüpfung qualitativer Indikatoren mit quantitativen Beiträgen kann entweder jeder Prozess gleich gezählt oder mithilfe von Aktivitätsvariablen ein Prozess mit einem relevanten quantitativen sozialen Indikator gewichtet (z.B. Arbeitszeit oder Wertschöpfung pro Aktivität und Masse) darüber alleine kann jedoch noch nicht auf soziale Effekte geschlossen werden.

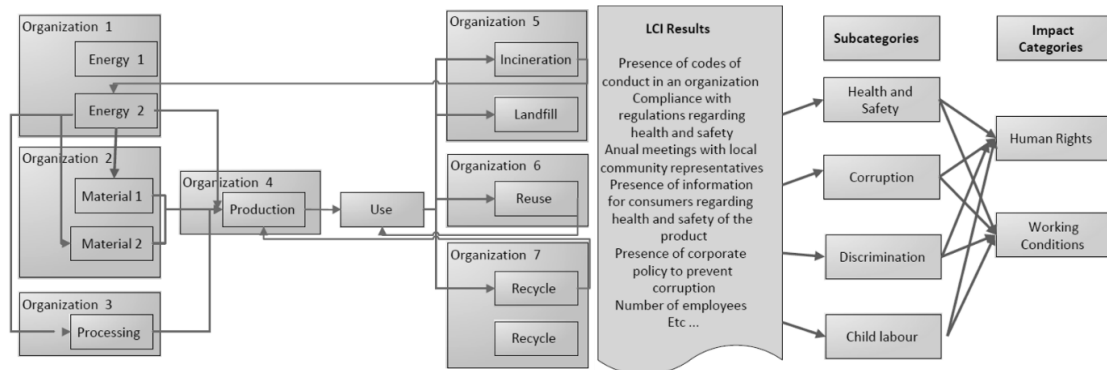


Abbildung 74: Schema der Wirkungsabschätzung, Quelle: (Valdivia et al. 2011)

4. Auswertung. Bei der Auswertung werden wiederum analog zur Ökobilanz Empfehlungen ausgesprochen. Im Unterschied zu Umweltwirkungen sind die sozialen Folgen von Prozessen vom Verhalten einer Organisation und den allgemeinen Lebensbedingungen in einer Region abhängig, zudem in ihrer Bedeutung subjektiv. Die Interpretation der Ergebnisse und Ableitung von Schlussfolgerungen, Empfehlungen und Entscheidungshilfen erfolgt in Übereinstimmung mit dem anfänglich definierten Untersuchungsziel unter Berücksichtigung vorhandener Subjektivität sowie kultureller und politischer Hintergründe, d.h. vor Ort gültigen gesellschaftlichen Maßstäben und ethischen Positionen. Die Ergebnisbewertung erfolgt unter Einbezug von Anspruchsgruppen entweder qualitativ-argumentativ oder (semi)quantitativ (z.B. beim Vorliegen eines Produktportfolios, der Integration vieler Einzelergebnisse in eine Gesamtbewertung). Neben einer Überprüfung der Datenqualität sollten die Ergebnisse auf Vollständigkeit, Sensitivität und Konsistenz hin untersucht werden.

Berichterstattung:

Insofern die Ergebnisse von vergleichenden Studien für Dritte bestimmt sind, sollte eine Kritische Prüfung durch unabhängige Gutachter erfolgen. Spezifische Anforderungen an die Kontrolle und Berichterstattung können von ISO 14044 übernommen werden.

Datenverfügbarkeit:

Soziale Effekte hängen weniger von technischen Gegebenheiten, als von den Arbeitsbedingungen und lokalem gesellschaftlichem Engagement von Unternehmen ab. Aus diesem Grund werden teilweise länder-, sektoren-, organisations- und standortspezifische Daten benötigt und theoretisch von der Prozess- bis z.T. internationalen Ebene für alle Lebenswegabschnitte gesammelt werden. Für Basisprozesse (etwa die Bereitstellung von Energie, Infrastruktur oder Grundstoffen) ist es ausreichend, Daten auf Sektorebene zu erheben. Insbesondere die Erhebung von organisations- und standortspezifischen Daten gestaltet sich sehr aufwendig und kann durch die Bildung von Akteursgruppen (z.B. Unterscheidung in Klein- und Großbetriebe und Untersuchung von repräsentativen Stichproben) erleichtert werden. Zudem hängt der Datenbeschaffungsaufwand von der Anzahl der verwendeten Indikatoren ab. Für einige Indikatoren gibt UNEP/SETAC Methodenblätter vor, die soziale Indikatoren und Möglichkeiten der Datenerhebung beschreiben. Allgemeine Daten können bspw. über den Human Development Report, die Weltbank, die Internationale Arbeitsorganisation (ILO), die Vereinten Nationen, dem UN Global Compact oder der OECD bezogen werden. Spezifische qualitative Daten können mittels Interviews und Befragungen gewonnen; quantitative Daten, z.B. zur Anzahl von Arbeitsunfällen, aus betrieblichen Informationssystemen entnommen werden. Zu den wenigen vorhandenen Datenbanken gehören die SHDB (Social Hotspots Database), PSILCA (Product Social Impact Life Cycle Assessment Database), außerdem enthält die Ökobilanz-Datenbank GaBi

neben ökologischen Daten solche zu sozialen Aspekten. Wichtig ist das Prüfen der Glaubhaftigkeit der verwendeten Datenquellen. Mit der sog. Triangulation werden verschiedene Methoden und Datenquellen kombiniert, um subjektive Elemente besser identifizieren zu können.

Stärken und Schwächen:

- Identifikation gesellschaftlicher Problemfelder, insbesondere unbekannter Hotspots, für Stakeholdergruppen und beteiligte Unternehmen (nicht nur für die Arbeiter eines Unternehmens). Aufzeigen von sozialen Missständen und Entwicklungschancen, Eröffnung von Handlungsoptionen und Verhinderung bloßer Problemverlagerungen zwischen Lebenswegabschnitten und Prozessen.
- Weiterer Forschungsbedarf auf methodischer und praktischer Ebene besteht v.a. bei der:
 - Identifikation und Beschreibung der Schlüsselprozesse und -akteure in der Wertschöpfungskette
 - umfassenden Integration der Nutzungsphase und Verbrauchersicht in die Bewertung
 - Übersetzung von sozialen und sozio-ökonomischen Kriterien und Eigenschaften in Wirkungskategorien
 - Entwicklung und Auswahl valider Indikatoren mit lokaler und zeitlicher Gültigkeit, die einen Vergleich möglichst aller sozialer Aspekte trotz lokaler kultureller Unterschiede ermöglichen
 - Entwicklung von Kriterien des Produktnutzens, von Schutzzielen, Ergebnisformaten, Bewertungssystemen, Prüfverfahren, Kommunikationsinstrumenten
 - Wahl zwischen und dem Umgang mit qualitativen und quantitativen Informationen bzw. Indikatoren und ihre Verknüpfung mit der funktionellen Einheit des Produktsystems (u.a. der Bezug von Daten auf Organisationsebene zum Verhalten eines Unternehmens auf Prozesseinheiten)
 - Sammlung von generischen und standortspezifischen Daten mit hoher regionaler Auflösung
 - Harmonisierung mit LCA und LCC (Systemgrenzen, funktionelle Einheit usw.) im Hinblick auf die Durchführbarkeit eines Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA)
 - angemessenen Beteiligung von Anspruchsgruppen
- Ein Transfer von Ergebnissen auf andere Raumeinheiten oder Betrachtungsgegenstände ist aufgrund kontextspezifischer Eigenheiten nicht ohne Weiteres möglich.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- Benoît/Bernard (2009): Guidelines for social life cycle assessment of products.
- Benoît et al. (2013): Methodological Sheets of Sub-categories for a Social Life Cycle Assessment.
- www.unrisd.org/, Website United Nations Research Institute for Social Development
- <https://nexus.openlca.org/dataprovider/151>, Datenbanken

Anwendungsbeispiel:

Bewertung der sozialen Folgen von Holzprodukten für eine Bioökonomie-Region in Deutschland mit RESPONSA (REgional SPecific cONtextualised Social Life Cycle Assessment).

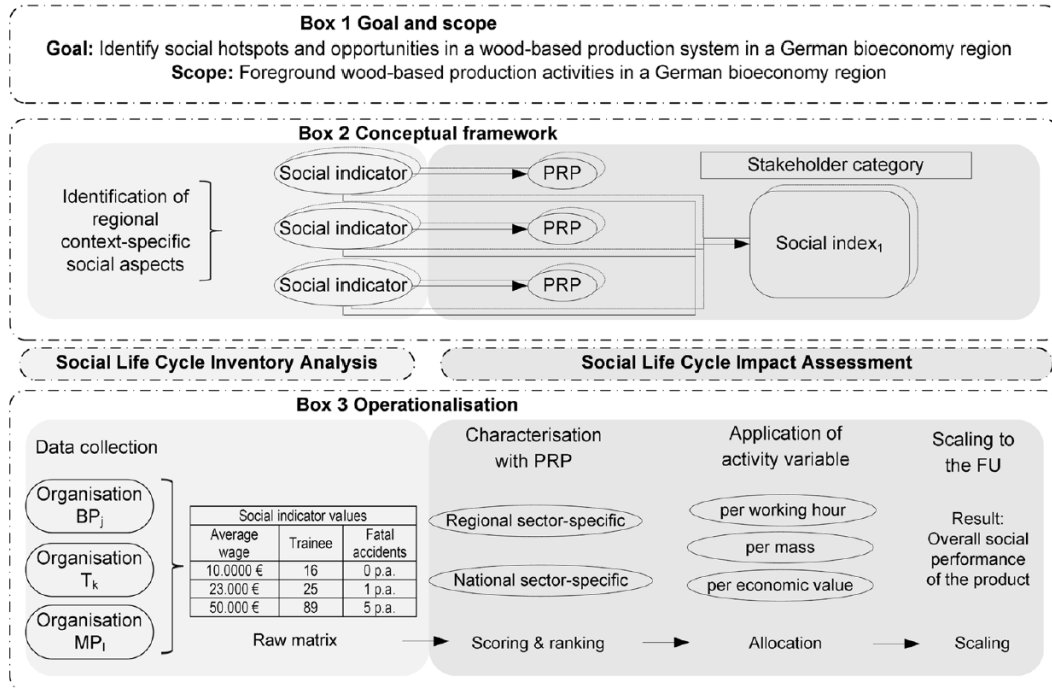


Abbildung 75: Methodik zur Bewertung der sozialen Effekte von Holzprodukten, Quelle: (Siebert et al. 2016)

In den betrachteten Lebenszyklusphasen (Biomasseerzeugung, Transport, Materialproduktion) wirkt sich das Verhalten der beteiligten Organisationen in unterschiedlicher Weise auf die Gesellschaft, die lokale Gemeinde und Arbeitnehmer aus. Die Entwicklung von standort- und branchenspezifischen sozialen Indikatoren beruht auf nationalen und regionalen Nachhaltigkeitsstandards sowie nationalen Zertifizierungsstandards, Fallstudien und Stakeholder-Interviews. Unter Verwendung von Performance Reference Points und Aktivitätsvariablen können dimensionslose numerische Werte äquivalent zu einer funktionellen Einheit erzeugt werden.

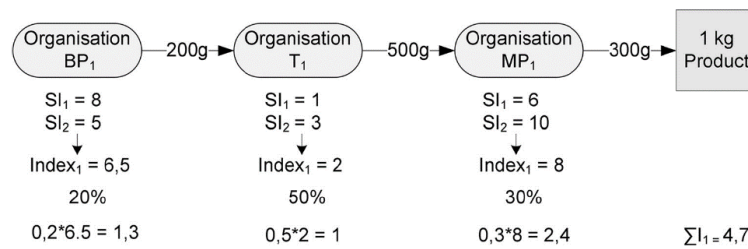


Abbildung 76: Bildung eines Referenzwerts über die Berechnung des Anteils eines Produkts einer Organisation am Endprodukt und Zusammenführung der relativen sozialen Leistung (SI) in Indizes (I), Quelle: (Siebert et al. 2016)

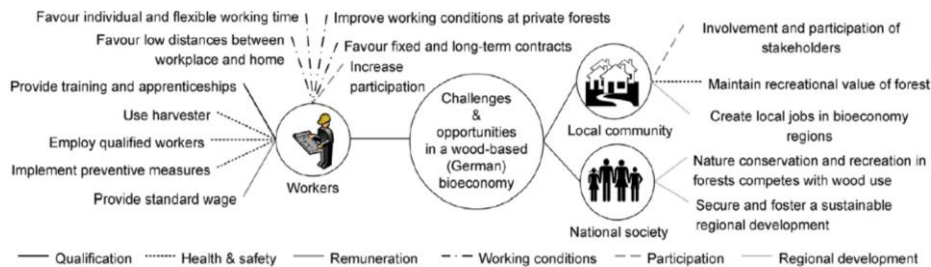


Abbildung 77: Ergebnisse der Stakeholder-Interviews, Quelle: (Siebert et al. 2017)

Analyse der sozialen Folgen der Stromerzeugung mit einem solarthermischen Kraftwerk in Spanien: Für die Charakterisierung wurde ein sozialer Performance-Indikator basierend auf PRP (auf Basis von spanischen Sozialstandards), einer Aktivitätsvariable (Anzahl der Arbeitsstunden je Aktivität je Lebenswegabschnitt) und einer numerischen Skala mit positiven und negativen Werten (Spannweite von -2 bis +2) entwickelt. Der ermittelte Performance-Indikator von +0,42 zeigt, dass der Einsatz des Solarkraftwerks die Wohlfahrt insgesamt steigert.

	Weighting			Total
	C	O&M	D	
Work hours per phase	394,357	1,440,256	82,261	1,916,874
Weighting factors	0.21	0.75	0.04	1
Labor rights and decent work	0.04	0.12	0.00	0.17
Health and safety	0.05	0.19	0.01	0.25
Cultural and natural heritage	0.00	0.00	0.00	0.00
Fairness of relationships	0.06	0.21	0.01	0.29
Socioeconomic sustainability	0.24	1.03	0.05	1.38
Total	0.08	0.31	0.02	0.42

Abbildung 78: Arbeitsstunden, Gewichtungsfaktoren und gewichtete Ergebnisse für jede Wirkungskategorie und Lebensphase; C=Konstruktion, O&M=Betrieb und Wartung; D=Demontage, fettgedruckte Werte bedeuten gewichtete Gesamtergebnisse, die Zuordnung der Gewichtungsfaktoren erfolgte nach der jeweiligen Arbeitsintensität, Quelle: (Corona et al. 2017)

Abbildung 79 gibt soziale und ethische Effekte der Verwendung recycelter, minderwertiger Aluminium-Knetlegierungen in Strukturbauteilen der Automobilindustrie wieder. Die Ergebnisse können genutzt werden, um verschiedene Gestaltungsalternativen (und Wertschöpfungsakteure) miteinander zu vergleichen oder Risikovermeidungspotentiale zu erschließen.

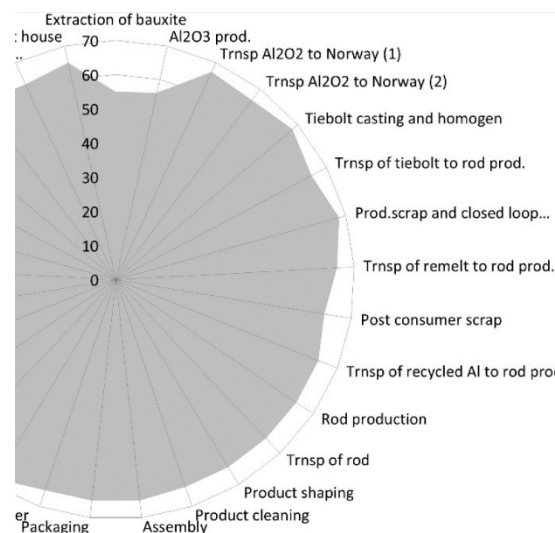


Abbildung 79: Ausschnitt: aggregierte soziale Effekte am Fallbeispiel „front lower control arm“ über alle Lebenszyklusphasen, Quelle: (Aschehoug et al. 2016)

Monetarisierung der externen sozio-ökonomischen Belastung der Arbeitnehmer in der Textilindustrie: Die sozio-ökonomischen Kosten geben die negativen sozialen Auswirkungen im Sinne von Umweltvermeidungskosten wieder. Anhand von PRP werden die Maßnahmen bewertet, die zur Reduzierung und Vermeidung von negativen sozialen Auswirkungen beitragen.

Indicator	Case 1 (W) T-shirt (€/T-shirt)	Case 2 (A) T-shirt (€/T-shirt)	Case 3 (ABP) T-shirt (€/T-shirt)
Eco-costs total	0.59	0.74	0.67
S-eco-costs total	0.05	1.46	0.33

Abbildung 80: Ökologische und sozio-ökonomische Kosten für ein T-Shirt "cradle-to-gate" [€/Stück] für die Standorte USA-Europa (W), Indien-Bangladesch (A), China/Indien-Bangladesch (ABP), Quelle: (Bork et al. 2015)

Literaturverzeichnis

- Aschehoug, Silje Helene; Schulte, Kjersti Øverbø; Bjørnbet, Marit Moe (2016): Management of Social and Ethical Impacts from the Product Life Cycle of High End Wrought Aluminium Products. In: *Procedia CIRP* 57, S. 734-739.
- Benoît, Catherine; Mazijn, Bernard (Hg.) (2009): Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products. Social and socio-economic LCA guidelines complementing environmental LCA and Life Cycle Costing, contributing to the full assessment of goods and services within the context of sustainable development.
- Benoît, Catherine; Norris, Gregory A.; Traverso, Marzia; Valdivia, Sonia; Vickery-Niederman, Gina; Franze, Juliane et al. (2013): The Methodological Sheets of Sub-categories for a Social Life Cycle Assessment (S-LCA).
- Benoît, Catherine; Parent, Julie; Kuenzi, Isabelle; Revéret, Jean-Pierre: Developing a Methodology for Social Life Cycle Assessment. North American tomato's CSR case. 3rd International Conference. Zürich, 27-28.08.2007.
- Bork, Carlos Alberto Shuch; Junior, Durval João De Barba; Gomes, Jefferson de Oliveira (2015): Social Life Cycle Assessment of three Companies of the Furniture Sector. In: *Procedia CIRP* 29, S. 150-155.
- Chhipi-Shrestha, Gyan Kumar; Hewage, Kasun; Sadiq, Rehan (2015): 'Socializing' sustainability. A critical review on current development status of social life cycle impact assessment method. In: *Clean Techn Environ Policy* 17 (3), S. 579-596.
- Ciroth, Andreas; Franze, Juliane (2015): Social LCA. In: Martin Kaltschmitt und Liselotte Schebek (Hg.): *Umweltbewertung für Ingenieure*. Berlin, Heidelberg, S. 249-260.
- Corona, Blanca; Bozhilova-Kisheva, Kossara P.; Olsen, Stig I.; San Miguel, Guillermo (2017): Social Life Cycle Assessment of a Concentrated Solar Power Plant in Spain. A Methodological Proposal. In: *Journal of Industrial Ecology* 0 (0), S. 1-12.
- Dreyer, Louise; Hauschild, Michael; Schierbeck, Jens (2006): A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment (10 pp). In: *Int J Life Cycle Assessment* 11 (2), S. 88-97.
- Fava, James; Consoli, Frank; Denson, Richard; Dickson, Kenneth; Mohin, Tim; Vigon, Bruce (1993). A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment. Workshop Report, Society for Environmental Toxicology and Chemistry and SETAC Foundation for Environmental Education, Pensacola.
- Finkbeiner, Matthias; Schau, Erwin M.; Lehmann, Annekatriin; Traverso, Marzia (2010): Towards Life Cycle Sustainability Assessment. In: *Sustainability* 2 (10), S. 3309-3322.
- Grießhammer, Rainer; Buchert, Matthias; Gensch Carl-Otto; Hochfeld Christian; Manhart, Andreas; Rüdener, Ina (2007): PROSA - Product Sustainability Assessment.
- Henke, S.; Theuvsen, L.: Entwicklung einer Methode zur Durchführung eines Social Life Cycle Assessments.
- Hunkeler, David (2006): Societal LCA Methodology and Case Study (12 pp). In: *Int J Life Cycle Assessment* 11 (6), S. 371-382.
- Joint Research Center (JRC) (2015): Social Life Cycle Assessment. State of the art and challenges for supporting product policies.

Jørgensen, Andreas; Le Bocq, Agathe; Nazarkina, Liudmila; Hauschild, Michael (2008): Methodologies for social life cycle assessment. In: *Int J Life Cycle Assess* 13 (2), S. 96-103.

Karlewski, Hannah (2016): *Social Life Cycle Assessment in der Automobilindustrie*. Berlin.

Kloepffer, Walter (2008): Life cycle sustainability assessment of products. In: *Int J Life Cycle Assess* 13 (2), S. 89-95.

Norris, Gregory A. (2006): Social Impacts in Product Life Cycles - Towards Life Cycle Attribute Assessment. In: *Int J Life Cycle Assessment* 11 (S1), S. 97-104.

O'Brien, Martin; Doig, Alison; Clift, Roland (1996): Social and environmental life cycle assessment (SELCA). In: *Int. J. LCA* 1 (4), S. 231-237.

Öko-Institut (1987): *Produktlinienanalyse. Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen*. Köln.

Parent, Julie; Cucuzzella, Carmela; Revéret, Jean-Pierre (2013): Revisiting the role of LCA and SLCA in the transition towards sustainable production and consumption. In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (9), S. 1642-1652.

Sala, Serenella; Farioli, Francesca; Zamagni, Alessandra (2013): Life cycle sustainability assessment in the context of sustainability science progress (part 2). In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (9), S. 1686-1697.

Siebert, A.; Bezama, A.; O'Keeffe, S.; Thrän, D. (2017): Social life cycle assessment indices and indicators to monitor the social implications of wood-based products. In: *Journal of Cleaner Production*, S. 1-11.

Siebert, Anke; Bezama, Alberto; O'Keeffe, Sinéad; Thrän, Daniela (2016): Social life cycle assessment. In pursuit of a framework for assessing wood-based products from bioeconomy regions in Germany. In: *Int J Life Cycle Assess* 15 (2), S. 156-168.

Tukker, Arnold; Bennett, Martin; Burritt, Roger L.; Jasch, Christine; Schaltegger, Stefan (Hg.) (2009): *Environmental Management Accounting for Cleaner Production*. Dordrecht.

Valdivia, Sonia; Ugaya, Cassia M. L.; Hildenbrand, Jutta; Traverso, Marzia; Mazijn, Bernard; Sonnemann, Guido (2013): A UNEP/SETAC approach towards a life cycle sustainability assessment-our contribution to Rio+20. In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (9), S. 1673-1685.

Valdivia, Sonia; Ugaya, Cassia M. L.; Sonnemann, Guido; Hildenbrand, Jutta (2011): *Towards a Life Cycle Sustainability Assessment. Making informed choices on products*.

Weidema, Bo P. (2006): The Integration of Economic and Social Aspects in Life Cycle Impact Assessment. In: *Int J Life Cycle Assessment* 11 (S1), S. 89-96.

Zamagni, Alessandra (2012): Life cycle sustainability assessment. In: *Int J Life Cycle Assess* 17 (4), S. 373-376.

Zamagni, Alessandra; Pesonen, Hanna-Leena; Swarr, Thomas (2013): From LCA to Life Cycle Sustainability Assessment. Concept, practice and future directions. In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (9), S. 1637-1641.

Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA), lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung von Produkten

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Ganzheitlicher Bewertungsansatz zur Ermittlung der ökologischen, sozialen und ökonomischen Auswirkungen eines Produkts über dessen Lebensweg

Methodik:

Generell können zwei Richtungen in der Nachhaltigkeitsbewertung von Produkten unterschieden werden: die Bewertung in Tradition des ökonomischen Rechnungswesens (vgl. Environmental (Management) Accounting, EMA) sowie die lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung (Life Cycle Sustainability Assessment, LCSA). Während die klassischen Bilanzierungsmethoden auf Organisationsebene Anwendung finden und sich für gewöhnlich auf die Herstellersicht beschränken, folgt das LCSA dem Lebenszyklusansatz der Ökobilanz und bezieht die gesamte Wertschöpfungskette einschließlich der darin involvierten Akteure in die Untersuchung mit ein. Unter LCSA ist die Zusammenführung der drei eigenständigen Methoden Ökobilanz (LCA), Lebenszykluskostenrechnung (LCC) und produktbezogenen Sozialbilanz (sLCA) unter Berücksichtigung der Prinzipien und Grundsätze der Ökobilanz nach ISO 14040/14044 zu verstehen. Gemäß dem Ansatz $LCSA = LCA + LCC + sLCA$ fußt die Durchführung auf drei getrennten Bilanzen mit möglichst konsistenten Systemgrenzen und einer gemeinsamen funktionellen Einheit, die den Nutzen des Produktsystems wiedergibt. Die ebenfalls existierende Life Cycle Sustainability Analysis (LCSA) weist zwar Gemeinsamkeiten auf, folgt jedoch einer anderen konzeptionellen Struktur und anderen Modellierungsprinzipien.

Dimensionen:

Berücksichtigung aller drei Dimensionen der Nachhaltigkeit.

Anwendungsmöglichkeiten:

- Überblick über die vielfältigen Auswirkungen von Produktion und Konsum (Vor- und Nachteile von Produkten, Zielkonflikte zwischen den drei Dimensionen/Lebenszyklusphasen/Einzelwirkungen)
- Z.B. zur Sensibilisierung von Entscheidungsträgern, Bewusstseinsbildung, Verbraucherinformation, Förderung nachhaltiger Produkte bzw. der Unternehmen, die solche produzieren
- Übernahme des „Life Cycle Thinking“ in Entscheidungsprozesse in Politik, Industrie und Gesellschaft (im Hinblick auf Produkt- und Prozessentwicklungen, dem Einsatz von Ressourcen/Finanzmitteln/Technologien, der Ausgestaltung politischer Maßnahmen usw.) zur Priorisierung von Aktivitäten und Unterstützung von Handlungen in Richtung Green Economy und nachhaltige Entwicklung bzw. Ansatzpunkt von Managementstrategien (vgl. Life Cycle Management, LCM) zur Integration von Nachhaltigkeitsaspekten in die Wertschöpfungskette

Rückblick:

Die Ökobilanz findet seit ihren Anfängen in den 70ern in verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen Anwendung, vorrangig in den Umwelt- und Ingenieurwissenschaften und im Energiebereich, aber auch in sozialwissenschaftlichen Studien. Zu den ersten Vorschlägen bzgl. einer Erweiterung der Ökobilanz um weitere Dimensionen gehören die Produktlinienanalyse des Öko-Instituts aus dem Jahr 1987 sowie der Beitrag von Martin O'Brien et al. zum Social and Environmental Life Cycle Assessment (SELCA) von 1996; zudem veröffentlichten Karin Andersson et al. 1998 eine entsprechende Machbarkeitsstudie zur Einbeziehung von Nachhaltigkeitsaspekten bei der Produktentwicklung. Besonders seit der Jahrtausendwende nehmen die Anzahl wissenschaftlicher Veröffentlichungen zur Nachhaltigkeitsbewertung sowie die Aktivitäten zwischenstaatlicher Organisationen, die auf eine Stärkung der Nachhaltigkeit auf allen Ebenen und in allen Bereichen hinarbeiten, zu (zu nennen sind hier v.a. die Arbeiten des UN Global Compact, die OECD-Leitsätze für multinationale Unternehmen, die Berichterstattungsstandards der Global Reporting Initiative (GRI), der Leitfaden zur gesellschaftlichen Verantwortung ISO 26000). Zeitgleich fanden erste Standardisierungsbemühungen und Fallstudien zur Weiterentwicklung der produktbezogenen Sozialbilanz (sLCA) statt. Das heutige Verständnis von LCSA als Summe aus LCA, LCC und sLCA geht auf Walter Klöpffer (2007) zusammen mit Matthias Finkbeiner (2010) zurück. 2011 veröffentlichte die Life-Cycle Initiative von UNEP/SETAC den darauf beruhenden Leitfaden „Towards a Life Cycle Sustainability Assessment“ als Beitrag zur Konferenz der Vereinten Nationen über Nachhaltige Entwicklung (Rio +20). Seither erfolgte die Entwicklung von weiteren Instrumenten zur Unterstützung der praktischen Anwendung der Methode und Kommunikation der Ergebnisse (z.B. Life Cycle Sustainability Dashboard, LCSD nach Traverso/Finkbeiner, 2009; Life Cycle Sustainability Triangle, LCST nach Finkbeiner et al., 2010; Sustainability SWOT nach Pesonen/Horn, 2013) sowie andauernde Bemühungen zur Weiterentwicklung und Vereinheitlichung eines integrativen Nachhaltigkeitsbewertungsansatzes.

Betrachtungsbereich:

Betrachtung ökologischer, ökonomischer und sozialer Kriterien im Lebensweg eines Produkts („cradle to grave“)

Beschreibung und Ausführung:

In Übereinstimmung mit dem Drei-Säulen-Modell der Nachhaltigkeit gelten Produkte allgemein als nachhaltig, wenn sie (1) strengen Umweltstandards entsprechen, (2) über den Lebenszyklus günstiger sind als konventionelle Produkte gleicher Funktion und (3) keine Verletzungen von Menschen- und Arbeitsrechten bewirken. Dies beinhaltet neben der Bewertung der Kosten und Nutzen aus Herstellersicht die Berücksichtigung der externen Effekte von Produktion und Konsum, d.h. der Kosten und Nutzen, die nicht beim Verursacher, sondern bei Außenstehenden anfallen (z.B. Auswirkungen auf das menschliche Wohlbefinden, die Biodiversität, Ernteerträge). Während für die Bewertung der Umweltwirkungen von Produkten mit der Ökobilanz nach ISO 14040/14044 eine international standardisierte Methode existiert, ist dies für die ökonomische und soziale Bewertung nicht der Fall:

- Die Lebenszykluskostenrechnung (LCC) bildet das ökonomische Pendant zur Ökobilanz. Die Lebenszykluskosten beinhalten die Gesamtkosten eines Produktsystems, die über eine definierte Lebensdauer anfallen, einschließlich der Kosten in der Nutzungsphase und am Lebensende. Ursprünglich wurde die Methode zur Berechnung von Kosten und -vorteilen aus Hersteller- bzw. Kundensicht bei Großinvestitionen im öffentlichen Beschaffungswesen eingesetzt, die gesamtgesellschaftliche Ebene blieb dabei unberücksichtigt. Eine Anwendung im Rahmen des LCSA setzt eine Erweiterung der Perspektive und Berücksichtigung zusätzlicher Kosten-

größen voraus, wobei Widersprüche zwischen individuellen Zielen wie Kostenminimierung und gesellschaftlichen Zielen wie die Maximierung der Wertschöpfung zu lösen sind und Indikatoren gefunden werden müssen, die eine Betrachtung langfristiger wirtschaftlicher Probleme sowie den Einbezug von weiteren Kenngrößen etwa zu nutzungsunabhängige Werten ermöglichen. In der Wissenschaftsgemeinde wird dahingehend der Einsatz des sog. environmental LCC (eLCC) als Variante der konventionellen LCC diskutiert.

- Die produktbezogene Sozialbilanz (sLCA) zielt auf die Bewertung der Auswirkungen einer Organisation, eines Produkts oder Prozesses auf die Gesellschaft, d.h. Akteure auf lokaler, nationaler und globaler Ebene ab. Die Methode befindet sich in einem vergleichsweise frühen Stadium der Entwicklung, insbesondere die Bildung und Auswahl geeigneter Indikatoren angesichts von Enitäten wie Gleichheit, Gerechtigkeit, Schutz der Gesundheit usw. und ihr Bezug auf eine funktionelle Einheit bereitet Schwierigkeiten bei der Anwendung der Methode und Interpretation der Ergebnisse, erschwerend kommt die eingeschränkte Verfügbarkeit von Daten mit hoher regionaler Auflösung hinzu.

Es bestehen prinzipiell mehrere Möglichkeiten, wie LCC und sLCA mit der Ökobilanz zum LCSA kombiniert werden können. Allgemein gebräuchlich ist der Ansatz $LCSA = LCA + LCC + sLCA$, wonach unter Verwendung konsistenter, idealerweise übereinstimmender Systemgrenzen eine separate Ermittlung der drei Bilanzen auf Basis einer gemeinsamen funktionellen Einheit vorgenommen wird. Auf diese Weise können die Vor- und Nachteile eines Produkts dimensionen- und phasenbezogen ausgewiesen werden. Am Ende liegen nach Dimensionen getrennte Ergebnisse vor.

Der Leitfaden von UNEP/SETAC beschreibt die Anwendung der einzelnen Methoden sowie ihre Zusammenführung zum LCSA. Analog zur Ökobilanz bilden die erste und letzte Phase den Rahmen der Analyse, während die anderen beiden Informationen über das Produktsystem bereitstellen. Die einzelnen Schritte bauen aufeinander auf und sind iterativ angelegt:



Abbildung 81: Vorgehensweise bei der Erstellung der drei Bilanzarten, Quelle: (Valdivia et al. 2011)

1. Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen. Auch wenn den drei Methoden unterschiedliche Zielvorstellungen zugrunde liegen, ist die Formulierung eines gemeinsamen Untersuchungsziels und -rahmens sowie der Zielgruppe nötig. Eine funktionelle Einheit ist festzulegen, die sowohl technische (z.B. Qualität, Funktionalität) als auch gesellschaftliche Nutzenaspekte (z.B. Bequemlichkeit, Prestige) berücksichtigen sollte. Zur Eingrenzung der Analyse müssen Abschneidekriterien definiert werden, die sich je nach Methode unterscheiden können (Massenströme, Arbeitsstunden/-kosten usw.). Es sollten alle Prozesse in die Betrachtung einbezogen werden, die für eine oder mehr Dimensionen relevant sind und Auslassungen erörtert werden. Zur Identifikation von Zielkonflikten und Vermeidung von Doppelzählungen werden Wirkungskategorien für jede Methode bestimmt, die die ökologischen, ökonomischen und sozialen Wirkungen im Zusammenhang mit einem Produkt, auch im Hinblick auf intergenerationale und lokale Wirkungen sowie potentielle Zielkonflikte, angemessen wiedergeben. Im Fall von Kuppelproduktion sind Allokationsregeln festzulegen, die eine Zuteilung von quantitativen Daten nach physischen oder monetären Größen ermöglichen. Bei der Durchführung des LCC ermöglicht die Aufstellung einer Kostenstruktur (sog. Cost Breakdown Structure, CBS) eine konsistente Datenerfassung über die gesamte Lebensdauer. Außerdem muss ein Diskontierungssatz zur Berechnung des Kapitalwerts gewählt werden. Durch eine Abzinsung auf den Beginn der Investition werden Zahlungen vergleichbar gemacht, die zu beliebigen Zeitpunkten anfallen können. Da kein Konsens über die Kriterien bestehen, nach denen der Abzinsungsfak-

tor zu bestimmen ist, werden im Leitfaden Sensitivitätsanalysen für unterschiedliche Diskontierungszinssätze empfohlen. Die Wirkungsabschätzung im sLCA erfolgt anhand sog. Subkategorien, die sich aus Anspruchsgruppen (Mitarbeiterschaft, lokale Gemeinschaft, Gesellschaft (national/global) usw.) und Wirkungskategorien (Menschenrechte, Arbeitsbedingungen, Sicherheit und Gesundheit usw.) zusammensetzen. Diese werden in einem Konsultationsprozess mit Anspruchsgruppen erörtert.

2. Sachbilanz (Life Cycle Sustainability Inventory, LCSi). Während in der Ökobilanz Daten auf Standort-, Anlagen- und Prozessebene erhoben werden, werden die Daten zu ökonomischen und sozialen Aspekten allgemein eher organisationsweit erfasst und berichtet; bspw. werden Daten zu Energie-, Ressourcen-, Wasserverbrauch, Emissionen bzw. Betriebsstunden, Kraftstoff-, Strom-, Rohstoffkosten, Abwassergebühren, Lohnkosten, Steuern usw. für die einzelnen Prozessmodule ermittelt, das Vorhandensein eines zertifizierten Managementsystems ist jedoch auf Organisationsebene angesiedelt. Für das „Nachhaltigkeitsinventar“ müssen Daten auf allen Ebenen (Organisations-, Standort-, Anlagen-, Prozessebene) gesammelt werden. Hierbei ist die Identifikation von Schlüsselakteuren im Produktsystem wichtig. Die Art der Daten kann quantitativ, semiquantitativ und/oder qualitativ sein. Im Allgemeinen kommen für die ökologische und ökonomische Bilanz eher quantitative, für die Sozialbilanz semi-quantitative und qualitative Indikatoren zum Einsatz. Die Aggregation der Daten über den Lebensweg gestaltet sich bei Letzteren schwieriger (z.B. Kinderarbeit: Ergebnisse als Prozentsatz der Prozesse vs. Hinweis auf Vorhandensein/Nichtvorhandensein?).

3. Wirkungsabschätzung (Life Cycle Sustainability Impact Assessment, LCSIA). Im Anschluss folgt die Zuordnung der Sachbilanzdaten zu den in Absprache mit den Anspruchsgruppen ausgewählten Wirkungskategorien. Die Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz erfolgt über generische Ansätze (nach CML, EDIP, Ecoindicator 95 usw.). Die quantifizierten Stoff- und Energieströme werden gemäß den Ursache-Wirkungs-Mechanismen in der Umwelt als negative Auswirkungen auf Wirkungs- oder Schadenskategorien bezogen, sodass spezifische Charakterisierungsfaktoren gebildet werden können. Es findet im Vergleich zu LCC und sLCA keine räumliche Differenzierung der Wirkungen statt. Beim sLCA erfolgt die Wirkungsabschätzung nach UNEP/SETAC (2009) anhand von 31 Subkategorien. Die Wirkungsabschätzung im LCC beinhaltet lediglich die Kategorisierung der Kosten und Nutzen in Geldeinheiten, wobei auch Externalitäten berücksichtigt werden können (z.B. die Anzahl von Krankentagen infolge schlechter Arbeitsbedingungen). SLCA und LCC ermöglichen im Gegensatz zur Ökobilanz auch die Berücksichtigung von positiven Effekten. Da nicht für alle Wirkungskategorien Charakterisierungsmodelle zur Verfügung stehen, ist es nicht möglich alle Inventardaten in gemeinsame Einheiten zu überführen oder innerhalb der Wirkungskategorien zu aggregieren. Auch wenn die Aggregation und Gewichtung der Daten optionale Bestandteile der Ökobilanz sind, wird eine Normierung innerhalb und zwischen den Dimensionen nicht empfohlen. Dies lässt der aktuelle Entwicklungsstand der Methodik noch nicht zu. Außerdem werden mit jeder der Bilanzen eigene Ziele verfolgt. Insofern möglich sollte eine gemeinsame Wirkungsabschätzung auf Basis der einzelnen Methoden durchgeführt werden.

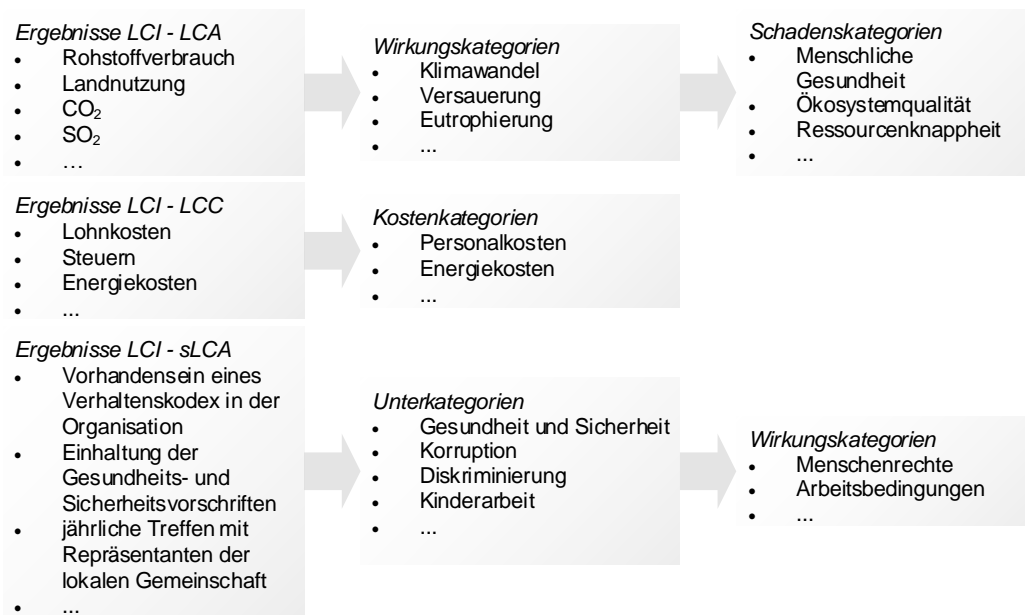


Abbildung 82: Beispiel Ergebnis der Wirkungsabschätzung, Quelle: (Valdivia et al. 2011)

4. Auswertung. Die Auswertung der Informationen und Ableitung von Schlussfolgerungen, Empfehlungen und Entscheidungshilfen erfolgt in Übereinstimmung mit dem definierten Untersuchungsziel. Das übergeordnete Ziel einer LCSA besteht in einer integrativen Bewertung eines Produkts, einschließlich seiner Vor- und Nachteile. Die Ergebnisse sollten bspw. Abwägungen zulassen zwischen wirtschaftlichen Vorteilen und ökologischen oder sozialen Nachteilen, Aussagen zu besonders kritischen Wirkungen und Lebenswegabschnitten sowie die Leistungen umweltfreundlicher und sozialverträglicher Produkte angemessen darstellen. In die Ergebnisauswertung gehen die gewonnenen (semi-)quantitativen und qualitativen Informationen aus den drei Methoden ein. Bei der Ableitung von Empfehlungen müssen die Anliegen mehrerer Anspruchsgruppen mit unterschiedlichen, möglicherweise divergierenden Zielen, Berücksichtigung finden. Die Qualität der Daten und Ergebnisse sollten kritisch geprüft werden (Analyse der Datenqualität, Konsistenz-, Sensitivitäts-, Vollständigkeitsprüfung). Während die Robustheit quantitativer Ergebnisse mit statistischen Methoden dargestellt werden kann, sollten bei der Aufbereitung qualitativer Daten im Rahmen der Sozialbilanz die Empfehlungen von UNEP/SETAC (2009) befolgt werden. Außerdem sollte eine Schwerpunktanalyse zur Bestimmung der Parameter, die den größten Beitrag zu einem Indikatorwert liefern, für jede der drei Methoden stattfinden. Neben den vollzogenen Prüfverfahren müssen weitere Aspekte wie der betrachtete Zeithorizont oder die Beteiligung von Anspruchsgruppen erörtert werden.

Die Life Cycle Sustainability Analysis ist im Vergleich zum Life Cycle Sustainability Assessment weniger als Bewertungsmethode, denn als Ordnungsrahmen zu verstehen, der eine Strukturierung, Auswahl und Anwendung von disziplinären Ansätzen und Modellen auf unterschiedliche Nachhaltigkeitsfragen hin ermöglicht. Es erfolgt eine separate Modellierung der drei Nachhaltigkeitsdimensionen und Zusammenfassung der Ergebnisse in einer Entscheidungsanalyse unter Vernachlässigung der Wechselwirkungen zwischen den Säulen. Beide LCSA-Ansätze weisen Unterschiede und Gemeinsamkeiten auf, die eine jeweilige Verbesserung befruchten können.

Berichterstattung:

Es existieren keine allgemeinen Berichtspflichten oder Berichterstattungsstandards.

Datenverfügbarkeit:

Die Datenverfügbarkeit ist ein besonders kritischer Punkt in der Analyse. Daten für LCA und LCC können zumeist von Unternehmen und Organisationen bezogen oder aus öffentlichen Statistiken oder Datenbanken entnommen werden. Neben generischen Datensätzen (durchschnittlichen nationalen/regionalen Daten) sollten standortspezifische Daten erhoben werden, was sich, insbesondere in Entwicklungsländern und für kleine und mittlere Unternehmen, schwierig gestaltet. Zudem ist die Sammlung von objektiven Daten zu sozialen Aspekten mit ausreichender regionaler Auflösung (z.B. Mitarbeiterzahl, Löhne, Unfälle, Kinderarbeit, Arbeitsstunden, Geschlecht der Mitarbeiter) problematisch.

Stärken und Schwächen:

- +Mit der Ökobilanz liegt eine standardisierte und transparente Methode zur Ermittlung von belastbaren Aussagen zu Umweltwirkungen vor. Die Übernahme der Prinzipien und Grundsätze von ISO 14040/14044 für das LCSA beugt bloßen Verlagerungen (zwischen Lebenswegabschnitten/Dimensionen/Ländern/in die Zukunft) von unerwünschten Effekten vor.
- +Zu den Vorteilen der Kombination von LCA, LCC und sLCA zählen Kosteneinsparungen aufgrund der simultanen Datenerfassung, die Minderung des Risikos von Doppelzählungen, die Herstellung von Vergleichbarkeit durch den Bezug auf dieselbe funktionelle Einheit sowie die Steigerung der Motivation für nachhaltiges Handeln seitens der involvierten Akteure.
- Mit der Erstellung von drei separaten Bilanzen folgt das LCSA einer reduktionistischen Logik. Eine Beschreibung des Gesamtsystems kann jedoch nicht anhand der einzelnen Systemelemente und ihrer Eigenschaften vorgenommen werden, da auf diese Weise die Mechanismen und Beziehungen innerhalb des Systems unberücksichtigt bleiben.
- Methodische Schwierigkeiten ergeben sich v.a. in Bezug auf die Quantifizierung der Wirkungen und ihre sinnvolle Verknüpfung mit einer funktionellen Einheit bzw. der Interpretation der Resultate, zumal einige Indikatoren eine hohe Varianz auf der lokalen Ebene aufweisen. Weiterer Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der (1) Identifikation relevanter Prozessketten, (2) Bewertung von Zielkonflikten innerhalb und zwischen den Dimensionen, (3) Bereitstellung eines kohärenten Sets an Wirkungsindikatoren, (4) Aggregation von unterschiedlichen Datentypen, (5) Interpretation der Ergebnisse und Entwicklung eines geeigneten Ergebnisformats sowie von Standards zur Kommunikation und Verbreitung der Ergebnisse, (6) Operationalisierung normativer Aspekte, (7) Definition des Produktnutzens, von Allokations- und Abschneidekriterien, (8) Entwicklung von Anwendungshilfen (Softwareprogramme, Datenbanken) sowie (9) Implementierung von Fallstudien.

Normen und Standards/Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- ISO 14040:2006/14044:2006, Ökobilanz
- Swarr et al. (2011): Environmental life-cycle costing. A code of practice.
- Benoît/Bernard (2009): Guidelines for social life cycle assessment of products.
- Valdivia et al. (2011): Towards a Life Cycle Sustainability Assessment.
- Buchreihe „LCA Compendium - The Complete World of Life Cycle Assessment“ hg. v. Klöpffer et al.
- www.lifecycleinitiative.org/starting-life-cycle-thinking/life-cycle-approaches/life-cycle-sustainability-assessment/, Website der Life Cycle Initiative von UNEP/SETAC

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Implementierung der Methodik am Beispiel der Marmorindustrie als wichtiger Wirtschaftsbereich der Region Sizilien anhand des Marmors "Perlato di Sicilia". Berücksichtigung der Arbeitsschritte Rohstoffgewinnung, Zuschnitt, Endverarbeitung einschließlich aller Transporte. Alle drei Bilanzen basieren auf den gleichen Systemgrenzen und derselben funktionellen Einheit (m³ Marmor). Die Erhebung der Daten erfolgte im gleichen Zeitraum durch Fragebögen und Umfragen in den Betrieben.

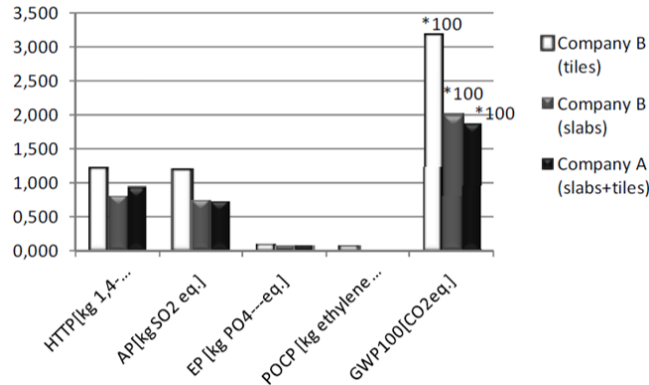


Abbildung 83: Ergebnisse Ökobilanz; HTTP=Humantoxizität, AP=Versauerungs-, EP=Eutrophierungs-, POCP=Ozonbildungs-, GWP=Treibhauspotential, Quelle: (Capitano et al. 2011)

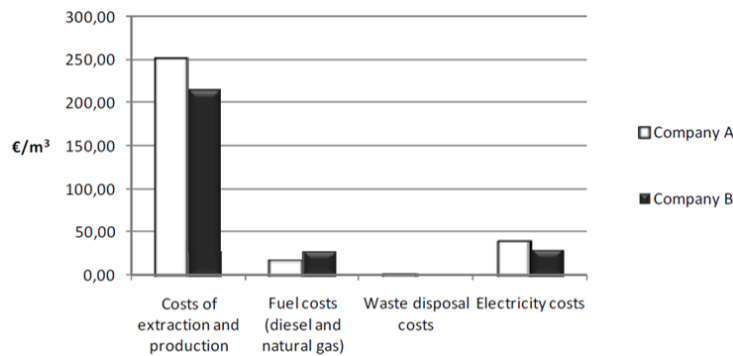


Abbildung 84: Ergebnisse Lebenszykluskostenrechnung, Quelle: (Capitano et al. 2011)

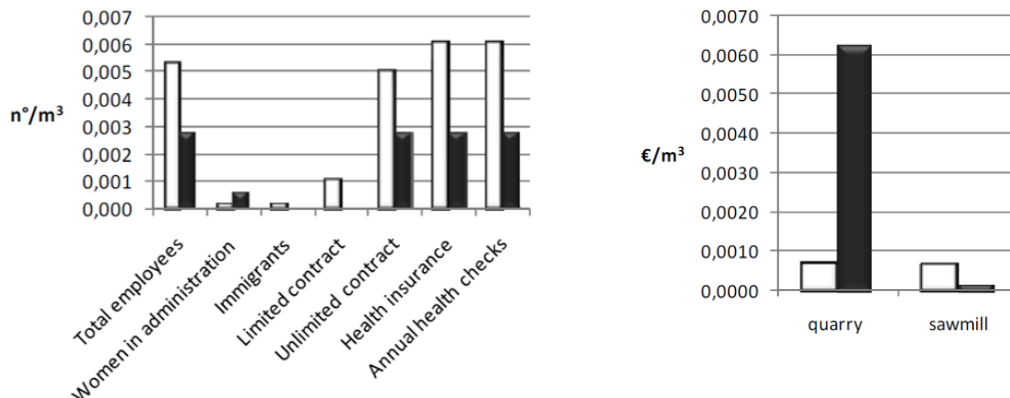


Abbildung 85: Soziale Indikatoren der Anspruchsgruppe Arbeitnehmer (links), Monatslohn der Steinbruch- und Sägewerkangestellten (rechts), Quelle: (Capitano et al. 2011)

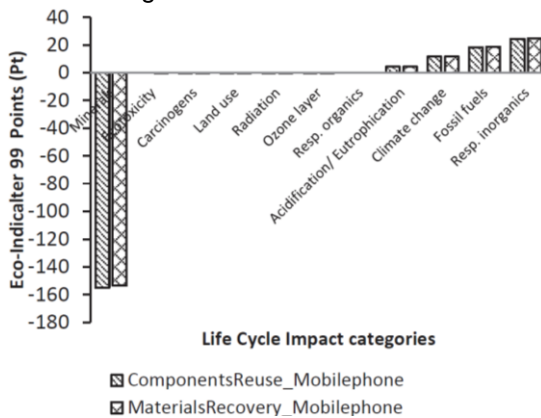
Die Ergebnisse zeigen eine bessere Umwelt- und Sozialperformance bei Unternehmen A. Dort fallen aber höhere Kosten an und der Durchschnittslohn der Arbeitnehmer ist geringer. Die Resultate geben Hinweise auf Verbesserungspotentiale und Möglichkeiten zur Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit der Unternehmen, verdeutlichen jedoch auch die Probleme der Ergebnisinterpretation.

Das Dashboard of Sustainability ist eine Anzeigetafel, auf der die Ergebnisse von LCA, LCC und sLCA einzeln bzw. unten links als aggregiertes Ergebnis aufgezeigt werden. Kritische Bereiche sind dunkelrot, durchschnittliche gelb und gute grün gekennzeichnet. Violett zeigt einen Mangel an Daten an. Der Pfeil bildet das Gesamtergebnis oder das Ergebnis eines spezifischen Einzelindikators ab.



Abbildung 86: Ergebnis LCSA am Beispiel dreier Bodenbeläge aus Naturstein, Quelle: (Finkbeiner et al. 2010)

Daneben können einzelne Wirkungsabschätzungen für jede Dimension durchgeführt und die Ergebnisse separat dargestellt werden. So in einem Fallbeispiel zur Wiederverwendung von Elektronikgeräten. Untersucht wurden die Wirkungen im Zusammenhang mit einem Smartphone für den formellen und informellen Sektor. LCA und LCC ergaben ein hohes Potential der Wiederverwendung von gebrauchten Komponenten. Die Ergebnisse der Sozialbilanz zeigten, dass im formalen Sektor weniger Arbeitsplätze geschaffen werden, aber Löhne und soziale Leistungen höher ausfallen als im informellen Sektor. Das Treffen von konkreteren Aussagen zu sozialen Wirkungen ist angesichts von Abwägungen, z.B. zwischen der Schaffung von Arbeitsplätzen und dem Eingehen von Gesundheitsrisiken, problematisch und wird daher vernachlässigt.



Life cycle cost (Yuan)	Formal Sector	Informal Sector
Cost paid to collectors	500	600
Long distance transportation cost	40	140
Treatment cost	80	150
Final value	800	1500
Added value	180	710

Abbildung 87: Ergebnisse LCA, LCC am Beispiel des LCSA eines Smartphones, Quelle: (Lu et al. 2014)

Literaturverzeichnis

- Andersson, Karin; Eide, Merete Høgaas; Lundqvist, Ulrika; Mattsson, Berit (1998): The feasibility of including sustainability in LCA for product development. In: *Journal of Cleaner Production* 6 (3-4), S. 289-298.
- Benoît, Catherine; Mazijn, Bernard (Hg.) (2009): *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products. Social and socio-economic LCA guidelines complementing environmental LCA and Life Cycle Costing, contributing to the full assessment of goods and services within the context of sustainable development.*
- Capitano, Cinzina; Traverso, Marzia; Rizzo, Gianfranco; Finkbeiner, Matthias (2011): Life Cycle Sustainability Assessment: an implementation to marble products. In: *Proceedings of the LCM 2011 Conference*. Berlin, S. 29-31.
- Finkbeiner, Matthias; Schau, Erwin M.; Lehmann, Annekatriin; Traverso, Marzia (2010): Towards Life Cycle Sustainability Assessment. In: *Sustainability* 2 (10), S. 3309-3322.
- Guinée, Jeroen B.; Heijungs, Reinout; Huppes, Gjalt; Zamagni, Alessandra; Masoni, Paolo; Buonamici, Roberto et al. (2011): Life cycle assessment: past, present, and future. In: *Environmental science & technology* 45 (1), S. 90-96.
- Hunkeler, David; Rebitzer, Gerald (2005): The Future of Life Cycle Assessment. In: *Int J Life Cycle Assessment* 10 (5), S. 305-308.
- Kloepffer, Walter (2008): Life cycle sustainability assessment of products. In: *Int J Life Cycle Assess* 13 (2), S. 89-95.
- Klöpffer, Walter (2003): Life-Cycle based methods for sustainable product development. In: *Int J LCA* 8 (3), S. 157-159.
- Lu, Bin; Li, Bo; Wang, Lihui; Yang, Jianxin; Liu, Jingru; Wang, Xi Vincent (2014): Reusability based on Life Cycle Sustainability Assessment. Case Study on WEEE. In: *Procedia CIRP* 15, S. 473-478.
- O'Brien, Martin; Doig, Alison; Clift, Roland (1996): Social and environmental life cycle assessment (SELCA). In: *Int. J. LCA* 1 (4), S. 231-237.
- Öko-Institut (1987): *Produktlinienanalyse. Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen*. Köln.
- Osorio, Leonardo Alberto Rios; Lobato, Manuel Ortiz; Del Castillo, Xavier Álvarez (2009): An epistemology for sustainability science. A proposal for the study of the health/disease phenomenon. In: *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 16 (1), S. 48-60.
- Pesonen, Hanna-Leena; Horn, Susanna (2013): Evaluating the Sustainability SWOT as a streamlined tool for life cycle sustainability assessment. In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (9), S. 1780-1792.
- Sala, Serenella; Farioli, Francesca; Zamagni, Alessandra (2013): Life cycle sustainability assessment in the context of sustainability science progress: Part 2. In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (9), S. 1686-1697.
- Sala, Serenella; Farioli, Francesca; Zamagni, Alessandra (2013): Progress in sustainability science. Lessons learnt from current methodologies for sustainability assessment: Part 1. In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (9), S. 1653-1672.

Swarr, Thomas E.; Hunkeler, David; Klöpffer, Walter; Pesonen, Hanna-Leena; Ciroth, Andreas; Brent, Alan C.; Pagan, Robert (2011): Environmental life-cycle costing. A code of practice. In: *Int J LCA* 16 (5), S. 389-391.

Traverso, Marzia; Finkbeiner, Matthias (2009): Life Cycle Sustainability Dashboard. Proceedings of the 4th International Conference on Life Cycle Management. Cape Town, South Africa, 06.09.2009.

Tukker, Arnold; Bennett, Martin; Burritt, Roger L.; Jasch, Christine; Schaltegger, Stefan (Hg.) (2009): *Environmental Management Accounting for Cleaner Production*. Dordrecht.

Valdivia, Sonia; Ugaya, Cassia M. L.; Hildenbrand, Jutta; Traverso, Marzia; Mazijn, Bernard; Sonnemann, Guido (2013): A UNEP/SETAC approach towards a life cycle sustainability assessment-our contribution to Rio+20. In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (9), S. 1673-1685.

Valdivia, Sonia; Ugaya, Cassia M. L.; Sonnemann, Guido; Hildenbrand, Jutta (2011): Towards a Life Cycle Sustainability Assessment. Making informed choices on products.

Zamagni, Alessandra (2012): Life cycle sustainability assessment. In: *Int J Life Cycle Assess* 17 (4), S. 373-376.

Zamagni, Alessandra; Pesonen, Hanna-Leena; Swarr, Thomas (2013): From LCA to Life Cycle Sustainability Assessment. Concept, practice and future directions. In: *Int J Life Cycle Assess* 18 (9), S. 1637-1641.

Ökoeffizienz-Bewertung, Eco-Efficiency-Assessment (EEA)

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Bei der Ökoeffizienz-Bewertung wird der Nutzen eines Produktsystems ins Verhältnis gesetzt zu den mit ihm verbundenen Umweltwirkungen.

Methodik:

Die Ökoeffizienz wird beschrieben durch den Quotienten aus einem spezifischen Produktsystemnutzen und den Umweltauswirkungen im Lebensweg. Mit der ISO 14045 liegt eine standardisierte Vorgehensweise für die Ökoeffizienz-Bewertung vor, die sich zu großen Teilen an den Normen 14040/14044 der Ökobilanz orientiert. Der Produktsystemnutzen wird eigens von einer Anspruchsgruppe festgelegt, er kann funktioneller, monetärer oder immaterieller Natur sein. Im Gegensatz zur Ökobilanz findet mit der Ökoeffizienz-Bewertung immer eine vergleichende Analyse von Alternativen statt (keine absolute Bewertung). Als einheitliche Bezugsgröße für die Quantifizierung der Produktsystemleistung dient eine funktionelle Einheit. Die Ergebnisse werden für gewöhnlich in Form eines Ökoeffizienz-Profiles miteinander in Beziehung gesetzt. Aufgrund ihrer Eigenschaften gehört die Methode der Reihe der Multikriterien-Analysen an. Grundsätzlich kann sie mit anderen Werkzeugen kombiniert und weitere Aspekte in die Bewertung aufgenommen werden (etwa findet eine Implementierung von sozialen Kriterien mit der SEEBALANCE® und AgBalance™ der BASF statt).

Dimensionen:

Die Ökoeffizienz-Bewertung deckt verschiedenartige Nutzen- und Umweltaspekte ab.

Anwendungsmöglichkeiten:

- Die Bewertung der Ökoeffizienz zielt darauf ab, den Ressourcenverbrauch und die Umweltbelastungen von Produkten und Dienstleistungen zu verringern und gleichzeitig ihren Wert zu steigern (z.B. über eine Reduzierung der Material- und Energieintensität, Verminderung von Schadstoffen in der Umwelt bei gleichbleibendem oder verbessertem Nutzen bzw. höherem ökonomischen Wert).
- Eingesetzt wird die Methode bei Unternehmen zur Entscheidungsfindung, bei der Gestaltung von Produkten, Prozessen und Anwendungen. Die gewonnenen Erkenntnisse zeigen Schwerpunkte, sensitive Faktoren und Zielkorridore für die strategische Planung, F&E, das Lieferkettenmanagement, Marketing usw. zur Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit und Realisierung von Produktverbesserungen.
- Grundlage für politische und gesellschaftliche Diskussionen und Entscheidungen (im Hinblick auf die Gestaltung von Gesetzesvorhaben, Weiterentwicklung von Normung und Produktstandards, technische oder institutionelle Innovationen, alternative Wirtschaftsformen usw.)
- Anwendbarkeit weiterhin zur Sensibilisierung und Unterstützung der Kaufentscheidung von Konsumenten durch Vergleichbarkeit und Transparenz bei der Produktauswahl

Rückblick:

Die grundlegende Konzeptionierung der Ökoeffizienz als Bewertungsmethode geht auf Stefan Schaltegger und Andreas Sturm (1990) zurück. Unterstützt wurde die Verbreitung des Ansatzes durch den Business Council for Sustainable Development (BCSD) bzw. dem späteren World Business Council for Sustainable Development (WBCSD - Weltwirtschaftsrat für Nachhaltige Entwicklung), der eine Bereitstellung von Gütern und Dienstleistungen bei laufend abnehmbaren Verbrauch an natürlichen Ressourcen anstrebt. Die Ökoeffizienz-Bewertung von Produktsystemen wurde 2012 mit der Norm ISO 14045 standardisiert und vom deutschen TÜV sowie von der amerikanischen National Sanitation Foundation (NSF) validiert. In Deutschland sind Ökoeffizienz-Analysen in Unternehmen und der Politik verbreitet. 1996 wurde der methodische Ansatz durch die Unternehmensberatung Roland Berger für den Chemiekonzern BASF adaptiert. Maßgeblich an der Implementierung, Weiterentwicklung und Verbreitung der Methode beteiligt war und ist der Chemiker Peter Saling. Die 2016 vom TÜV Rheinland und der NSF validierte „Eco Efficiency Analysis“ (EEA) wurde bei der BASF zunächst für interne Geschäftsaktivitäten in verschiedenen Arbeitsbereichen eingesetzt. Bis 2016 wurden mehr als 600 Analysen für Endverbraucherprodukte wie Fußbodenbeläge, Verpackungsarten, Dämmstoffe, Herrenoberhemden, Geschirrspültabs usw. durchgeführt.

Betrachtungsbereich:

Die Bewertung der Ökoeffizienz erfolgt für Produkte, Prozesse oder Dienstleistungen über deren Wertschöpfungskette „cradle to grave“ bzw. „cradle to gate“. Die Festlegung der Leistungsmerkmale zur Bestimmung des Produktsystemnutzens ist abhängig von der Perspektive der jeweiligen Anspruchsgruppe (Verbraucher, Hersteller, Investoren, Behörden usw.) sowie von der jeweiligen Fragestellung bzw. Entscheidungssituation.

Beschreibung und Ausführung:

Der Begriff „Ökoeffizienz“ steht verkürzt für „ökonomisch-ökologische Effizienz“ und wird im Kontext der betrieblichen Leistungserstellung uneinheitlich als Operator, Leitprinzip des Wirtschaftens, Konzept der Unternehmensführung oder Instrument zur Messung und Bewertung verwendet. Bei der praktischen Anwendung wird Ökoeffizienz zumeist als eine Messgröße für die verursachte Umweltbelastung pro erwirtschaftete Geldeinheit in Form der Gleichung Ökoproductivität = $\frac{\text{Wertschöpfung}}{\text{Schadschöpfung}}$ beschrieben. Im Nenner steht dann eine (zu maximierende, zumeist) wirtschaftliche Kennzahl, im Zähler eine (zu vermindernde) Umweltleistungskennzahl.

	<i>Ansatzpunkt: Wert-/Nutzenmaximierung</i>	<i>Ansatzpunkt: Umweltverbesserung</i>
<i>Ökonomie/Ökologie</i>	Umweltproduktivität = Nutzen / Einheit von Umweltwirkungen	Umweltverbesserung = Kosten / Einheit von Umweltverbesserung
<i>Ökologie/Ökonomie</i>	Umweltintensität = Umweltwirkungen / Einheit von Nutzen	Umwelt Kosten-Effektivität = Umweltverbesserung / Kosteneinheit

Tabelle 28: Mögliche Varianten der Ökoeffizienz, Quelle: (Lautenschläger 2016)

Eine bessere Ökoeffizienz liegt dann vor, wenn eine Verbesserung in Bezug auf die Umweltleistung und/oder den Produktsystemnutzen festgestellt werden kann, bspw. infolge optimierter Arbeitsmethoden, der Substitution problematischer Materialien, des Einsatzes umweltschonenderer Technologien, der effizienteren Verwendung oder Wiederverwendung von Ressourcen. In der ISO 14045 werden die allgemeinen Anforderungen und Leitlinien einer Ökoeffizienz-Bewertung beschrieben. Der methodische Rahmen, die grundlegenden Prinzipien und der Ablauf der Untersuchung orientieren sich eng an der Ökobilanz.



Abbildung 88: Vorgehensweise nach ISO 14045, Quelle: verändert nach (ISO 14045 2012)

1. Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens. Neben dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen werden verfahrenstheoretische Überlegungen vorgenommen sowie Anforderungen an die Datensammlung und -qualität festgelegt. Dazu gehören die Präzisierung möglicher Nutzenaspekte in Verbindung mit den jeweiligen Anspruchsgruppe und Bestimmungen zur Vorgehensweise bei der Ermittlung des Produktsystemnutzens.

2. (a) Umweltbewertung und (b) Bewertung des Produktsystemnutzens.

- Die Bewertung potentieller Umweltauswirkungen findet analog zur Ökobilanz statt. In der Sachbilanz-Phase werden Informationen zu den eingesetzten Stoffen und Energien und entstehenden Abfällen und Emissionen (z.B. Rohöl, Erdgas, CO₂, SO_x, NO_x) gesammelt. Die Daten werden in der Wirkungsabschätzung anhand von Wirkungskategorien (z.B. Erdatmosphäre, Versauerung, Eutrophierung, Luftverschmutzung, Ressourcenabbau), Charakterisierungsmodellen und Gewichtungsfaktoren nach Vorgabe der Wirkungsabschätzungsmethode LIME auf Grundlage von Endpunkten bewertet. Das Ergebnis der Gewichtung wird als Indikator für die Umweltauswirkung verwendet.
- Der Produktsystemnutzen kann von funktioneller, monetärer oder immaterieller Natur sein, in physikalischen oder monetären Einheiten wiedergegeben werden oder auf relativen Einstufungen und Punkteverteilungen beruhen. Die Wertigkeit ästhetischer, kultureller, historischer und andere immaterieller Güter muss mittels den Methoden der empirischen Sozialforschung, über Interviews, Umfragen, Marktforschung usw., bestimmt werden. Die funktionelle Einheit dient als Referenzgröße zur Quantifizierung des Produktsystemnutzens anhand von eindeutigen und messbaren Leistungsmerkmalen, etwa der Effizienz hinsichtlich von Ressourcen, Produktion, Vertrieb, Gebrauch des Produkts usw. oder einer Kombination daraus. Innerhalb der Analyse stellt die funktionelle Einheit die Bezugsgröße zur Bewertung des Produktsystems dar, auf die die Input- und Output-Daten normiert werden. Während sich der Produktsystemnutzen bspw. durch Verbesserungen des Produkts im Rahmen der Untersuchung verändern kann, bleibt die funktionelle Einheit gleich.

Begriffe	Beispiel 1	Nutzenindikator	Beispiel 2	Nutzenindikator
Produktsystem	Taschenlampe		Smartphone	
Funktion	Beleuchtung		schneller Prozessor	
funktioneller Nutzen	Helligkeit	Lichtstrom (Lumen)	Dauerhaftigkeit	Garantiedauer (Jahre)
monetärer Nutzen	Marktpreis	Preis (Euro/Stück)	Abschreibung	Gebrauchswert (US-Dollar)
sonstiger Nutzen	Form	Rangbildung durch den Verbraucher (Zahl 1 bis 5)	Ästhetik	Wert für die vom Verbraucher bevorzugte Farbe (Zahl 1 bis 5)

Tabelle 89: Beispiele für Nutzenvarianten und -indikatoren, Quelle: (ISO 14045 2012)

In der Praxis wird häufig die Lebenszykluskostenrechnung (LCC) in Ergänzung zur Ökobilanz angewendet. In diesem Fall bleiben jedoch nicht-monetäre Aspekte sowie die zeitliche und räumliche Gültigkeit von Kosten und Preisen unberücksichtigt.

3. Quantifizierung der Ökoeffizienz. Die Messung der Ökoeffizienz eines Unternehmens erfolgt mittels operativen Umwelteistungskennzahlen. Diese bilden allgemein die ökologische Effizienz und Effektivität betrieblicher Prozesse bezogen auf Input- oder Output-Größen ab (z.B.

CO₂-Ausstoß pro kg Produkt-Output, Materialverlustkostenanteil am Deckungsbeitrag, Wasserverbrauch pro Mitarbeiter). Zur Bewertung der Ökoeffizienz werden die Ergebnisse der beiden vorangegangenen Analysen über Ökoeffizienz-Indikatoren ins Verhältnis zueinander gesetzt. Wenn ein Vergleich der Ergebnisse für die Ökoeffizienz zwischen Produktsystemen oder innerhalb desselben Produktsystems vorgenommen wird, muss dieser auf dem selben Ökoeffizienz-Indikator beruhen. Die Bildung der Ökoeffizienz-Indikatoren schließt gemeinhin Wichtungs- und Normierungsoperationen mit ein.

4. Auswertung einschließlich Qualitätssicherung. Softwarelösungen (z.B. GaBi, Umberto), Tabellenkalkulationen und Kostenrechnungssysteme unterstützen die Auswertung der Ergebnisse, die graphisch in einem Ökoeffizienz-Portfolio bzw. Ökoeffizienz-Diagramm aufbereitet werden. Abschließend werden die Ergebnisse auf Folgerichtigkeit und Unsicherheiten geprüft, Schlussfolgerungen und Vorbehalte entsprechend der Zielsetzung formuliert und die Resultate empfängergerecht aufbereitet. In die Auswertung sollten alle signifikanten Parameter der Bewertung einbezogen werden.

Die Ökoeffizienz-Bewertung der BASF wurde als ein Instrument entwickelt, das in jedem Abschnitt des Lebenswegs eines Produkts, von der Konzeptualisierung, über das Design, die Umsetzung, das Marketing bis hin zum End-of-life, eingesetzt werden kann. Das Ergebnis der Ökoeffizienz-Bewertung zeigt die aggregierten Gesamtkosten aus Sicht des Endkunden (Produktions- und Investitionskosten, Kosten während der Nutzungsphase für Betrieb, Wartung und Reparatur sowie am Lebensende für Entsorgung oder Recycling). Sie stehen in einem bestimmten Verhältnis zu den aggregierten Umweltauswirkungen verschiedener Wirkungskategorien (Energie-, Rohstoffverbrauch, Emissionen, Flächenbedarf, Risiko-, Toxizitätspotential). Es findet immer eine vergleichende Bewertung statt. Die untersuchten Produkte oder Verfahren müssen sich auf dieselbe funktionelle Einheit oder den gleichen Kundennutzen beziehen, wobei die einbezogenen Alternativen mindestens einen Anteil von 90% des Marktsegments abdecken sollten. Konkret werden folgende Schritte vorgenommen:

- Berechnung der Gesamtkosten aus Kundensicht
- Vorbereitung der Analysen gemäß ISO 14040, 14044 und 14045; Ebenfalls werden Analysen des Wasser-Fußabdrucks nach ISO 14046 und des CO₂-Fußabdrucks nach den Standards des Greenhouse Gas Protocol durchgeführt.
- Ermittlung der Folgen auf die menschliche Gesundheit und Sicherheit sowie weiterer Risiken
- Bewertung der Landnutzung über den gesamten Lebenszyklus
- Berechnung von Relevanzfaktoren für die Gewichtung
- Gewichtung von ökologischen mit sozialen Faktoren
- Bestimmung der relativen Bedeutung der Umwelt gegenüber der Wirtschaft
- Ausarbeitung eines Ökoeffizienz-Portfolios
- Analyse der Angemessenheit, Datenqualität und Sensitivität der Ergebnisse
- Durchführung von Szenarioanalysen zur weiteren Interpretation der Ergebnisse
- Interpretation der Ergebnisse
- Identifizierung von Verbesserungspotentialen
- Zusammenfassung und Schlussfolgerung
- Optional: weitere Szenarioanalysen über ein webbasiertes Evaluierungsinstrument

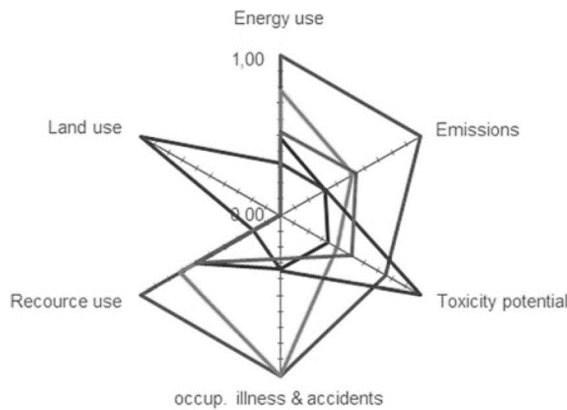


Abbildung 90: „Ökologischer Fingerabdruck“: die Wichtigkeitsfaktoren zur Normierung der Sachbilanzdaten beruhen auf Befragungen, die Ergebnisse werden in einem Spinnennetzdiagramm abgetragen mit den Wirkungskategorien als Eckpunkten, Quelle: (Saling 2016)

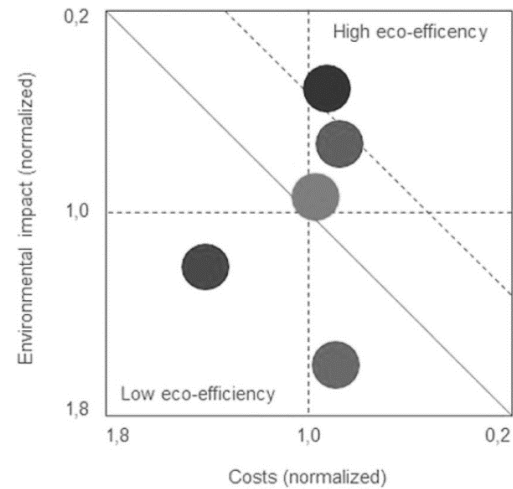


Abbildung 91: Öko-Effizienz-Profil: die normierten und aggregierten ökologischen und ökonomischen Daten werden in einem Öko-Effizienz-Profil zusammengeführt, Quelle: (Saling 2016)

Berichterstattung:

Nach ISO 14045 müssen die Ergebnisse der Umwelt- und Nutzenbewertung einzeln in einen Bericht aufgenommen und der Zielgruppe vollständig, korrekt und unvoreingenommen mitgeteilt werden. Die Ergebnisse, Daten, Methoden, Annahmen und Einschränkungen müssen transparent und ausführlich dargelegt werden. Sollen vergleichenden Aussagen zur Ökoeffizienz veröffentlicht werden, dürfen weder die Ergebnisse der Umweltbewertung noch die der Ökoeffizienz-Bewertung in Form eines übergeordneten Ergebnisses oder numerischen Gesamtergebnisses angegeben werden. Außerdem muss bei einer Veröffentlichung der Ergebnisse eine kritische Prüfung durch einen externen Sachverständigen durchgeführt werden. Sollen vergleichende Aussagen getroffen werden, muss die Kritische Prüfung durch interessierte Kreise stattfinden. Die BASF führt ein Label für untersuchte Produkte. Nach der Durchführung einer Studie muss ein Gutachten von unabhängigen Dritten erstellt und die Ergebnisse anschließend veröffentlicht werden. Nach drei Jahren ist eine erneute Prüfung des Produkts fällig.

Datenverfügbarkeit:

Die benötigten Daten zu den Elementarflüssen können an Produktionsstandorten gesammelt, aus Datenbanken und den betrieblichen Informationssystemen übernommen oder über auf der Input-Output-Analyse (IOA) beruhende Hybrid-Verfahren gewonnen werden. Fehlen belastbare Daten, müssen Annahmen getroffen und Schätzungen vorgenommen werden.

Stärken und Schwächen:

- Mit der ISO 14045 besteht ein international einheitliches methodisches Rahmenwerk für die Bewertung der Ökoeffizienz in Anlehnung an die Normen ISO 14040/14044 zur Ökobilanz.
- Auf Basis tiergehender Betrachtungen wird eine Vielzahl von Einzeldaten zu ökologischen und ökonomischen Aspekten bzw. alternativen Nutzenaspekten zu einer einfach verständlichen Darstellungsform verdichtet.
- Den Kern der Analyse bildet der Produktsystemnutzen, der sich eng an den Bedarfen der jeweiligen Anspruchsgruppe orientiert.

- Durch die Operationalisierung der Ökoeffizienz als Größe der Wert- und Schadschöpfung lassen sich konkrete Zielsetzungen zur Reduktion von betrieblichen Umweltwirkungen und eine Entkopplung von Wachstum und Ressourcenverbrauch ableiten.
- Unsicherheiten ergeben sich durch methodische Restriktionen wie unvollständige Kenntnisse über Wirkmechanismen und ihre Quantifizierung sowie eine häufig unzureichende Datenlage.
- Die stark aggregierte Darstellung vermindert die Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Ergebnissynthese, sodass keine Rückschlüsse über bestehende Zielkonflikte zwischen Umweltauswirkungen und Produktsystemnutzen gezogen werden können.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- ISO 14031:2013 Umweltleistungsbewertung
- ISO 14040:2006/ISO 14044:2006 Ökobilanz
- ISO 14045:2012 Ökoeffizienz-Bewertung von Produktsystemen
- Saling, Peter (2016): The BASF eco-efficiency analysis. A 20-year success story.
- www.v2.eeaman.com, www.basf.com/de/company/sustainability.html, Informationen und Tool "Eco-Efficiency Analysis Manager Online"

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

In einem Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) wurde die Ökoeffizienz von zwölf vollbiologischen Kleinkläranlagen (KKA) bewertet. Die Anlagen unterschieden sich hinsichtlich ihrer Bauart, den eingesetzten Materialien und der Wirkungsweise. Untersucht wurden die Erbringung einer geforderten Reinigungsleistung bei möglichst nachhaltiger Nutzung natürlicher Ressourcen und möglichst geringer Kostenbelastung für die Betreiber. Betrachtet wurde der gesamte Lebensweg eines Produkts, von der Rohstoffgewinnung über die Anlagenherstellung und -nutzung bis zur Entsorgung anfallender Reststoffe und Bauteile. Die Bestimmung der Umweltwirkungen erfolgte mittels Ökobilanz (der LCIA-Methode IMPACT 2002+). Zur Bestimmung des Nutzens des Produktsystems wurden die Lebenszykluskosten der Anlagen bzw. die Anzahl der notwendigen Vor-Ort-Einsätze beim Betreiber quantifiziert. Die Untersuchung offenbarte deutliche Unterschiede in der Ökoeffizienz der verschiedenen Anlagentypen über den Lebensweg und in einzelnen Lebenswegabschnitten.

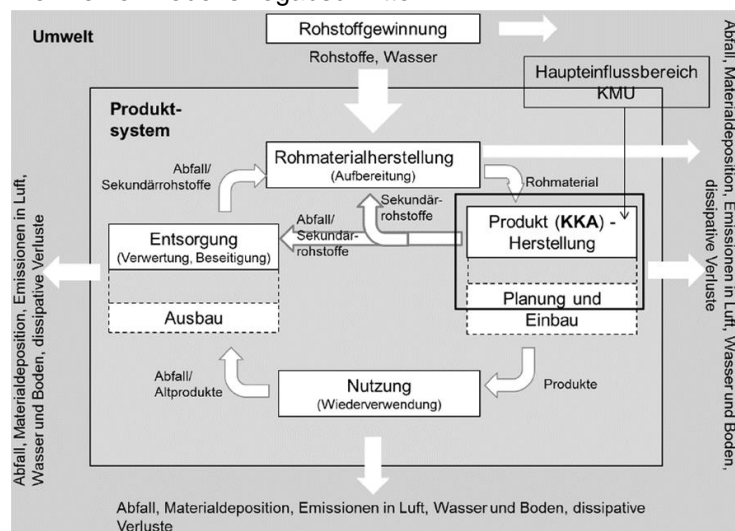


Abbildung 92: Produktsystem zur Bewertung der Ressourceneffizienz, Quelle: (Lautenschläger et al. 2016)

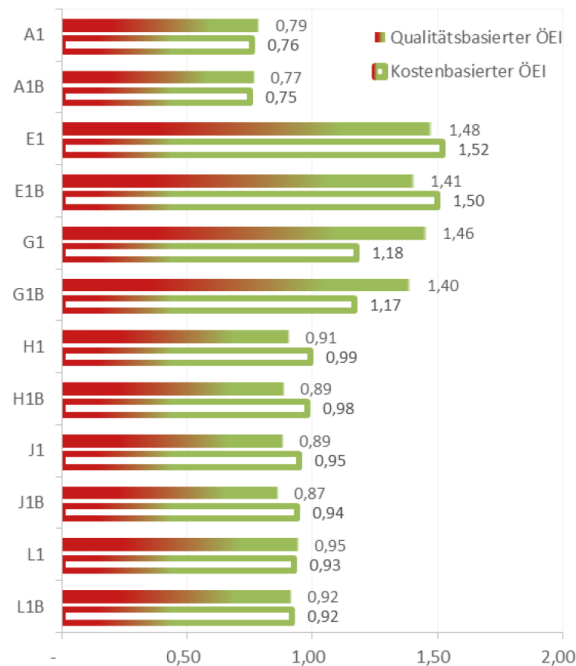


Abbildung 93: Vergleich der Ökoeffizienzwerte der verschiedenen Anlagentypen, Quelle: (Lautenschläger et al. 2016)

Analyse alternativer Anbaumethoden und Bewässerungsmaßnahmen zur Reduzierung des Wasser- und Energieverbrauchs und Vermeidung von Abwässern und Emissionen im Agrarsektor in der Region Monte Novo in Portugal, (1) Basisszenario (Status Quo), (2+3) Verwendung von Klärschlamm aus Kläranlagen, (4) Verwendung von organischem Düngemittel; Der verwendete Dünger wirkt sich auf die Wasser- und Bodenqualität sowie den Marktpreis der Produkte aus.

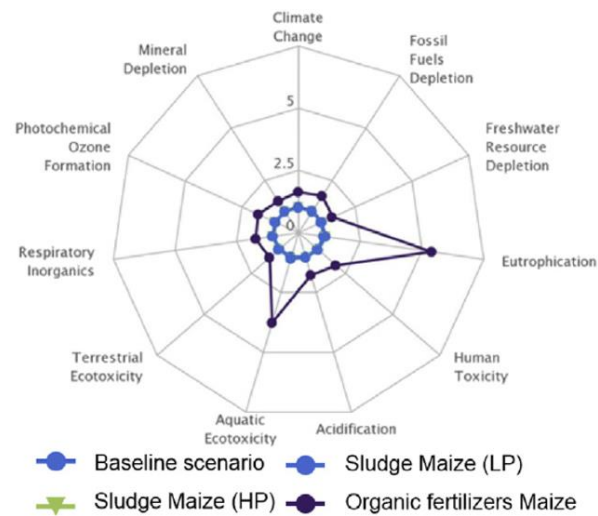


Abbildung 94: Ökoeffizienz der betrachteten Szenarien; LP=Niederdruck-Pressung Mais, HP= Hochdruck-Pressung Mais, Quelle: (Rodrigo et al. 2016)

Analyse zur Prüfung der Verhältnismäßigkeit von Gewässerschutzmaßnahmen, Vergleich dreier Szenarien: (1) Status quo ohne Versenkung, (2) Oberweser-Pipeline und (3) Nordsee-Pipeline. Ohne Berücksichtigung der Folgekosten sind zur Gewährleistung von einem Kilometer Fluss in einem definierten Zustand 28 Mio. € pro Jahr aufzuwenden und es entstehen 340 t CO_{2eq}. Bei Bereitschaft zur Übernahme von Zusatzkosten pro Tonne CO₂-Einsparung von mind. 200 €, sind die Oberweser und das Status-quo-Szenario ökoeffizienter als die Nordsee-Pipeline.

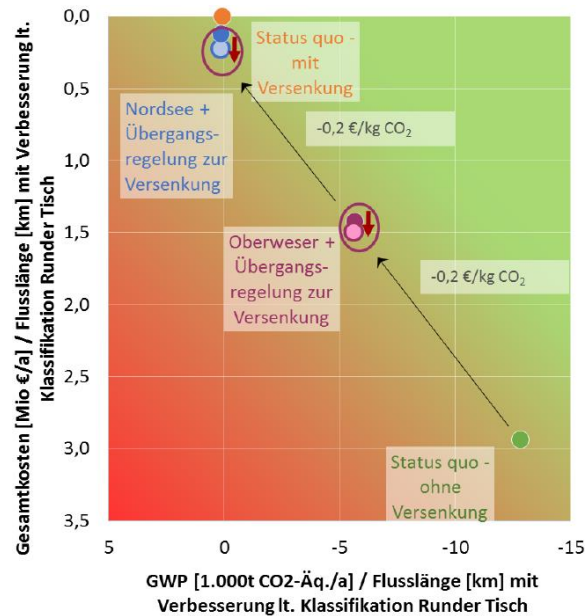


Abbildung 95: Vergleich der Szenarien Verbesserung 2027 gegenüber 2015, Quelle: (Geyler und Holländer 2014)

Vergleich unterschiedlicher Verpackungen für Mineralwasser, darunter eine neu entwickelte Gebindeart für ein mobiles Zapfsystem: Die 0,7 l Glasflasche weist für Herstellung, Bereitstellung und Vertrieb die geringsten Kosten auf, Getränkekartons sind die teuerste Alternative. Am umweltfreundlichsten schneiden die 1,5 l PET Flasche und die Office Line-Alternative ab, während die 0,7 l Glasflasche diesbezüglich am ungünstigsten ist.

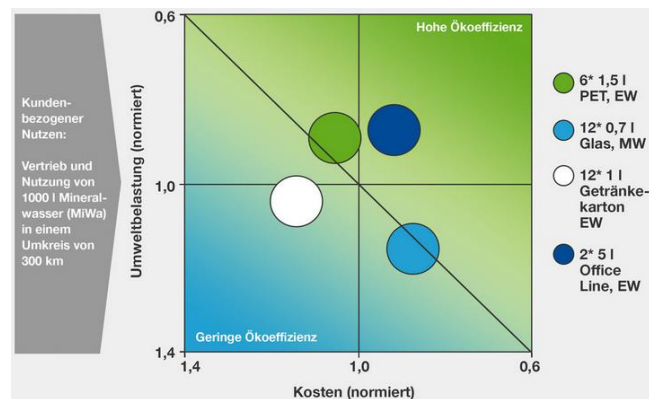


Abbildung 96: Ergebnis einer Ökoeffizienz-Analyse der BASF, Quelle: (BASF 2017)

Literaturverzeichnis

- Ausberg, Laura; Ciroth, Andreas; Feifel, Silke; Franze, Juliane; Kaltschmitt, Martin; Klemmayer, Inga et al. (2015): Lebenszyklusanalysen. In: Martin Kaltschmitt und Liselotte Schebek (Hg.): Umweltbewertung für Ingenieure. Berlin, Heidelberg, S. 203-314.
- BASF (2007): Zukunft gestalten. Bericht 2007. Ludwigshafen. Becks, Helmut; Gelbke, Heinz-Peter (2001): Die Ökoeffizienz-Analyse nach BASF. In: TA-Datenbank-Nachrichten 10 (2), S. 34-39.
- BASF (2016): Submission for NSF Protocol P352 Validation and Verification of Eco-Efficiency Analyses, Part A. BASF's Eco-Efficiency Analysis Methodology January 2016.
- BASF The Chemical Company (2017): Ökoeffizienz-Analyse Verpackungsvarianten für Mineralwasser. Online verfügbar unter <https://www.basf.com/de/company/sustainability/management-and-instruments/quantifying-sustainability/eco-efficiency-analysis/examples/mineral-water-packaging.html>, zuletzt aktualisiert am 04.12.2017, zuletzt geprüft am 05.12.2017.
- DIN EN ISO 14045:2012-10, Umweltmanagement - Ökoeffizienzbewertung von Produktsystemen - Prinzipien, Anforderungen und Leitlinien (ISO 14045:2012); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14045:2012.
- Geyler, Stefan; Laforet, Lydie; Holländer, Robert (2014): Öko-Effizienz-Analyse (ÖEA) zur Prüfung der Verhältnismäßigkeit unterschiedlicher Maßnahmenoptionen zur Umsetzung des Gewässerschutzes Werra/Weser und zum Erhalt der Kaliproduktion im hessisch-thüringischen Kali-Gebiet. Hg. v. Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.
- Hauff, Michael von; Kleine, Alexandro (2014): Nachhaltige Entwicklung. Grundlagen und Umsetzung. München.
- Lautenschläger, Sabine; Laforet, Lydie; Schimpke, Jacqueline; Holländer, Robert; Töws, Ingo; Böttger, Stefan et al. (2016): Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen.
- NSF International (2017): Eco-Efficiency Analysis (EEA). Validated Methodologies.
- Prammer, Heinz Karl (2010): Corporate Sustainability. Der Beitrag von Unternehmen zu einer nachhaltigen Entwicklung in Wirtschaft und Gesellschaft. Wiesbaden.
- Rodrigo Maia; Cristina Silva; Emanuel Costa (2016): Eco-efficiency assessment in the agricultural sector: the Monte Novo irrigation perimeter, Portugal. In: Journal of Cleaner Production 138 (2016), S. 217-228.
- Saling, Peter (2016): Eco-efficiency Assessment. In: Matthias Finkbeiner (Hg.): Special types of life cycle assessment. Dodrecht, S. 115-178.
- Saling, Peter (2016): The BASF eco-efficiency analysis. A 20-year success story. Ludwigshafen.
- Saling, Peter (2017): Sustainability management in strategic decision-making processes. In: uwf 11 (1), S. 169-176.
- Saling, Peter; Kicherer, Andreas; Dittrich-Krämer, Brigitte; Wittlinger, Rolf; Zombik, Winfried; Schmidt, Isabell et al. (2002): Eco-efficiency Analysis by BASF: The method. In: Int J LCA 7 (4), S. 203-218.

Schaltegger, Stefan; Sturm, Andreas (2000): Ökologieorientierte Entscheidungen in Unternehmen. Ökologisches Rechnungswesen statt Ökobilanzierung: Notwendigkeit, Kriterien, Konzepte. Bern.

Schaltegger, Stefan; Sturm, Andreas; Buser, Hans (1995): Öko-Effizienz durch Öko-Controlling. Zur praktischen Umsetzung von EMAS und ISO 14001. Stuttgart.

Sozio-Ökoeffizienz-Analyse (SEA) SEEBalance®, SocioEcoEfficiency-Analysis**Zielgruppe:**

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Ganzheitliche Bewertung von alternativen (chemischen) Produkten und Prozessen

Methodik:

Die Vorgehensweise der SEEBalance® basiert auf der Ökoeffizienz-Analyse. Beide Methoden folgen den Grundsätzen der Ökobilanz, wobei der Bewertungsrahmen der SEEBalance® neben Umweltwirkungen und Kosten eine Erweiterung um gesellschaftliche Auswirkungen vorsieht. Analog zur Ökoeffizienz-Analyse findet ausschließlich eine vergleichende Untersuchung der relativen Nachhaltigkeit festgelegter Alternativen in einem Produktportfolio statt. Aufgrund ihrer charakteristischen Merkmale (gleichwertige Betrachtung der drei klassischen Nachhaltigkeitsdimensionen, vergleichende Bewertung von Produkten bezogen auf eine Nutzeneinheit, Gewichtung der Ergebnisse) gehört die SEA zur Gruppe der Multikriterien-Analyse. Eine Sonderform der SEEBalance® speziell für landwirtschaftliche Prozesse ist die AgBalance™. Zudem diente sie im Rahmen des REACh-Zulassungsverfahrens als Vorlage zur Entwicklung einer Methode zur sozio-ökonomischen Bewertung von Chemikalien. Auch wenn die Bedeutung von sozialen Aspekten bei Kaufentscheidungen von Produkten zunimmt, gibt es seitens der Industrie kaum Bestrebungen, die über das Sustainable Supply Chain Management und CSR-Aktivitäten auf Organisationsebene hinausgehen. Zu den wichtigsten Forschungsansätzen, die eine lebenszyklusorientierte Bewertung von Nachhaltigkeitsaspekten auf Produktebene fokussieren gehören PROSA (Product Sustainability Assessment) und v.a. das Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA).

Dimensionen:

Zusammenführung sozialer Wertgrößen mit ökonomischen und ökologischen Indikatorwerten

Anwendungsmöglichkeiten:

- Mess- und Steuerungsinstrument zur Unterstützung von strategischen und operativen Entscheidungen in Unternehmen etwa die Auswahl von Technologien, Ausrichtung des Produktportfolios, Investitionen an Standorten usw.
- Identifikation der Schlüsselfaktoren zur Nachhaltigkeit von Produktsystemen, frühzeitige Erkennung von Stärken und Schwächen zur Ableitung von Produkt- und Prozessoptimierungen und Produktdifferenzierungen, Priorisierung von Forschungsschwerpunkten und -zielsetzungen, Motivation der Mitarbeiterschaft, Vermarktung von Produkten, Grundlage für den Dialog zwischen den Akteuren des Markts

Rückblick:

Über den Umgang mit den sozialen Aspekten der Nachhaltigkeit, die Entwicklung von entsprechenden Indikatoren und ihre Integration in ganzheitliche Bewertungsansätze wird fortlaufend diskutiert, so u.a. von der Gemeinsamen Forschungsstelle (GFS) der europäischen Kommission oder dem Roundtable for Product Social Metrics, einem Zusammenschluss von Industrieunternehmen dem auch die BASF angehört. 1996 wurde der Bewertungsansatz der Ökoeffizienz nach Stefan Schaltegger und Andreas Sturm (1990) durch die Unternehmensberatung Roland Berger für den Chemiekonzern adaptiert. In Zusammenarbeit legten das Institut für Geographie und Geoökologie der Universität Karlsruhe, das Institut für Technische Chemie und Umweltchemie der Universität Jena und das Öko-Institut e.V. innerhalb des Forschungsvorhabens „Nachhaltige Aromatenchemie“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) daran anknüpfend den Grundstein für ein Konzept zur Bestimmung und Bewertung der sozialen Dimension von Nachhaltigkeit für die Produktentwicklung und strategische Produktplanung. In dem Unternehmensbericht „Zukunft gestalten“ von 2006 wurde schließlich die SEA SEEBalance® vorgestellt. Sie diente als Basis für die Entwicklung der „Leitlinien zur Erstellung sozio-ökonomischer Analysen für Zulassungsanträge“ durch die Europäische Chemikalienagentur (ECHA, 2011) im Rahmen der Zulassung von Industriechemikalien nach der REACH-Verordnung (Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung von Chemikalien).

Betrachtungsbereich:

Der Sozio-Ökoeffizienz-Ansatz der BASF sieht analog zur Ökoeffizienz-Analyse eine Ökobilanzierung nach ISO 14040/14044 einschließlich Formulierung einer funktionalen Einheit vor. Des Weiteren die Berechnung der im Zusammenhang mit einem Produktsystem entstehenden Kosten aus Sicht des Endverbrauchers sowie die Integration von sozialen Kriterien über die Untersuchung definierter gesellschaftlicher Auswirkungen auf ausgewählte Anspruchsgruppen (hier: Betroffenengruppen).

Beschreibung und Ausführung:

Mit der Sozio-Ökoeffizienz eines Produkts wird dessen Umwelt- und gesellschaftliche Verträglichkeit ins Verhältnis gesetzt zu den Kosten aus Verbraucher- bzw. Kundenperspektive. Die allgemeine Vorgehensweise der SEA SEEBalance® umfasst folgende Elemente:

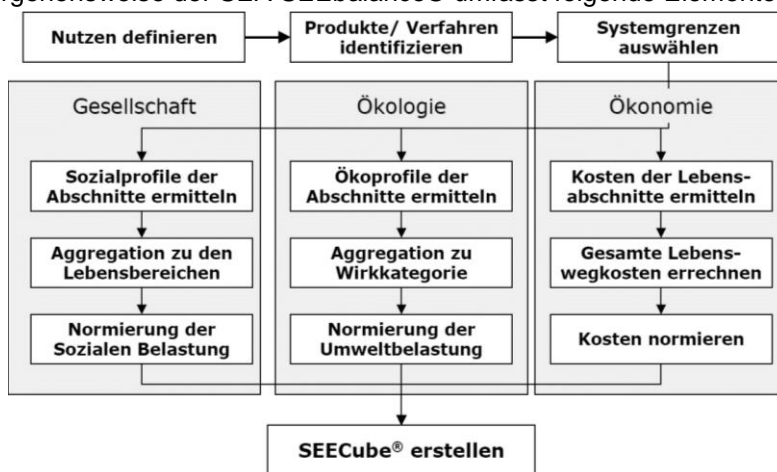


Abbildung 97: Vorgehensweise SEEBalance®, Quelle: BASF (2005)

1. Definition der Nutzeneinheit. Zu Beginn der Analyse wird der Kundennutzen als funktionelle Einheit nach Maßgabe von ISO 14040 definiert. Die Nutzeneinheit bildet den Kern der Analyse, auf den sich die Bewertung aller alternativen Produkten, Dienstleistungen oder Prozesse bezieht.

2. Identifikation von Produkten und Prozessen. Es folgt die Eingrenzung der zu untersuchenden Alternativen. Die Auswahl sollte möglichst die Breite des Markts abdecken.

3. Festlegung der Systemgrenzen. Die Bewertung muss alle relevanten Abschnitte im Lebensweg der Produkte abdecken, identische Lebenswegabschnitte können ausgelassen werden. I.d.R. werden die Herstellungs-, Nutzungs- und Entsorgungsphase betrachtet und in weitere Teilprozesse untergliedert. Die gewählten Systemgrenzen haben für alle zu untersuchenden Alternativen Gültigkeit.

4. Bilanzierung der ökologischen, ökonomischen und sozialen Effekte. Die Vorgehensweise entspricht zunächst dem Vorgehen der Ökoeffizienz-Analyse. Die Bilanzierung der Umweltauswirkungen entspricht der Vorgehensweise der Ökobilanzierung nach ISO 14040 und 14044. Für die Erstellung eines Ökoprofils bzw. des ökologischen Fingerabdrucks werden alle Inputs und Outputs innerhalb der festgelegten Systemgrenzen bilanziert und Wirkungskategorien (u.a. abiotischer Rohstoffverbrauch, konsumptiver Wasserverbrauch, Flächenbedarf etc.) zugeordnet. Die Ermittlung der Kosten umfasst alle realen Kosten, die vom Kunden bzw. Hersteller aufzuwenden sind (d.h. Rohstoff- und Betriebskosten für Energie, Personal, Steuern, Lagerhaltung, Umweltschutz, Entsorgungsleistungen usw., jedoch keine externen Kosten wie Umweltvermeidungskosten). Zur Berechnung der Kosten können abhängig von der funktionellen Einheit verschiedene betriebswirtschaftliche und ggf. volkswirtschaftliche Berechnungsverfahren zur Anwendung kommen (Life Cycle Costing, Total Cost of Ownership). Die sozialen Kriterien werden anhand der Durchführbarkeit der Bewertung, dem Vorhandensein entsprechender Datenquellen und der Datenverfügbarkeit ausgewählt. Für jeden Indikator muss ein Steckbrief mit dem Namen des Indikators, der Definition der Maßeinheit, einem typischen Beispielwert, der Höhenpräferenz, der zugrunde gelegten Datenquellen einschließlich Erhebungsmerkmale, Erscheinungsweise, Berichtsjahr, Erfassungsbereich und Detaillierungsgrad angelegt werden. Das Sozialprofil und der soziale Fingerabdruck enthalten Indikatoren zu den wesentlichen Betroffenenengruppen. Die sozialen Indikatoren weisen eine positive oder negative Höhenpräferenz auf im Sinne mehr oder weniger erstrebenswerter Auswirkungen auf die Gesellschaft, z.B. Bereitstellung von Arbeitsplätzen vs. Arbeitsunfälle.

<i>Arbeitnehmer</i>	<i>internationale Gemeinschaft</i>	<i>zukünftige Generationen</i>	<i>Endverbraucher</i>	<i>Umfeld und Gesellschaft</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Berufsunfälle • tödliche Arbeitsunfälle • Berufskrankheiten • Toxizitätspotential • Löhne und Gehälter • berufliche Bildung • Streiks 	<ul style="list-style-type: none"> • Kinderarbeit • Direktinvestitionen • Importe aus Entwicklungsländern 	<ul style="list-style-type: none"> • Auszubildende • Forschung und Entwicklung • Investitionen • Vorsorge 	<ul style="list-style-type: none"> • Toxizitätspotential • andere Risiken und Merkmale 	<ul style="list-style-type: none"> • Beschäftigte • qualifizierte Arbeitnehmer • Gleichberechtigung • Integration • Teilzeitbeschäftigte • Familienunterstützung

Tabelle 29: Indikatoren zur Abbildung der sozialen Aspekte entlang der Produktlinie, Quelle: (BASF 2017)

Die Bilanzierung der sozialen Auswirkungen auf die Betroffenenengruppen erfolgt aufbauend auf den Ergebnissen der ökologischen Sachbilanz in fünf Schritten:

a) Wirtschaftszweiganalyse. Zunächst erfolgt die Zuordnung der bilanzierten Stoffe und Energien zu Wirtschaftszweigen auf Basis der europäischen Wirtschaftszweigklassifikation NACE bzw. die Güterklassifikation CPA (NACE-Codes bzw. ISIC-Codes).

b) Erstellung von Sozialprofilen. Für alle Stoffe und Energien werden die ihrem Wirtschaftszweig entsprechenden Indikatorwerte zusammengetragen. Als Ergebnis erhält man ein Sozial-

profil des Produkts, zunächst ohne Berücksichtigung der Vorketten.

c) Multiplikation mit den bilanzierten Stoff- und Energiemengen. Die Kennzahlen des Sozialprofils müssen einen quantitativen Bezug zu Produktmengen aufweisen, z.B. Beschäftigte pro Kilogramm Produkt, Stunden Weiterbildung pro Kilogramm Produkt, Einkommen abhängiger Beschäftigung pro Kilogramm Produkt. Über die Multiplikation der Kennzahlen mit den bilanzierten Stoff- und Energiemengen erhält man die Ausprägung der Indikatoren.

d) Integration der Vorketten. Analog zu den vorangegangenen drei Schritten werden die Produktvorketten bilanziert.

e) Zusammenfassung der Kennwerte entlang des Produktlebenswegs. Die bilanzierten Kennwerte der Indikatoren der einzelnen Lebenswegabschnitte werden aufsummiert und die erzielten Ergebnisse zunächst als Säulen-/Balkendiagramme dargestellt (s.u.).

5. Abschließend erfolgt die Aggregation und Darstellung der Ergebnisse:

a) Darstellung der einzelnen Kriterien in Diagrammen: In jeder der drei Dimensionen werden die einzelnen Indikatorwerte zunächst in Balkendiagramme überführt, häufig untergliedert nach den Lebenswegabschnitten Produktion, Anwendung und Entsorgung.

b) Aggregation und Gewichtung der Einzelkriterien zu einem Gesamtergebnis: Die Zusammenfassung der Indikatorergebnisse innerhalb einer Dimension erfolgt über einen Wichtungsfaktor, der den relativen Anteil eines Indikators am aggregierten Gesamtergebnis festlegt. Der Wichtungsfaktor setzt sich aus einem Relevanz- und einem Gesellschaftsfaktor zusammen:
Wichtungsfaktor = $\sqrt{\text{Relevanzfaktor} \cdot \text{Gesellschaftsfaktor}}$.

- Der Relevanzfaktor (Normierung) beschreibt objektiv, welchen Anteil die ökologischen bzw. sozialen Effekte einer Alternative an der gesamten Umweltbelastung einer Raumeinheit hat bzw. welche gesellschaftlichen Einflüsse mit ihr verbunden sind (z.B. Anteil der Emissionen eines Produktsystems an den gesamten Emissionen eines Raums, Anteil der Beschäftigten an Gesamtbeschäftigung des Wirtschaftsraums). Je größer der Beitrag, desto stärker geht die jeweilige Wirkungskategorie in das Endergebnis ein. Zur Ermittlung des Relevanzfaktors werden fallspezifisch statistische Daten ausgewertet.

- Der Gesellschaftsfaktor (Gewichtung) bemisst den Wert der Reduzierung einzelner Potentiale für die Gesellschaft. Es wird herausgestellt, wie bedrohlich bestimmte Wirkungen im Vergleich zu anderen sind. Der Gesellschaftsfaktor ist subjektiv, er wird über repräsentative Umfragen und Expertenbefragungen ermittelt und ist für Analysen des gleichen Untersuchungsraums konstant. Er berücksichtigt, dass nicht jede Umweltkategorie in gleichem Maße personenbezogen als Belastung empfunden wird (z.B. wird der Flächenverbrauch in Abhängigkeit von der Siedlungsdichte einer Region/Stadt/etc. bewertet).

c) Zusammenfassung der ökologischen und sozialen Aspekte im ökologischen und im sozialen Fingerabdruck. Die Vor- und Nachteile der Alternativen werden in einem Spinnennetzdiagramm veranschaulicht. Dazu müssen die Einzelergebnisse der Umweltkategorien und Betroffenengruppen normiert werden. Der schlechtesten Alternative in jeder Gruppe wird der Wert 1, den verbleibenden Alternativen werden relativ dazu Werte zwischen 0 und 1 zugewiesen. Der Wert einer Alternative auf einer Achse ist somit im Vergleich zu den anderen Alternative umso günstiger, je mehr er gegen 0 strebt.

d) Darstellung des Gesamtergebnisses: Die Gesamtkosten, Umweltbelastungen und sozialen Auswirkungen gehen wiederum gewichtet in die Gesamtdarstellung ein. Über den Kostenre-

levanzfaktor wird die Bedeutung der betrachteten Alternative für den Wirtschaftsraum aufgezeigt (z.B. Anteil am BIP). Der Faktor wird berechnet, indem die entstehenden Kosten pro Nutzeneinheit ins Verhältnis gesetzt werden zu dem Gesamtumsatz des produzierenden Gewerbes des betrachteten Raumes. Analog werden die ökologischen und sozialen Faktoren ermittelt. Um das Verhältnis der Achsen zueinander darstellen zu können, werden die Relevanzfaktoren der drei Dimensionen paarweise in Beziehung zueinander gesetzt, nachfolgend demonstriert am Verhältnis von Umwelt zu Kosten: $\frac{\text{Relevanz}_{\text{Umwelt}}}{\text{Relevanz}_{\text{Kosten}}} = \text{U/K Verhältnis}$. Gleiches wird mit der gesellschaftlichen Achse vollzogen. Zur Darstellung der Sozio-Ökoeffizienz werden die Ergebnisse im SEE-Ranking auf drei Zahlenstrahlen abgetragen bzw. als dreidimensionales kartesisches Koordinatensystem in Form des SEECube®.

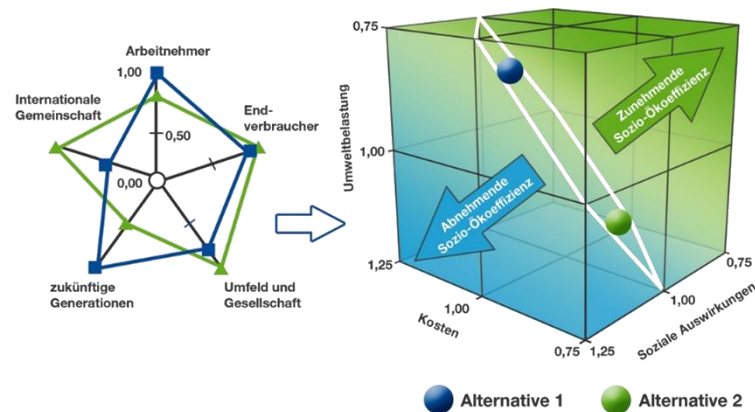


Abbildung 98: Sozialer Fingerabdruck (links) und SEECube® (rechts), Quelle: (BASF 2017)

Mit der Durchführung einer Sensitivitätsanalyse können die Bewertungsergebnisse auf Robustheit bzw. Unsicherheiten überprüft werden, indem Eingangsparmeter wie die Gewichtungsfaktoren oder Nutzeneinheiten variiert werden.

Berichterstattung:

Durch die SEEBalance® sind über die Beschreibung der Indikatoren und Darstellung der Ergebnisse hinaus keine konkreten Angaben für die Dokumentation oder Berichterstattung gegeben. Wichtig ist eine transparente und nachvollziehbare Darstellung der zentralen Auswirkungen, Schlussfolgerungen und Ergebnisse einschließlich die der Unsicherheitsanalyse. Dokumentiert werden sollten weiterhin die wichtigsten Entscheidungen und Annahmen, etwa über die Festlegung des zeitlichen und geografischen Rahmens der Analyse, der abgedeckten Lieferketten und der berücksichtigten oder ausgelassenen Auswirkungen. Der Leitfaden zur Durchführung einer SEA von der Europäischen Chemikalienagentur enthält einen Musterbogen sowie Checklisten für die Berichterstattung.

Datenverfügbarkeit:

Die Indikatorwerte stammen im Wesentlichen aus nationalen, öffentlich zugänglichen Statistiken der Wirtschaftsbranchen, werden berechnet oder geschätzt. In einigen Ländern ist die Datenrecherche erschwert, da keine sektorenbezogene statistische Erfassung von Basisdaten durchgeführt wird. Unter Verwendung des ISIC- oder NACE-Systems können Aussagen über die Tiefe der Wirtschaftszweiganalyse getroffen werden. Ungleichgewichte in den Daten sind zu vermeiden. Sie treten auf wenn Daten mit unterschiedlichem Detaillierungsgrad herangezogen werden, etwa Daten eines Wirtschaftssektors in Verbindung mit Daten einer weiter spezifizierten Branche genutzt werden. Die Analyse kann verfeinert werden mit einem Rückgriff auf statistisch abgesicherte, betriebsspezifische Daten.

Stärken und Schwächen:

- Durch die detaillierte Darstellung einzelner Wirkungskategorien sowie vollaggregierter Ergebnisse hoher Informationsgehalt in Verbindung mit einer leicht verständlichen graphischen Darstellung.
- Die Ermittlung der Kennzahlen findet auf Grundlage wissenschaftlich fundierter Methoden und mit vertretbarem Aufwand statt.
- Der Nutzen wird spezifisch an den Ansprüchen der betrachteten Zielgruppe (i.d.R. Kunde, Endverbraucher) ausgerichtet.
- Da die Methode von wertbezogenen Gewichtungsfaktoren abhängt, ist ihr Einsatz über interne Zwecke hinaus fraglich.
- Die stark aggregierte Darstellung der ökologischen, ökonomischen und sozialen Effekte vermindert die Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Analyse.
- Häufig liegen keine statistisch gesicherten und damit verwertbaren Daten vor oder es besteht ein Ungleichgewicht der Daten, bspw., wenn bei der Bewertung der gesellschaftlichen Einflüsse auf Daten unterschiedlicher Qualität und Detaillierungstiefe zurückgegriffen wird.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- ISO 14045:2012, Ökoeffizienzbewertung von Produktsystemen
- BASF (2005): Nachhaltige Aromatenchemie. Endbericht.
- Kölsch, Daniela (2010): Sozioökonomische Bewertung von Chemikalien. Entwicklung und Evaluation einer neuartigen und umfassenden sozio-ökonomischen Bewertungsmethode, basierend auf der SEEbalance®-Methode zur Bewertung von Chemikalien unter REACH.

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

In der Studie „Nachhaltige Aromatenchemie“ wurde die Nachhaltigkeit dreier Herrenoberhemden ermittelt. Als Bezugsgröße diente der Kundennutzen, definiert als „Bekleidung mit einem blauen Freizeit-Oberhemd“ mit 40 Tragezyklen. Die untersuchten Alternativen waren drei Hemden aus Baumwolle, Polyester und Baumwoll-Polyester Mischgewebe. Bei der Wahl der Systemgrenzen wurden alle Lebenswegabschnitte ausgeschlossen, die bei den Produktalternativen identisch waren (Handel und Entsorgung). Wegen mangelnder Daten zum Anbau von Baumwolle in China wurde der gesamte Produktionslebensweg in Deutschland verortet.

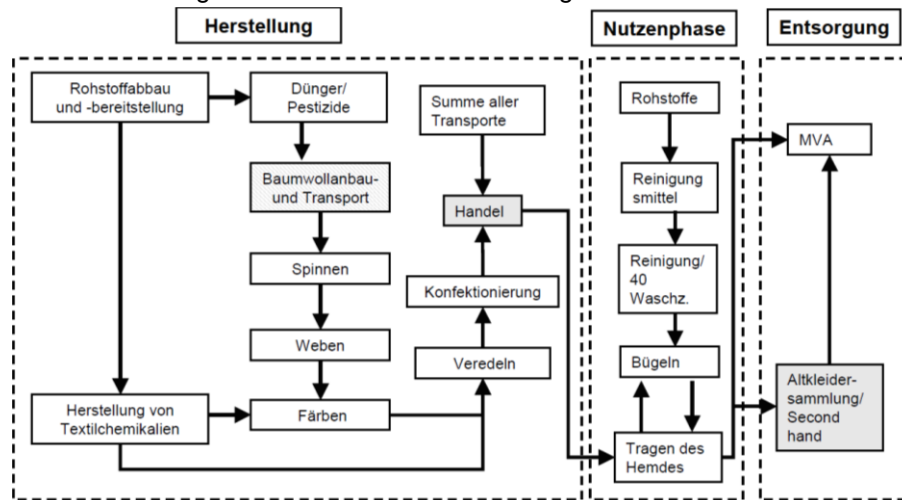


Abbildung 99: Systemgrenzen für die Herstellung eines Baumwollhemdes; grau=nicht bilanziert, da bei allen Alternativen gleich, Quelle: (BASF 2005)

Die Modellierung und Verknüpfung aller relevanter Stoffe und Energien und Überführung in spezifische Wirkungskategorien erfolgte mithilfe der Software UMBERTO. Die Ermittlung der realen Kosten fand anhand der Lebenszykluskostenrechnung statt. Aus einer Vielzahl von Einzelindikatoren zu sozialen Aspekten entstand der soziale Fingerabdruck je Alternative. Die Normierung und Zusammenführung der Resultate der drei Dimensionen hatte das Sozio-Ökoeffizienz-Portfolio zum Ergebnis.

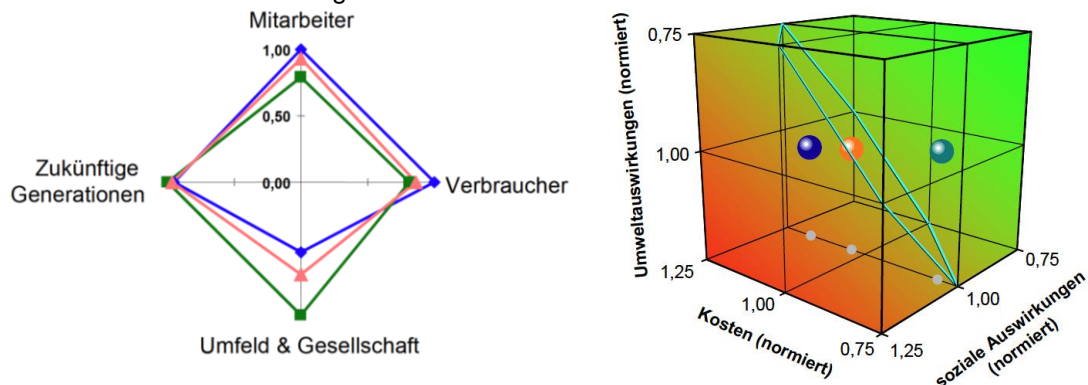


Abbildung 100: Sozialer Fingerabdruck eines Baumwollhemdes (blau), Polyesterhemdes (grün) und Mischfaserhemdes (rosa) (links) und SEECube® der drei Alternativen (rechts), Quelle: BASF (2005)

Das Polyesterhemd war die kostengünstigste Alternative und den besten sozialen Auswirkungen. Die Produktionskosten des Baumwollhemdes fielen im Vergleich 60 Prozent höher aus, die Anzahl der Erwerbstätigen im Lebensweg war sechsmal höher, wobei die zumeist schlechten Arbeitsbedingungen in Anbauländern wie China eine schlechtere Sozialbilanz des Baumwollhemdes vermuten lassen. Aus den Analyseergebnissen wurden Szenarien zur Mechanisierung des Baumwollanbaus und zur Umstellung des konventionellen Landbaus abgeleitet.

Im Beispiel werden drei Fahrzeuge miteinander verglichen. Als Nutzeinheit dient eine Fahrt mit einem PKW für 200.000. Die Einzelindikatorergebnisse aus den drei Dimensionen werden jeweils aggregiert und miteinander in Beziehung gesetzt.

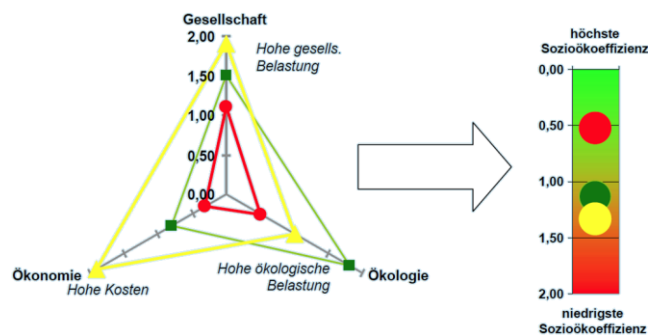


Abbildung 101: SEE-Ranking: Vergleich dreier alternativer PKWs; 0=niedrige Belastung, 2=hohe Belastung, Quelle (Kölsch 2009)

Es können alternative Möglichkeiten der Vorbeugung von Vitamin B2-Mangel über eine ausgewogene Ernährung verglichen werden (Kundennutzen: täglicher Genuss von 0,5 Litern vitaminierter Sojamilch, Nutzeinheit = 182,5 l/a): Alternative 1 zu Milch: chemische Synthese von B2 und Alternative 2: fermentative Synthese von B2. Das Ergebnis stellt die konventionelle Ernährung mit Kuhmilch als sozio-ökoeffizienteste Alternative heraus. Die beiden Sojamilch-Alternativen schneiden v.a. aufgrund höherer Kosten schlechter ab als Milch. Aus ökologisch und sozialer Sicht ist die Sojamilch mit fermentiertem B2-Zusatz die beste Variante.

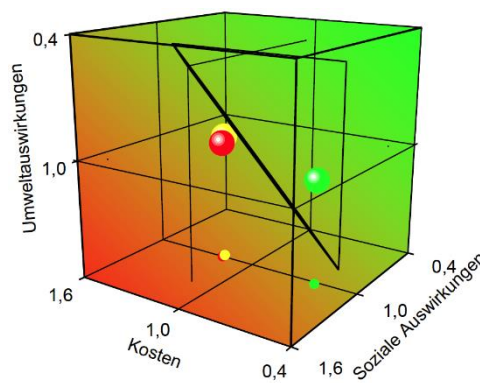


Abbildung 102: SEECube® des Vitamin B2, Milch (grün), Sojamilch chem. (rot), Sojamilch ferm. (gelb), Quelle: (BASF 2005)

Mit der AgBalance™ werden aus über 200 Messgrößen 69 Indikatorwerte zu ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Kriterien berechnet, um einen einzelnen Betrieb oder den gesamten landwirtschaftlichen Sektor einer Region abzubilden. In einem Fallbeispiel mit der Holding SLC Agricola in Brasilien wurden je ein durchschnittlich kultivierter Hektar zweier Großfarmen miteinander verglichen. Während Panorama in den zwei sozialen Indikatorkategorien Weiterbildung und Arbeitsbedingungen in der Vorkette bessere Ergebnisse erzielen konnte, fielen die Werte von Planalto in allen anderen Kategorien besser aus.

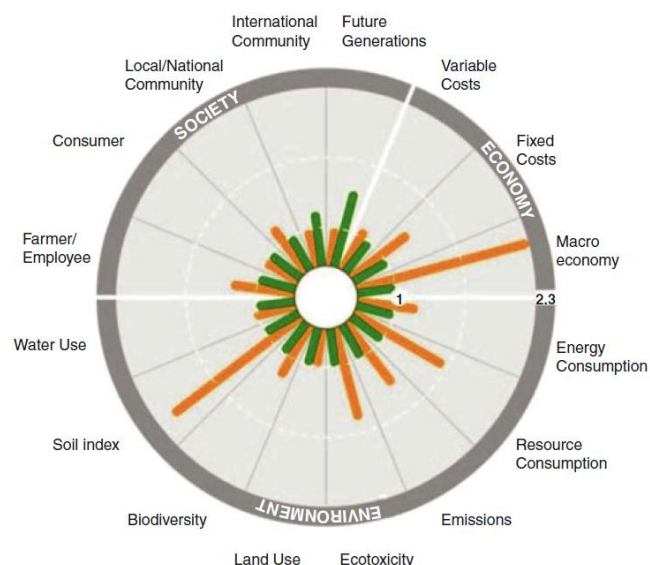


Abbildung 103: Nachhaltigkeitsindex und einzelne Indikatorkategorien in AgBalance™; grün=Panorama, orange=Planalto, Quelle: (Frank/Fischer/Voeste 2012)

Literaturverzeichnis

Ausberg, Laura; Ciroth, Andreas; Feifel, Silke; Franze, Juliane; Kaltschmitt, Martin; Klemmayer, Inga et al. (2015): Lebenszyklusanalysen. In: Martin Kaltschmitt und Liselotte Schebek (Hg.): Umweltbewertung für Ingenieure. Berlin, Heidelberg, S. 203-314.

BASF; Universität Karlsruhe (TH) Institut für Geographie und Geoökologie Karlsruhe; Friedrich-Schiller-Universität Jena Institut für Technische Chemie und Umweltchemie; Öko-Institut e.V. (2005): Nachhaltige Aromatenchemie. Endbericht.

Europäische Chemikalienagentur (ECHA) (2011): Leitlinien zur Erstellung sozioökonomischer Analysen für Zulassungsanträge.

Frank, Markus; Fischer, Katharina; Voeste, Dirk (2015): BASF: Measurability - A Prerequisite of Shared Value Creation in Agriculture. In: Michael D'heur (Hg.): Sustainable Value Chain Management. Cham, S. 351-363.

Klöpffer, Walter; Renner, Isa (2007): Lebenszyklusanalysen in der Nachhaltigkeitsbewertung. Lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung von Produkten. In: Technikfolgenabschätzung - Theorie und Praxis (TaTuP) 16 (3).

Kölsch, Daniela (2009): Sozioökonomische Bewertung von Chemikalien unter REACH. Entwicklung einer umfassenden sozioökonomischen Bewertungsmethode zur Bewertung von Chemikalien unter REACH, basierend auf der SEEBALANCE® Methode. Ökobilanz-Werkstatt, 05.10.2009.

Kölsch, Daniela (2010): Sozioökonomische Bewertung von Chemikalien. Entwicklung und Evaluation einer neuartigen und umfassenden sozio-ökonomischen Bewertungsmethode, basierend auf der SEEBalance® Methode zur Bewertung von Chemikalien unter REACH. Karlsruhe.

Kölsch, Daniela; Saling, Peter; Kicherer, Andreas; Sommer, Anahi Grosse; Schmidt, Isabell (2008): How to measure social impacts? A socio-eco-efficiency analysis by the SEEBalance® method. In: IJSD 11 (1), S. 1-17.

Pierobon, Marianna (2010): SEEBalance®. Sozio-Ökoeffizienz-Analyse. Jahrestagung des Öko-Instituts. Darmstadt, 14.09.2010.

Product Sustainability Assessment (PROSA)

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Methode zur integrierten und ganzheitlichen strategischen Analyse von Produktgruppen, Produkten oder Dienstleistungen

Methodik:

Mit PROSA werden etablierte Ansätze und neu entwickelte Instrumente der Nachhaltigkeitsbewertung kombiniert. Nach einem Baukastenprinzip können je nach Bewertungsgegenstand und Bearbeitungstiefe Werkzeuge ausgewählt und planvoll eingesetzt werden. Den Kern von PROSA bilden die Portfolio-Analyse, die Ökobilanz, die Lebenszykluskostenrechnung und eine Sozialbilanz. Die Verfahren werden um weitere Hilfsmittel v.a. des strategischen Managements und Innovationsmanagements ergänzt. Mitunter sind der Markt und das Marktumfeld u.a. über die Integration von Erkenntnissen aus der Konsumforschung sowie des Wissens und der Erfahrungen von Anspruchsgruppen wesentliche Bestandteile der Analyse. Als Bezugsgröße für die Bewertung dient eine funktionelle Einheit, die den spezifischen Nutzen eines Produkts wiedergibt. Die Ergebnisdarstellung variiert je nach Fragestellung, prinzipiell ist eine Vollaggregation zu einer gewichteten Kennzahl möglich.

Dimensionen:

Die klassischen drei Dimensionen der Nachhaltigkeit werden gleichwertig und in wechselseitiger Abhängigkeit berücksichtigt. Zentrale Anliegen sind die adäquate Abstimmung der Resultate aus den einzelnen Teilanalysen sowie die Berücksichtigung der Schnittstellen und Bezüge zwischen den einzelnen Dimensionen.

Anwendungsmöglichkeiten:

- Anwendung und Nutzung durch produktpolitische Akteure wie die Verbraucher- und Umweltberatung von Verbraucherzentralen oder Umweltorganisationen und -portalen etwa zur Bereitstellung von Informationen zu den Hintergründen und dem richtigen Gebrauch von Produkten, zur Ableitung von Vergabekriterien für Kennzeichen/Labels oder Erstellung von Marktübersichten oder Rankings
- Instrument des strategischen Managements zur Entscheidungsunterstützung in Unternehmen bei der Entwicklung von produktbezogenen Innovationen, Abfrage von Konsumentenbedürfnissen, Produktvermarktung, Identifizierung von Zukunftsmärkten, Vermeidung von Fehlinvestitionen und freiwilligen Initiativen wie die Nachhaltigkeitsberichterstattung
- In der Politik als Basis zur Gestaltung von Dialogprozessen, Legitimierung von Gesetzesvorhaben (z.B. Ökodesign-Richtlinie, Förderprogramme für umweltschonende Produkte) oder Formulierung von Produktanforderungen für Umweltkennzeichnungen und -deklarationen (z.B. Produktkategorie-Regeln (PCR) oder Umweltproduktdeklarationen (EPD))

Rückblick:

Die Konzeption von PROSA steht in enger Verbindung mit den internationalen Vereinbarungen und nationalen Aktivitäten infolge des sog. „Erdgipfels“, der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro 1992, insbesondere der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages. Die Methodik gründete zunächst auf der Produktlinienanalyse des Öko-Instituts von 1987 und geht auf die Forschergruppe um Rainer Grießhammer zurück. Ein erster Meilenstein stellte die Kooperation mit dem Chemiekonzern Hoechst AG zur Entwicklung einer unternehmensspezifischen Methode für das Nachhaltigkeitsmanagement von Produktportfolios und Produkten dar. Von zentraler Bedeutung für die Entwicklung der Methodik war die internationale Harmonisierung und der Erfahrungsaustausch bspw. mit der SETAC zur Lebenszykluskostenrechnung bzw. der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative zur produktbezogenen Sozialbilanz sowie mit Großunternehmen bei der praktischen Anwendung. Die aktuelle Version entspricht dem Stand von PROSA 2.0 von 2007, als das Ergebnis eines mehrjährigen, transdisziplinär angelegten Projekts im Rahmen des Programms „Sozialökologische Forschung“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF).

Betrachtungsbereich:

Betrachtet wird idealtypisch der Lebenszyklus eines Produktsystems, von der Herstellung bis zur Entsorgung einschließlich aller Vor- und Zwischenstufen und -produkten sowie der Transporte. Je nach Fragestellung sind jedoch Einschränkungen in der Bearbeitungstiefe und -breite zugelassen. Aufgrund der offenen Struktur können grundsätzlich Nachhaltigkeitsanalysen auf verschiedenen Ebenen, etwa für Technologien, Infrastruktur-Großprojekte oder Regionen durchgeführt werden.

Beschreibung und Ausführung:

PROSA bildet einen Rahmen für eine bewertungsoffene, prozessorientierte und iterative Vorgehensweise, die an Zeit- und Kostenrestriktionen angepasst werden kann. Grundlegende Elemente sind

- die Fokussierung auf System-Innovationen,
- die klare Prozessführung ("Pfadfinder"),
- die Nutzen-Analyse,
- der Einbezug der kompletten Produktlinie,
- die integrierte und gleichgewichtige Analyse der drei Nachhaltigkeitsdimensionen sowie
- die Dialogorientierung.

Die Durchführung übernimmt ein Strategieteam, idealerweise mit Einbezug von Anspruchsgruppen. Die Vorgehensweise sieht die Abfolge von fünf Schritten vor. Der „Pfadfinder“ strukturiert den zeitlichen Ablauf und beschreibt die Auswahl der Bewertungsmethoden, -modelle und Hilfsmittel:

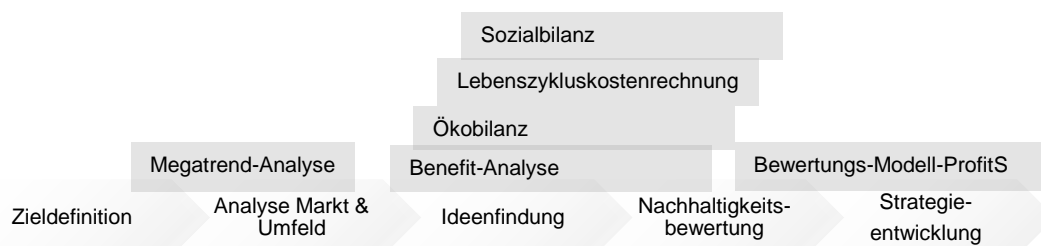


Abbildung 104: Kerntools und Entwicklungsphasen, „Pfadfinder“, Quelle: (Grießhammer et al. 2007)

Unterschieden werden fünf Systemebenen: die Ebene der (1) Rohstoffe und Vorketten, (2) Produktion, (3) Handel, (4) Nutzung und (5) Gesellschaft. Einzelne Ebenen können bei der Analyse ausgelassen, zusammengefasst oder ergänzt werden.

1. Zieldefinition. Zunächst werden die Rahmenbedingungen der Analyse (Kapazitäten, zeitlicher Ablauf), die Aufgabenstellung sowie prioritäre Produktfelder konkretisiert. Der erste Schritt sieht die Durchführung einer klassischen Produktportfolio-Analyse (Boston-Portfolio oder McKinsey-Portfolio) mit dem Schwerpunkt auf Markt und Wettbewerb vor. Die Ergebnisse werden eingeordnet in eine Produktportfolio-Matrix. Auf den konventionellen Ansatz folgt die PROSA-Produktportfolio-Analyse, in der neben wirtschaftlichen Aspekten soziale und ökologische Aspekte wie auch Chancen und Risiken betrachtet werden. Die Ergebnisse der Produktportfolio-Analysen werden über eine SWOT-Analyse zusammengeführt. Der Prozess der Zielfindung findet unter Beteiligung externer und interner Akteure und Interessenvertreter statt. Welche Personen beteiligt werden sollen, ist über eine Akteurs-Analyse zu ermitteln. Neben Modellen zur Systematisierung von Strategie- und Innovationsprozessen werden Checklisten zur Akteurs-Analyse, zum Stakeholder-Einbezug und Akteurs-Kooperationen eingesetzt.

2. Analyse von Markt und Marktumfeld. Abhängigkeiten und Beziehungen im Produktumfeld (Gesellschaft, Markt, Technologie, Land usw.) werden eingehend beschrieben, unterstützt wird dieser Schritt mit der Durchführung einer Megatrend-Analyse.

3. Ideenfindung. Mittels ausgewählten Indikatoren werden regional-, zeit- und anwendungsspezifische Daten des Produkts erfasst und Ideen zu Produkt- oder Systemalternativen gesammelt und priorisiert. Zu bewertende Nachhaltigkeitsbezüge und Mindestanforderungen an die Nachhaltigkeitsleistung werden bestimmt und dazu passende Schlüsselindikatoren ausgewählt. Hilfestellung bei der Indikatorauswahl geben eine Indikatoren-Liste sowie eine Entscheidungsmatrix, mit der die Wichtigkeit, der Zeitaufwand und die Datenverfügbarkeit gegeneinander abgewogen werden können.

4. Nachhaltigkeitsbewertung. Der vierte Schritt von PORSA umfasst die Analyse ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekte entlang der Produktlinie. Hierzu werden eine Ökobilanz durchgeführt, die Lebenszykluskosten berechnet sowie eine Sozialbilanz aufgestellt und anschließend die Resultate der einzelnen Analysen verdichtet und zusammengeführt. Weiterhin wird abgeschätzt, ob mit dem Produkt ein Beitrag zur Erfüllung bisher unbefriedigter Grundbedürfnisse geleistet werden kann und ob es Umweltvorteile gegenüber Konkurrenzprodukten und -systemen aufweist. Die Identifizierung von Konsumenten-Gruppen und ihrer Bedürfnis- und Nutzeransprüche erfolgt mittels Verfahren aus der Konsumforschung und der Benefit-Analyse. Die Integration der Ausgangsfragen und Ergebnisse und gleichwertige Behandlung der drei Dimensionen wird mit einer Checkliste zur Integration unterstützt. Bei Bedarf können weitere Untersuchungen angeschlossen werden, bspw. Sicherheitsanalysen von Anlagen, Lärmgutachten, toxikologische Analysen oder Investitionsrechnungen.

5. Strategie-Entwicklung. Die Ergebnisse und Szenarien der vorangegangenen Schritte dienen zur Ableitung und Bewertung von Entwicklungspfaden und konkreten strategischen Handlungs- oder Produkt-Optionen. Wichtig ist nun die Abwägung zwischen Nutzen und Nachhaltigkeit und die Prüfung, ob die formulierten Mindestanforderungen an die Nachhaltigkeitsleistung eingehalten werden. Dafür werden das Bewertungsmodell ProfitS (Products-fit-to-Sustainability) sowie die Hilfsmittel EcoGrade, Eco-Efficiency, SozioGrade, BeneGrade herangezogen.

Im Folgenden sollen die Werkzeuge und Ansätze zur Integration der Resultate überblicksartig vorgestellt werden:

- Die im Zusammenhang mit dem Produktsystem potentiell auftretenden Umweltwirkungen werden im Rahmen der Ökobilanz nach ISO 14040 und 14044 über die vier Phasen (1) Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens, (2) Sachbilanz, (3) Wirkungsabschätzung und (4) Auswertung ermittelt. Zusätzlich können im Rahmen einer Risikoanalyse auch (toxikologische/öko-toxikologische) Index-Werte erhoben werden, um lokale Umweltwirkungen miteinzu-beziehen. Die Ergebnisse werden mit dem Umwelt-Bewertungs-Modell EcoGrade ausgewertet. Darin werden die Umweltauswirkungen auf Basis gesellschaftlich evaluierter quantitativer Umweltziele bewertet, indem jede Umweltwirkung in Bezug gesetzt wird zu nationalen oder internationalen Umweltzielen und in Umweltzielbelastungspunkte umgerechnet bzw., insofern keine quantitativen Ziele vorhanden sind, mit einer festgelegten prozentualen Gewichtung bedacht wird.
- Mit der Lebenszykluskostenrechnung können die relevanten Kosten im Produktlebensweg ermittelt werden. In Abhängigkeit vom untersuchten Produkt liegen unterschiedliche Lebenszyklusmodelle als Strukturierungs- und Systematisierungsansätze vor. Die Erfassung der unterschiedlichen Kostenpositionen kann analog zur Ökobilanz erfolgen, mit einer Kosteneinschätzung anstatt einer Wirkungsabschätzung. Mit PROSA ist eine Checkliste für die Lebenszykluskostenrechnung gegeben.
- Die Zusammenführung der Ergebnisse aus Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung erfolgt mit der Öko-Effizienz-Analyse. Die Umweltbelastungen werden ins Verhältnis zum Mitteleinsatz gesetzt und in Geldeinheiten quantifiziert. Die Gesamtumweltbelastungen werden nach einem festgelegten Modell aus den einzelnen Umweltbelastungen und dem Ressourcenaufwand ermittelt.

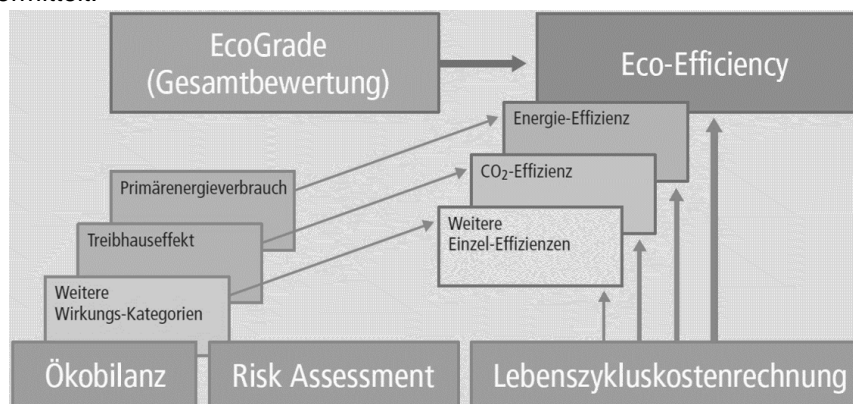


Abbildung 105: Kombination der einzelnen Parameter zur Ökoeffizienz, Quelle: (Grießhammer et al. 2007)

- Die Auswahl der zu betrachtenden sozialen Aspekte in der Sozialbilanz hängt stark von der Werthaltung der involvierten Akteure ab. Das Vorgehen bei der Aufstellung der produktbezogenen Sozialbilanz ist nicht genormt, innerhalb von PROSA orientiert sie sich an den vier Phasen der Ökobilanz. PROSA gibt eine Auswahl an sozialen Wirkungskategorien für verschiedene Stakeholder-Gruppen vor.
- SocioGrade wird für die Quantifizierung und Normierung sozialer Aspekte eingesetzt. Mit dem Werkzeug werden Indikatoren und bereits normierte Werte nach einem festgelegten Verfahren in einem Excel-Tool zusammengestellt und zu einer Kennzahl verdichtet. Für jeden Indikator wird eine Handlungsoption vorgelegt und eine Bewertung mittels einer Likert-Skala von 1 bis 10 (soziale Situation sehr gut bis sehr schlecht) vorgenommen. Die Ergebnisse können in einem Spinnennetz-Diagramm dargestellt werden.
- Mit der Benefit-Analyse wird der Nutzen von Produkten und Dienstleistungen aus Sicht der Nutzer untersucht. Potentielle Nutzer sind private Haushalte, gewerbliche Nutzer, öffentliche

Verwaltungen oder Großorganisationen. Je nach Fragestellung werden der Gebrauchsnutzen, der symbolische Nutzen und der gesellschaftliche Nutzen mithilfe von Checklisten und Methoden der Konsumforschung (Fragebögen, Interviews, empirische Inhaltsanalyse usw.) ermittelt und Chancen, Produktinnovationen sowie Optimierungspotentiale abgeleitet.

- Das Werkzeug BeneGrade erleichtert die Zusammenstellung der Nutzenaspekte. Es kann sowohl zur quantitativen als auch zur qualitativen Bewertung genutzt werden, die Ergebnisdarstellung erfolgt qualitativ-argumentativ oder grafisch in einem "Nachhaltigkeits-Quadrant".
- Die Verknüpfung der Ergebnisse der vorgestellten Teilanalysen zu einer vollständigen Nachhaltigkeitsbewertung erfolgt mithilfe des Bewertungsmodells ProfitS (Product-fit-to-Sustainability) qualitativ-argumentativ oder quantitativ. Die Nachhaltigkeitsleistung wird zu einer Kennzahl aggregiert, indem in einer Excel-Tabelle die Ergebnisse von EcoGrade, der Lebenszykluskostenrechnung und von SocioGrade zusammengefasst werden. Dazu wird jeweils der Durchschnittswert von allen dreien zwischen 1=sehr gut und 10=sehr schlecht gebildet und im Verhältnis 1:1:1 gewichtet. Die Gesamtwertung wird graphisch mit einem Balken- oder ein Spinnen-Netz-Diagramm dargestellt.
- Mit der vom Öko-Institut entwickelten Diffusions-Matrix MIDI können prozessbegleitend die Treiber und Hemmnisse der Verbreitung einer Innovation abgefragt sowie diffusionsfördernde Strukturen und Maßnahmen ermittelt werden.
- Für KMU wurde die vereinfachte Methode s-PROSA zur Groborientierung entwickelt. Zentrales Instrument ist ein Excel-Tool, das in Teilanalysen den Nutzen, die Umweltauswirkungen, soziale Auswirkungen, die Lebenszykluskosten und die Gesamt-Auswertung steuert. Die gängigen Indikatoren sind dabei in Schlüsselfragen übersetzt, die halbquantitativ ausgewertet werden.

Berichterstattung:

Es liegen keine spezifischen Vorgaben oder Berichtspflichten vor. Eine Veröffentlichung der Ergebnisse kann etwa im Rahmen der betrieblichen Nachhaltigkeitsberichterstattung nach den Standards der Global Reporting Initiative (GRI) erfolgen.

Datenverfügbarkeit:

Um den Zeit- und Kostenaufwand handhabbar zu halten, ist eine frühzeitige Indikatorenauswahl ratsam. Ebenso muss abgeklärt werden, ob und welche Datenquellen für Analysen zur Verfügung stehen, ob der Datenzugang (zu Daten von Zulieferern, Lieferanten) gesichert ist und mit welchem Zeitaufwand für die Datenrecherche und -verarbeitung zu rechnen ist. Die Ausführung der Teilanalysen wird unterstützt durch Checklisten und Softwarelösungen. Zu den wichtigsten Datenquellen gehören Delphi-Umfragen des BMBF, Berichte von Branchenverbänden, Studien von Konsum- und Marktforschungs-Instituten (Jahresberichte, GfK-Trendsensoren, BBK Konsumwelten, ISOE-Lebensstil-Typen, Allensbach-Umfragen, Statistisches Jahrbuch etc.), die Datenbank ProBas des Umweltbundesamts, prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente oder statistische Jahrbücher.

Stärken und Schwächen:

- + Bei der Analyse wird insoweit möglich auf standardisierte Bewertungsmethoden zurückgegriffen, die Auswahl der Bewertungsmodelle erfolgt kontextspezifisch.
- + In die Analyse fließen schwerpunktmäßig Interessenkonflikte zwischen Akteuren und Zielkonflikte zwischen den drei Dimensionen ein. Außerdem werden aktuelle und künftige gesellschaftliche Rahmenbedingungen berücksichtigt.
- Der Aufwand der Analyse ist als recht hoch einzuschätzen und für die Durchführung der einzelnen Teilanalysen sind umfangreiche Fachkenntnisse nötig.

–Durch die starke Aggregation und Vereinfachung komplexer Sachverhalte verliert die Analyse an Transparenz.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- DIN EN 60300-3-3:2014, Lebenszykluskosten
- ISO 14040/14044:2006, Ökobilanz
- ISO 14045:2012 Ökoeffizienz-Bewertung von Produktsystemen
- außerdem bezieht sich PROSA auf weitere Indikatorensysteme, etwa der UN-Kommission für Nachhaltige Entwicklung (Commission on Sustainable Development CSD), die ILO Arbeitsstandards, die Global Reporting Initiative (GRI) u.v.m.
- Grießhammer, Rainer; Buchert, Matthias; Gensch Carl-Otto; Hochfeld, Christian; Manhart, Andreas; Rüdener, Ina (2007): Product Sustainability Assessment.
- Grießhammer, Rainer; Buchert, Matthias; Gensch Carl-Otto; Hochfeld, Christian; Manhart, Andreas; Rüdener, Ina (2007): Product Sustainability Assessment. Leitfaden.
- www.prosa.org, u.a. Checklisten, Fallbeispiele, Erläuterung der Bewertungsmodelle
- www.topten.info, Übersicht über „beste“ Konsumgüter
- www.ecotopten.de, Plattform für ökologische Produkte

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

In dem Forschungsvorhaben „TOP 100 - Umweltzeichen für klimarelevante Produkte“ des Öko-Instituts wurden 100 Haushaltsprodukte untersucht. Das Ziel bestand in der Förderung energieeffizienter Produkte und Bereitstellung von Vergabekriterien für die öffentliche Beschaffung. Das Vorgehen wird am Produkt Smartphone erläutert.



Abbildung 106: Überblick über die Phasen und Komponenten der durchgeführten Screening-PROSA-Studien für die Entwicklung von Vergabekriterien für Umweltzeichen, Quelle: (Gröger et al. 2013)

- Prüfung, welche Umweltwirkungen bei der Herstellung, Anwendung und Entsorgung von Smartphones relevant sind nach ISO 14024. Neben Energieverbrauch und Treibhauseffekt können dies Aspekte wie Ressourcenverbrauch, Eutrophierungspotential, Lärm usw. sein.
- Die Ergebnisse der Markt- und Umfeldanalyse zeigten einen starken Anstieg der Absatzzahlen 2011 im Vergleich zum Vorjahr. Neben den Verkaufszahlen wurden in der Analyse gängige Modelle unterschiedlicher Hersteller im Hinblick auf technische Details (Prozessor, Betriebssystem, Speicher usw.) und ihre funktionale Qualität (Preis, Stromverbrauch, Lebensdauer usw.) untersucht. Des Weiteren wurde ein Ausblick auf zu erwartende Entwicklungstrends wie längere Akkulaufzeiten, Zusatzfunktionen, „grüne Handys“ gegeben.
- Als „Hotspots“ sozialer Auswirkungen im Lebenszyklus konnten die Phasen Rohstoffgewinnung, Fertigung und Entsorgung identifiziert werden.
- Die Umweltwirkungen von Smartphones wurden bereits in anderen Studien untersucht. Vorhandene Ökobilanzen zeigten, dass die Produktion der Geräte mit Abstand die größten Umweltauswirkungen verursacht. Etwa betrug der Primärenergieanteil am Primärenergiebedarf insgesamt in den Phasen Produktion und Auslieferung 60, während der Nutzung etwa 40 und für die Entsorgung rund 1 Prozent.
- Mit einer Lebenszykluskostenrechnung wurden die Kosten für Anschaffung, Stromversorgung, Reparatur, Telekommunikationsdienstleistungen sowie Software/Medieninhalte/Dienste aus Sicht der privaten Haushalte berechnet. Fast drei Viertel der jährlichen Gesamtkosten fielen für Telekommunikationsdienstleistungen an. Bezogen auf eine Lebensdauer von 2,5 Jahren fielen pro Jahr hingegen anteilig nur 12 Prozent der Kosten bei der Anschaffung an.

Die Ergebnisse zeigten, dass Umweltwirkungen v.a. durch eine Verlängerung der Lebensdauer der Geräte reduziert werden können (durch Speichererweiterung, Akkuaustausch). Die Ergebnisse der Marktanalysen bestätigten, dass die Europäische Ökodesign-Richtlinie und die Energieverbrauchskennzeichnung zu einem Innovationsschub bei Haushaltgeräten hin zu energieeffizienteren Produkten führten. Als Empfehlung wurde von den Autoren eine Erweiterung der Ökodesign-Anforderungen bspw. um die Aspekte Ressourceneffizienz und Schadstoffgehalt ausgesprochen.

Ergebnisse des Vorhabens „Eco Top Ten“: 2005 verursachte der private Konsum knapp zwei Drittel der Treibhausgase in Deutschland (16,4 t CO₂eq je Haushalt). Die größten Beiträge entfielen auf die Produktfelder Wohnen, Mobilität und Lebensmittel.

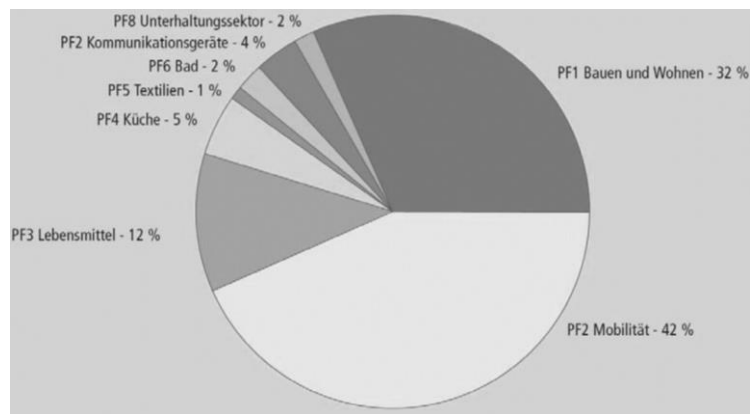


Abbildung 107: Ergebnis der Stoffstromanalyse für das Bezugsjahr 2005, Quelle: (Grießhammer et al. 2007)

Für Waschmaschinen wurden die Umweltentlastung durch Produktinnovationen und ein effizienteres Nutzerverhalten untersucht. Die funktionelle Einheit lautete „Waschen der jährlich anfallenden Wäschemenge in einem durchschnittlichen privaten Haushalt“. Die Abbildung zeigt die berechneten Kosten eines Haushalts (anteilige Anschaffungskosten, Kosten für Wasser-, Strom- und Waschmittelverbrauch, Abwasserentsorgung).

Alternative	Gesamt-Umwelt-Belastung	GWP	LCC	Einsparungen (GWP) (1)	Zusatzkosten zur Referenz A	Effizienz
	UZBP	kg CO ₂ -Äquivalente	Euro	kg CO ₂ -Äquivalente	Euro	kg CO ₂ -Äquivalente/Euro
A (Referenz)	812	139	117			
B	780	130	118	9	1	9
C	527	84	80	55	-37	-1,49
D	522	82	84	57	-33	-1,73

Abbildung 108: Vergleich von Waschmaschinen und Nutzerverhalten beim Waschen; A=preisgünstige Waschmaschine und durchschnittliches Nutzerverhalten, B=effizientere Waschmaschine (geringerer Wasser- und Stromverbrauch, Mengenautomatik vorhanden) und durchschnittliches Nutzerverhalten, C=preisgünstige Waschmaschine und optimiertes Nutzerverhalten (optimierte Beladungsmenge und niedrigere Wassertemperaturen als im Durchschnitt), D=effizientere Waschmaschine und optimiertes Nutzerverhalten, Quelle: (Grießhammer et al. 2007)

Technische Entwicklung von Waschmaschinen zur Senkung von Wasser- und Energieverbrauch sind weitestgehend ausgereizt. Die Ergebnisse der Ökoeffizienzanalyse zeigten die Vorteilhaftigkeit von bestimmten Verhaltensweisen.

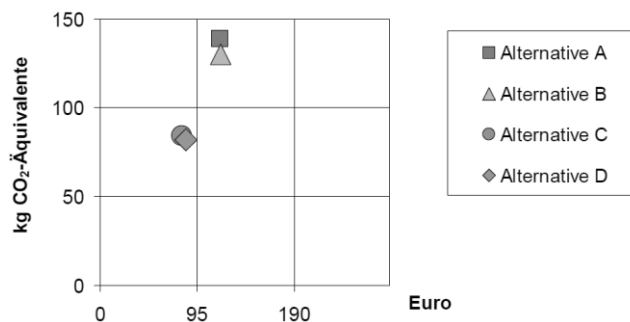


Abbildung 109: Treibhauspotential und Kosten verschiedener Alternativen, Quelle: (Grießhammer et al. 2007)

Literaturverzeichnis

Grießhammer, Rainer; Buchert, Matthias; Gensch Carl-Otto; Hochfeld, Christian; Manhart, Andreas; Rüdener, Ina (2007a): PROSA - Product Lifecycle Sustainability Assessment. Leitfaden.

Grießhammer, Reinhard; Buchert, Matthias; Gensch Carl-Otto; Hochfeld Christian; Manhart, Andreas; Rüdener, Ina (2007b): PROSA - Product Sustainability Assessment.

Gröger, Jens; Quack, Dietlinde; Grießhammer, Rainer; Gattermann, Marah (2013): TOP 100 - Umweltzeichen für klimarelevante Produkte. Endbericht.

Manhart, Andreas; Riewe, Thomas; Brommer, Eva (2012): PROSA Smartphones. Entwicklung der Vergabekriterien für ein Klimaschutzbezogenes Umweltzeichen.

Öko-Institut (1987): Produktlinienanalyse. Bedürfnisse, Produkte u. ihre Folgen. Köln.

Material-Input pro Serviceeinheit (MIPS)**Zielgruppe:**

- Geistes- und Sozialwissenschaft
 Ingenieurwissenschaft
 Pädagogik
 Naturwissenschaft
 Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
 Unternehmen/Organisation
 Prozess
 Produkt/Dienstleistung
 Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Indikator des Ressourcenverbrauchs zur Darstellung der inputorientierten ökologischen Belastungen von Produkten bzw. die durch sie erbrachte Dienstleistungen

Methodik:

MIPS setzt den kumulierten Primärmaterialaufwand eines Produkts in Beziehung zu einer Serviceeinheit, die den Nutzen des Produktsystems charakterisiert (über die Bildung des Kehrwerts kann die Ressourcenproduktivität, der Nutzen den eine bestimmte Menge an Natur spendet, beschrieben werden). Die Materialintensität (MIT) eines Produkts beschreibt den dafür benötigten Materialinput (MI) bezogen auf eine Gewichts-, Energie- oder Transporteinheit. Zur Berechnung der MIPS müssen alle MIT des Produktsystems aufsummiert und durch seinen Nutzen geteilt werden. Als Ergebnis entsteht je eine aggregierte Kennzahl für verschiedene Materialinput-Kategorien (abiotische und biotische Rohstoffe, Bodenbewegungen in der Land- und Forstwirtschaft, Wasser und Luft). Materialaufwendungen sind ebenso in der Ökobilanz enthalten, im Unterschied dazu wird mit MIPS jedoch lediglich die inputseitigen Ressourcenverbräuche und keine spezifischen Wirkungen betrachtet. Im Gegensatz zum Ökologischen Fußabdruck werden beim Material-Fußabdruck sowohl die biotischen als auch die abiotischen Ressourcen erfasst.

Dimensionen:

Ökonomische wie auch soziale Aspekte bleiben unberücksichtigt

Anwendungsmöglichkeiten:

- Indikator des vorsorgenden Umweltschutzes zur vorsorgeorientierten, stoffunspezifischen Darstellung des Materialeinsatzes für ein Produkt
- Lokalisierung, in welcher Lebensphase und in welchem Umfang Ressourcenentnahmen potentiell Umweltbelastungen verursachen können (Schwachstellenanalyse)
- Operationalisierung der Dematerialisierung der Wirtschaft zur Ableitung von Managementstrategien, die eine Verringerung der Materialintensität (durch den Einsatz von Sekundärrohstoffen, Verbesserungen bei der Auswahl der Werkstoffe und Produktionsmittel, Veränderungen bei der Zusammensetzung und Güte der eingesetzten Ressourcen, optimiertes Design/Transport/Verpackung usw.) und/oder eine Erhöhung der Serviceeinheit (durch Änderungen bei dem Gebrauch/der Nutzung, Wartung/Instandhaltung, Wieder-/Weiterverwendbarkeit usw.) versprechen
- Darstellung des Ökologischen Rucksacks bzw. des Material-Fußabdrucks eines Produkts
- Ableitung von sektorenübergreifenden Effizienz-, Konsistenz- und Suffizienzstrategien und Vermeidung von Rebound-Effekten im Rahmen von politischen Entscheidungsprozessen
- Einsatz zur Förderung umweltschonender Produkte, zur Sensibilisierung der Verbraucher, zu Werbe- und Marketingzwecken

Rückblick:

Die Material-Intensitäts-Analyse (MAIA) bildet die methodische Grundlage zur Berechnung von MIPS, veröffentlicht 1993 von Friedrich Schmidt-Bleek bzw. dem Wuppertal-Institut. Der Ansatz steht in engem Zusammenhang zur Idee des „Ökologischen Rucksacks“. Schmidt-Bleek ist ebenfalls Präsident des Factor-10-Instituts in Carnoules, Frankreich und Gründer des Factor-10-Clubs. Bei dem „Faktor 10“-Ansatz wird davon ausgegangen, dass sich für eine Entlastung des globalen Ökosystems der weltweite Ressourcenverbrauch mindestens halbieren müsste (Faktor 2). Zur Wahrung der Wachstumsmöglichkeiten der sich erst entwickelnden Länder müssten Industrieländer ihren Verbrauch jedoch auf rund ein Zehntel des derzeitigen Werts reduzieren (Faktor 10). Der Ökologische Rucksack steht in direktem Zusammenhang zum Ansatz des „Material-Fußabdruck“ der Forschungsgruppe um Michael Lettenmeier (2009).

Betrachtungsbereich:

Der Betrachtungsbereich umfasst den Materialaufwand eines Produkts über den Lebenszyklus (von der Herstellung einschließlich Rohstoffförderung, über die Produktion von Vorprodukten, den Transport und Vertrieb, die Nutzung einschließlich aller Verbräuche, Reparaturen, Entsorgung bzw. Recycling), d.h. einschließlich aller direkten und indirekten Ressourcenverbräuche sowie möglicherweise ungenutzten, aber aus dem Lager extrahierten Ressourcen. MIPS werden für dienstleistungsfähige Endprodukte definiert, können aber auch für Infrastrukturen, Haushalte, Unternehmen, Regionen oder ganze Volkswirtschaften ermittelt werden.

Beschreibung und Ausführung:

Viele von der Industrie benötigte Rohstoffe stammen aus abgelegenen, ökologisch sensiblen oder politisch instabilen Geberregionen. Aufgrund der steigenden Nachfrage nach Rohstoffen lohnt sich zunehmend auch der energie- und materialintensive Abbau in Lagerstätten mit nur geringer Rohstoffkonzentration. Die Umweltauswirkungen der Rohstoffgewinnung steigen somit überproportional zum Anstieg der Förderung. Das MIPS-Konzept basiert auf der Annahme, dass je größer die Ressourcenentnahme durch den Menschen, desto umfassender sind die anfallenden negativen Umweltwirkungen. Umgekehrt bedeutet dies, je weniger Rohstoffe für Wirtschaftsaktivitäten verwendet werden, umso weniger werden die natürlichen Stoffflüsse, Kreisläufe und Ökosysteme belastet. Mit MIPS erfolgt eine Analyse der Stoffbewegungen, die durch ein Produkt bzw. dessen Nutzung verursacht werden. Auf Basis der Material- und Energieintensität eines Produkts kann außerdem dessen Ökologischer Rucksack berechnet werden, der den Ressourceneinsatz abzüglich des Eigengewichts bemisst und somit die Last symbolisiert, die durch das Produkt von der Natur zu tragen ist. Zur Berechnung des MIPS müssen im Allgemeinen folgende Schritte vollzogen werden:



Abbildung 110: Berechnung MIPS, Quelle: eigene Darstellung (Ritthoff et al. 2002)

1. Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen. Zunächst werden die grundlegenden Elemente der Analyse festgelegt. Das Ziel kann ein Variantenvergleich eines einzelnen Produkts oder der Vergleich von mehreren Produkten eines Portfolios zur Optimierung der Produktion oder des Nutzens bilden. Das Ziel bestimmt, zusammen mit den vorhandenen zeitlichen, personellen, finanziellen Mitteln, den Umfang der Analyse. Durch die Wahl von Systemgrenzen und Abschneidekriterien wird der Betrachtungsgegenstand eingegrenzt. Verzweigungen der Prozesskette, die nicht relevant sind für die ökologische Bewertung, bleiben unbeachtet. Die Serviceeinheit legt die Anforderungen an den Nutzen des Produkts fest und stellt die Dienstleis-

tungserfüllung als Vergleichsmaßstab von Produkten heraus. Die gewählte Serviceeinheit sollte die zentralen Produkteigenschaften und Produktnutzenaspekte widerspiegeln, aber so allgemein ausfallen, dass möglichst viele Produktalternativen miteinander verglichen werden können. Die Dimension der Serviceeinheit hängt von der spezifischen Nutzung (individuellen und sozialen Bedürfnissen) und der Nutzungperiode ab (z.B. Serviceeinheit für Transporte: „Transport von A nach B mit Verkehrsmittel X in Personenkilometer oder Tonnenkilometer“). Bei Produkten mit nur einmaligem Nutzen ist die Serviceeinheit durch die Produkteinheit (Kilogramm, Liter etc.) gegeben. In Produktnormen sind häufig detaillierte Anforderungen an Produkte formuliert (Produktkategorie-Regeln (PCR) und Umwelt-Produktdeklarationen (EPD)), aus denen sich die Serviceeinheit ableiten lässt.

2. Darstellung der Prozesskette. Eine strukturierte Abbildung des Produktsystems verringert die Komplexität der Untersuchung und schafft Transparenz. Ein Prozessbild ("Materialstammbaum") stellt alle relevanten Prozessketten und -module dar, in die Stoffe ein- und ausgehen, in einer Form, die eine spätere Analyse einzelner Materialien oder Lebenswegabschnitte ermöglicht.

3. Datenerhebung. Die Datenerhebung und -validierung ist der wichtigste und aufwendigste Analyseschritt. Um einen Überblick über die stofflichen und energetischen Inputs und ggf. Outputs zu erhalten, werden die einzelnen Prozessmodule mit Daten angereichert. Der MI wird in kg oder t ausgedrückt. Die Inputs sind alle in den Prozess eingehenden primären Rohstoffe (ohne Vorkette). Alle weiteren, nicht mehr primären Inputs werden gelistet (Stoffe, Energieträger, Vorprodukte, Module, Infrastruktur, Hilfs- und Betriebsstoffe). Als Outputs werden alle produzierten Haupt-, Nebenprodukte und Abfälle (Feststoffe, Abwasser, Abluft und Emissionen in Boden, Wasser und Luft) erfasst, insofern diese erneut als Input in Prozesse eingehen.

Kategorie	Eigenschaft
abiotische, nicht nachwachsende Rohstoffe	mineralische Rohstoffe, wie Sand, Kies, Schiefer, Granit; fossile Energieträger, z.B. Kohle, Erdöl, Erdgas; bewegte Erde, z.B. Aushub von Erde oder Sediment
biotische, nachwachsende Rohstoffe	pflanzliche Biomasse aus bewirtschafteten sowie Biomasse aus nicht bewirtschafteten Bereichen, bspw. wildlebende Tiere, Fische, wildwachsende Pflanzen
Bodenbewegung in der Land- und Forstwirtschaft	mechanische Bodenbearbeitung von Böden mit mind. 2 Prozent Humusgehalt (Äcker, Weiden, Waldboden) und Erosion
Wasser	Oberflächen-, Grund-, Tiefengrundwasser unterschieden in Prozess- und Kühlwasser
Luft	Verbrennung, chemische Umwandlung, physikalische Veränderung (Aggregatzustand)

Tabelle 30: Materialinput-Kategorien im MIPS-Konzept, Quelle: (Ritthoff et al. 2002)

4. Ermittlung des MI. Häufig ist es ausreichend, lediglich den MI zu berechnen. Für Vergleich von Werkstoffalternativen, muss jedoch der MI auf eine bestimmte Einheit (z. B. kg, MWh) bezogen werden. Die Herstellung von Produkten wird durch den Produzenten bestimmt, die Nutzungsphase ist jedoch durch den Konsumenten beeinflusst. Zudem unterscheiden sich Recycling und Entsorgungssysteme. Die Berechnung wird in die zwei Abschnitte „Produktion“ und „Nutzung“ unterteilt:

- „Von der Wiege bis zum Produkt“: Für die einzelnen Prozesse bis zur Erstellung des fertigen Produkts werden die MI bzw. MIT stufenweise ermittelt. Die Berechnung der MI erfolgt über die Multiplikation der Einsatzmengen mit den spezifischen MIT-Faktoren der Einsatzstoffe für jede Ressourcenkategorie. Über die anschließende Aufsummierung der Teilergebnisse erhält man den MI des jeweiligen Zwischenprodukts, unterschieden nach den Ressourcenkategorien. Die Ergebnisse für Produkte, die in Gewichtseinheiten gehandelt werden, sollten als MIT angegeben werden. Der MI wird hierbei ins Verhältnis gesetzt zum Gewicht des Produkts. Im

Zähler steht die Gewichtseinheit, im Nenner eine geeignete Einheit bezogen auf Material, Energie oder Distanz, z.B. kg/kg Stahl, t/MWh Strom, t/km Transport, je nach Betrachtungsgegenstand. Bei der Berechnung des MI und der MIT empfiehlt es sich Haupt- von Nebenprodukten abzugrenzen. Hauptprodukte sind alle Produkte, für die der Prozess ursächlich betrieben wird, Nebenprodukte all jene, die zwar marktfähig sind, für die der Prozess jedoch nicht initiiert wurde. Den zusätzlich anfallenden Produkten werden keine Ressourcenverbräuche zugerechnet, sondern nur der zusätzlich entstehende Aufwand zur Weiterverarbeitung. Das Wuppertaler Institut für Klima, Umwelt und Energie stellt für einzelne Roh-, Grund-, Werk- und Baustoffe bereits berechnete Koeffizienten zur Verfügung. Diese geben die durchschnittlichen Rohstoffverbräuche für gängige Materialien wie Stahl, Aluminium, Beton, Kunststoff, Glas oder für ganze Module wie Elektrizität, Transport wieder. Eine Übernahme ist jedoch aufgrund möglicher Abweichungen nur eingeschränkt sinnvoll, bspw. beziehen sich Daten für Energie auf einen bestimmten Energiemix unter Berücksichtigung bestimmter Energieträger und Erzeugungstechnologien.

- „Von der Wiege bis zur Bahre“: Um die Ressourcenverbräuche in den einzelnen Lebenswegabschnitten systematisch festzuhalten, werden für alle Prozesse jeweils ein Erhebungs- und ein Berechnungsbogen ausgefüllt. Die für die Nutzung und Entsorgung nutzer- und produktabhängig benötigten Ressourcen werden getrennt von den vorangegangenen Phasen berechnet.

5. Umwandlung von MI zu MIPS. Die Inputs (Masse, Energieträger etc.) werden mit der Material-Intensität multipliziert und alle Ergebnisse für jede Ressourcenkategorie aufsummiert.

$$MIPS(x) = \frac{\sum_{i=0}^n m_i * MI_i}{Use(x)}$$

x = Produkt/Service, m_i = Menge Input i, n = Anzahl der Inputs, MI_i Material-Intensität Input i, Use(x) Service des Produkts x

Prozess 1 bis n	Abiotische Rohstoffe (ab)		Biotische Rohstoffe (bi)		Bodenbewe- gung (ea)/Erosion (er)		Wasser (wa)		Luft (ai)		
	Menge	MIT	kg/unit	MI T	kg/unit	MI T	kg/unit	MI T	kg/unit	MI T	kg/unit
Stoff/ Vorprodukt											
[Name] 1	m ₁	MI ₁	m ₁ *MI ₁
...
[Name n]	m _n	MI _n	m _n *MI _n
∑ Teilprozess 1			∑ m _i *MI _i		∑ m _i *MI _i		∑ m _i *MI _i		∑ m _i *MI _i		∑ m _i *MI _i
∑ Teilprozess n
∑ MI (aller Teilprozesse)			MI ab		MI bi		MI ea/ er		MI wa		MI ai
Summe Ser- viceeinheiten											
MIPS (MI pro Serviceeinheit)			MIPS ab		MIPS bi		MIPS ea/er		MIPS wa		MIPS ai

Tabelle 31: Berechnungsschema MI / MIPS, Quelle: verändert nach (Liedtke et al. 2014)

Der MI pro Serviceeinheit ergibt sich durch die Division der MI durch die Anzahl der Serviceeinheiten: $MIPS = \frac{MI}{S} = \frac{\text{Material Input}}{\text{Service Unit}}$. Der Kehrwert (S/MI) ist ein Maß für die Ressourcenproduktivität, er bildet ab, wie hoch der Nutzen ausfällt, den eine bestimmte Menge an natürlichen Ressourcen bereitstellen kann. Die Aggregation der Ressourcen in der Wirkungskategorie „abiotische Rohstoffe“ kann auf Gewichtsbasis erfolgen (z.B. 1 kg Steinkohle*MI [kg/kg] + 1 kg Kalkstein*MI [kg/kg] = x kg abiotisches Material). Alternativ kann eine Aggregation auf Knappheitsbasis (ADP) anhand eines Charakterisierungsfaktors unter Bezugnahme auf eine Referenzsubstanz

stattfinden (z.B. 1 kg Steinkohle*ADP + 1 kg Kalkstein*ADP = x kg Sb-Äq. abiotischer Ressourcenverbrauch). Für viele Stoffe fehlen geeignete Charakterisierungsfaktoren und die Endlichkeit der Stoffe bleibt unberücksichtigt.

6. Interpretation der Ergebnisse. Aus den Ergebnissen werden abschließend Empfehlungen abgeleitet. Zur Sicherstellung von Transparenz und Nachvollziehbarkeit sollten die Möglichkeit zur Unterscheidung nach Kategorien bestehen bleiben. Die Ergebnisse aus den Kategorien Wasser und Luft bleiben stets separat, da sich Wirkungen hier v.a. lokal zeigen. Die drei Kategorien abiotische Rohstoffe, biotische Rohstoffe und Bodenbewegung können ungewichtet weiter zum Globalen Materialaufwand, GMA (gebräuchlicher: Total Material Requirement, TMR) zusammengefasst werden.

Total Material Indikatoren stellen eine Weiterentwicklung des MIPS-Konzepts dar. Insbesondere die Relevanz des Total Material Requirement (TMR) und des Total Material Consumption (TMC) als Leitindikatoren für die Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung auf internationaler, europäischer und nationaler Ebene steigt. So ist neben dem Gewicht des Ökologischen Rucksacks entscheidend, wo dieser gefüllt wird. Die Ermittlung der beiden Indikatoren erfolgt über Materialflussrechnungen. Der TMR („globaler Materialaufwand“) umfasst sämtliche inländische und ausländische Primärmaterialaufwendungen von Produktion und Konsum. Die Division des Bruttoinlandprodukts (BIP) durch den globalen Materialaufwand gibt die gesamte Ressourcenproduktivität einer Volkswirtschaft wieder. Der daran orientierte Material-Fußabdruck ($MF_{ab+bi(+er)}$) ergänzt die Familie der Fußabdruck-Analysen (Wasser-, CO₂-, Ökologischer Fußabdruck usw.).

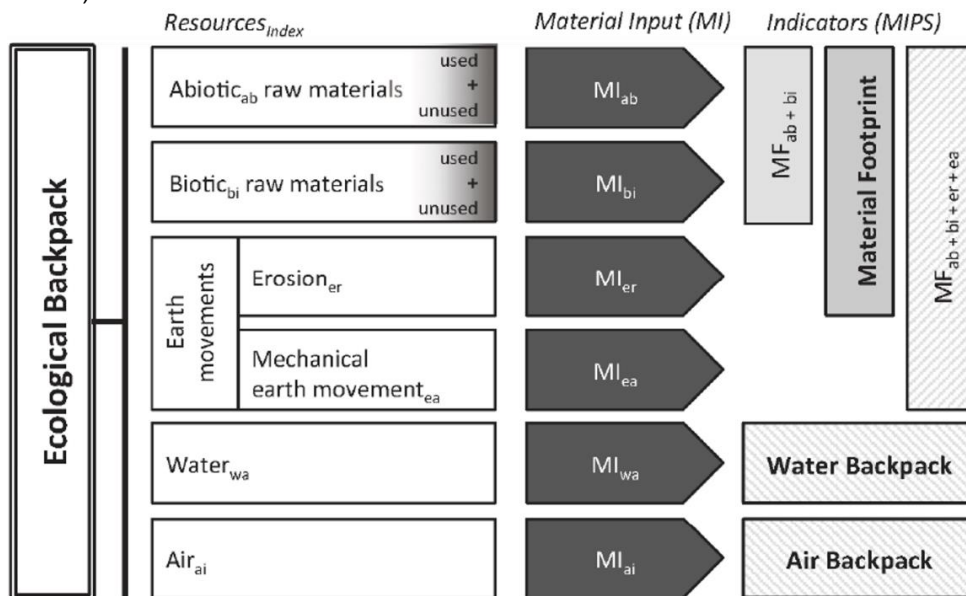


Abbildung 111: Übersicht Ökologischer Rucksack, Quelle: (Liedtke et al. 2014)

Berichterstattung:

Für MIPS existieren keine vorgeschriebenen Berichtspflichten oder Berichterstattungsstandards.

Datenverfügbarkeit:

Für die Datenerhebung und Berechnung der MI bzw. MIT stellt das Wuppertaler Institut Erhebungs- und Berechnungsbögen sowie fertige MIT-Faktoren für häufig eingesetzte Grund-, Werk-, Baustoffe zur Verfügung. Als Datenquellen generische Datensätze zu Produktklassen (Branchen- oder nationale Durchschnittswerte) aus Datenbanken und Literaturwerte, außerdem spezifische Daten aus Messungen und Interviews. Die Datenverarbeitung wird mit der Anwendung von Softwarelösungen wie Tabellenkalkulations- oder Ökobilanzierungsprogramme (z.B. GaBi, Umberto, Ifu) erleichtert.

Stärken und Schwächen:

- Eine einfach handhabbare, kosten- und zeiteffiziente Ermittlung von richtungsweisenden Daten zum Ressourcenverbrauch in Produktsystemen und verschiedenen Subsystemen ist möglich (Lebenszyklusphase, Prozess, Fertigungsstätte, Transportvorgang, Energieeinsatz usw.).
- Nationale und internationale Statistiken weisen zumeist eine übereinstimmende Kategorisierung der Materialflüsse auf und können daher zur Berechnung der MIPS genutzt.
- Mit dem Ökologischen Rucksack können im Zusammenhang mit einem Produkt oder einer Dienstleistung anfallende Ressourcenverbräuche eingängig veranschaulicht werden. Er eignet sich daher gut als Kommunikationsinstrument oder zu pädagogischen Zwecken.
- MIPS ist ein Indikator für eine erste Grobabschätzung der im Zusammenhang mit Produktsystemen auftretenden Umweltbelastungen. Verschiedene Produkte sind nur dann vergleichbar, wenn konsistente Abschneidekriterien und Lieferantenkette vorliegen, was in der Praxis unrealistisch ist. Zudem unterliegen die betrachteten Faktoren und Daten permanenten Veränderungen. Bei den Angaben zu Ökologischen Rucksäcken oder Material-Fußabdrücken handelt es sich daher immer nur um Schätzwerte.
- Spezifische Umweltwirkungen und die Kritikalität von Rohstoffen bleiben weitestgehend unberücksichtigt.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- Ritthoff, Michael; Rohn, Holger; Liedtke, Christa; Merten, Thomas (2002): MIPS berechnen. Ressourcenproduktivität von Produkten und Dienstleistungen.
- www.wupperinst.org/themen/ressourcen/ressourcen-berechnen, www.mips-online.info, www.ressourcen-rechner.de, Ökologischer Rucksack, MIT-Werte, Tabellenvorlage

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Das nachfolgend vorgestellte (gekürzte) Beispiel „Teppichreiniger“ stammt aus dem MIPS-Leitfaden Ritthoff et al. Das Ziel der Studie bestand im Vergleich zweier alternativer Teppichreiniger: einer Teppichbürste mit einer Lebensdauer von 30 Jahren vs. Teppichsauger mit einer Lebensdauer von 10 Jahren anhand der Serviceeinheiten (1) eine Stunde Teppichreinigen, (2) ein Jahr Teppichreinigen (x Stunden pro Woche), (3) Teppichreinigen über die gesamte Lebensdauer des Produkts (Schritt 1). Danach erfolgte die Ausweisung der Prozesskette über die Festlegung der Systemgrenzen und Definition von Abschneidekriterien. Aufgrund fehlender Daten wurde der MI-Wert anhand der Werkstoffe in den Produkten berechnet. Deren Gewichtsanteile wurden mit den entsprechenden MI-Faktoren multipliziert (Schritt 2). Neben der Gewichtsanalyse umfasste die Datenerhebung die Abschätzung der Nutzungs- (Bürsten, Reinigungsmittel, Anzahl Staubbeutel, Stromverbrauch) und Entsorgungs- bzw. Recyclingphase (Transport zur Recyclingstation) und Erhebung der dazugehörigen MI-Faktoren je Werkstoff (Schritt 3). Im Anschluss wurden die MI-Werte je 1kg Kammzug für die fünf Materialinput-Kategorien berechnet (Schritt 4).

			abiotisches Material		biotisches Material	
Bezeichnung Stoff/Vorprodukt	Einheit	Menge	MI-Faktor kg/Einheit	kg/Einheit Hauptprodukt	MI-Faktor kg/Einheit	kg/Einheit Hauptprodukt
Rohwolle	kg	1,670	3,11	5,19	103,00	172,01
synthetische Waschmitte	kg	0,014	1,00	0,01		
Schmälze	kg	0,004	1,00	0,00		
Soda	kg	0,009	4,46	0,04		
Polyethylen	kg	0,011	5,40	0,06		
Strom	kWh	3,460	4,70	16,26		
Wasser	kg	15,530				
Σ				21,57		172,01

			Bodenbewegungen		Wasser		Luft	
Bezeichnung Stoff/Vorprodukt	Einheit	Menge	MI-Faktor kg/Einheit	kg/Einheit Hauptprodukt	MI-Faktor kg/Einheit	kg/Einheit Hauptprodukt	MI-Faktor kg/Einheit	kg/Einheit Hauptprodukt
Rohwolle	kg	1,670			1,42	2,37	0,04	0,06
synthetische Waschmitte	kg	0,014			k.A.		k.A.	
Schmälze	kg	0,004			k.A.		k.A.	
Soda	kg	0,009			27,72	0,25	1,02	0,01
Polyethylen	kg	0,011			64,90	0,71	2,10	0,02
Strom	kWh	3,460			83,06	287,39	0,60	2,08
Wasser	kg	15,530			1,00	15,53		
Σ				0,00		306,25		2,17

Abbildung 112: Berechnungsbogen MIPS; die Daten beziehen sich auf 1 kg Kammzug, Quelle: (Ritthoff et al. 2002)

Die berechneten MI-Werte wurden ins Verhältnis gesetzt zu den Serviceeinheiten, indem der MI-Wert der Lebensdauer auf ein Jahr oder eine Stunde bezogen wurde (Schritt 5). Die Ergebnisse offenbarten die Unterschiede der beiden Geräte im Materialverbrauch. Beim herkömmlichen Sauger sorgte der Stromverbrauch in der Nutzungsphase für einen hohen Ressourcenverbrauch (Schritt 6).

Gerät	gesamte Lebensdauer	ein Jahr Teppichreinigen	einmal „ (0,5 h)	Herstellung	Gebrauch	Entsorgung/Recycling
Teppichsauger (10 Jahre Lebensdauer)	5174	517	3,6	84,4	5150	0,2
Teppichbürste (30 Jahre Lebensdauer)	78,71	2,6	0,02	23,5	55	0,24

Tabelle 32: Ergebnisse des Saugervergleichs aufgeschlüsselt nach Lebensphasen [kg], Quelle: (Ritthoff et al. 2002)

Der Ökologische Rucksack eines Produkts beträgt ein Vielfaches seines Eigengewichts. Dieses setzt sich auch aus dem Nutzerverhalten zusammen. Etwa kann bezogen auf das Beispiel Musikdateien das vermehrte Herunterladen und Zusammenstellen von mp3-Dateien dazu führen, dass in Summe das Gewicht der CD übertroffen wird.



Abbildung 113: Ökologischer Rucksack, Quelle: (Wuppertal-Institut 2012)

Der Material-Fußabdruck setzt sich aus vier Teil-Footprints (nichtmetallische Materialien, Metalle, fossile Rohstoffe und Biomasse) zusammen. Im Jahr 2010 betrug der Material-Fußabdruck pro Einheit BIP in den Industrienationen 23,6, in Entwicklungsländern 14,5 kg pro Kopf.

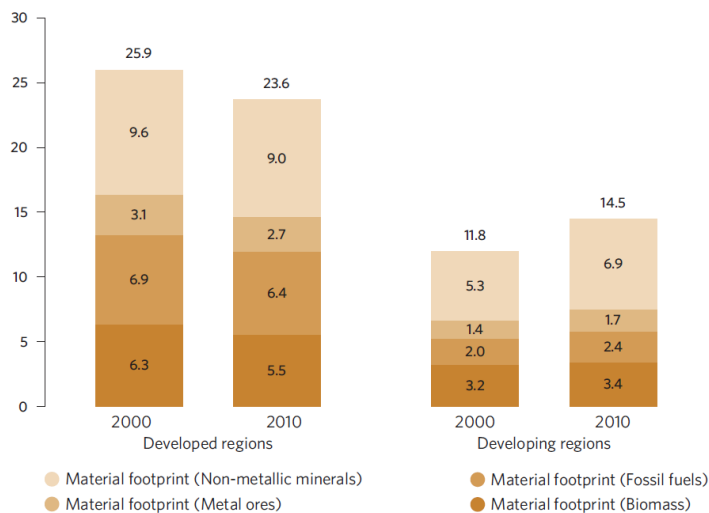


Abbildung 114: Material-Fußabdruck pro Kopf, Quelle: (UN-STATCOM 2016)

Die Abbildung 115 zeigt einen Vergleich des Ressourcenverbrauchs verschiedener Energieversorgungssysteme (jeweils ab Netz ohne Berücksichtigung von Netzverlusten und Netzinfrastruktur). Demnach beanspruchen Windenergieanlagen im Vergleich zu Biogasanlagen und dem Strommix 2008 erheblich weniger Ressourcen pro erzeugter MWh.

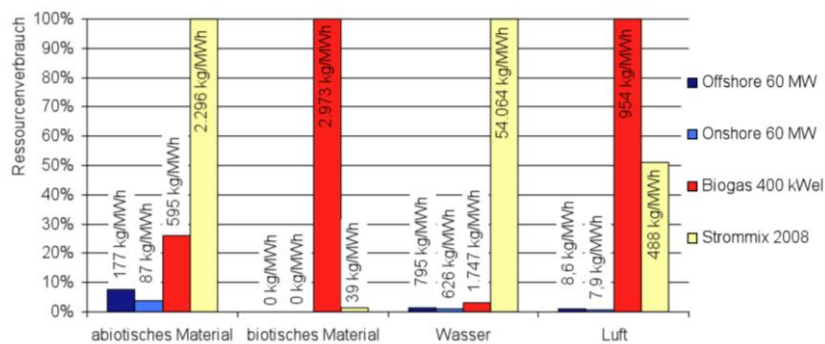


Abbildung 115: Ressourcenverbrauch verschiedener Energieversorgungssysteme im Vergleich zum Strommix 2008, Quelle: (Wiese 2010)

Literaturverzeichnis

Bringezu, Stefan (2000): Analyse der Materialintensität von Infrastrukturen zur Unterstützung eines integrierten Ressourcenmanagements. Wuppertal-Institut für Klima, Umwelt, Energie: Wuppertal Papers (102).

Liedtke, Christa; Bienge, Katrin; Wiesen, Klaus; Teubler, Jens; Greiff, Kathrin; Lettenmeier, Michael; Rohn, Holger (2014): Resource Use in the Production and Consumption System - The MIPS Approach. In: Resources 3 (3), S. 544-574.

Ritthoff, Michael; Rohn, Holger; Liedtke, Christa; Merten, Thomas (2002): MIPS berechnen. Ressourcenproduktivität von Produkten und Dienstleistungen. Wuppertal-Institut für Klima, Umwelt, Energie: Wuppertal Spezial (27).

Schmidt-Bleek, Friedrich (1993): Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS - das Maß für ökologisches Wirtschaften. Berlin, Basel, Boston.

Schmidt-Bleek, Friedrich (1998): MAIA: Einführung in die Material-Intensitäts-Analyse nach dem MIPS-Konzept. Wuppertal.

Schmidt-Bleek, Friedrich (2004): Der ökologische Rucksack. Wirtschaft für eine Zukunft mit Zukunft. Stuttgart.

Schmidt-Bleek, Friedrich; Wiegandt, Klaus (2008): Nutzen wir die Erde richtig? Die Leistungen der Natur und die Arbeit des Menschen. Frankfurt am Main.

Stibbe, Rosemarie (2017): Globales Life-Cycle-Controlling. Footprinting in der Praxis. Wiesbaden.

Ströbele, Benjamin (2017): Bereitstellung von Umweltdaten im Baubereich auf der Grundlage statistischer Zusammenhänge zwischen den Wirkungsindikatoren einer Ökobilanz. KIT Scientific Publishing (Karlsruher Schriften zur Bau-, Wohnungs- und Immobilienwirtschaft, Band 8).

UN-STATCOM (2016): The Sustainable Development Goals Report 2016.

Wiesen, Klaus; Lang, Bastian; Rohn, Holger (2010): Ressourceneffizienzpotenziale der Stromerzeugung durch Windenergie und Biomasse in Deutschland. In: Materialeffizienz und Ressourcenschonung, S. 48-58.

Kumulierter Energieaufwand (KEA), Cumulative energy demand (CED)

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Ermittlung des lebenszyklusbezogenen Primärenergieaufwands eines Produkts

Methodik:

Zur Ermittlung des KEA (ehemals Energieäquivalenzwert) erfolgt eine Bilanzierung und primär-energetische Bewertung der Energieströme von Produktsystemen. Die Kenngröße umfasst die direkten und indirekten Energieaufwendungen im Produktlebensweg. Sie wird differenziert nach einzelnen Lebenswegabschnitten, der Nutzungsart der Eingangsstoffe und der Art der eingesetzten Energieträger. Zur Darstellung des KEA werden energietechnische Informationen vereinheitlicht und vergleichbar gemacht. Die Datensammlung erfolgt fallweise über eine mehr oder weniger detaillierte Prozesskettenanalyse (Kombination aus Makro-, Mikro-, Materialbilanzanalyse und/oder energetische Input-Output-Analyse). Als Charakterisierungsfaktoren werden Heiz- oder Brennwerte der jeweiligen Energieträger eingesetzt. Das Ergebnis ist eine vollaggregierte, eindimensionale Kennzahl, i.d.R. angegeben als Joule pro funktionelle Einheit (J/fE) bzw. MJ_{-eq.} Vergleichbar mit MIPS (Material-Input pro Serviceeinheit) ist KEA ein Indikator der Ressourceneffizienz. In der Ökobilanz wird der kumulierte fossile Energieaufwand eines Produkts anhand der eingesetzten Energieträger bewertet und diese zusammen mit Daten zu anderen Wirkungskategorien in der Wirkungsabschätzung zusammengeführt. Der KEA bildet somit einen Teilausschnitt einer Ökobilanz.

Dimensionen:

Betrachtung der Energieaufwendungen als Indikator für negative ökologische Auswirkungen.

Anwendungsmöglichkeiten:

- Instrument zur ersten Abschätzung der Umweltwirkungen eines Produkts
- Entscheidungsgrundlage für Politik, Gesellschaft und Wirtschaft, z.B. im Zusammenhang mit der Gestaltung und Realisierung von umweltpolitischen Maßnahmen
- Verwendung als Indikator zur Berechnung des Energieverbrauchs und Erstellen energieträgerbezogener Emissionsbilanzen und zum Treffen von Aussagen über die energetische Ressourceneffizienz und die Klimawirksamkeit eines Produkts
- Informationsbasis für Unternehmen zur Festlegung von Prioritäten bei der Nutzbarmachung von Energieeinsparpotentialen. Hinweise zur energetisch optimierten Wahl von Werkstoffen und Prozesstechnik sowie der Nutzungsdauer energieverbrauchender oder -umwandelnder Produkte. Verdeutlichung der energetischen Bedeutung einer adäquaten Behandlung von Gebrauchsgütern (Stoffrückführung, Deponierung, Verbrennung)
- In Kombination mit Informationen aus Datenbanken Grobcheck zur Überprüfung der Richtungssicherheit eines Projekts, z.B. durch die Aufstellung energieträgerbezogener Emissionsbilanzen

Rückblick:

Seit den 1950er und 1960er Jahren befassen sich eine Vielzahl von Autoren mit der gesamtwirtschaftlichen Bedeutung des Energieverbrauchs und der Problematik seiner Erfassung. Ausschlaggebend für die Entwicklung von Instrumenten zur Beschreibung des Energiesystems waren zunächst die beiden Ölkrisen Mitte der 70er Jahre und deren Folgen auf das Wirtschaftswachstum. Rund ein Jahrzehnt später gerieten die durch Emissionen verursachten Umwelt- und Gesundheitsschäden und sich abzeichnende klimatische Veränderungen in den energie- und wirtschaftspolitischen Fokus. Mit dem Ziel der Förderung sparsamer und umweltfreundlicher energetischer Lösungen werden seit Beginn der 90er Jahre umfassende Umweltindikatoren entwickelt, innerhalb derer Energie ein thematischer Teilbereich darstellt. Die Entwicklung und Standardisierung eines konkreten Rechenmodells zur Ermittlung des KEA erfolgte unter Leitung des Vereins Deutscher Ingenieure (VDI) und Beteiligung des Umweltbundesamts und führte 1995 zur erstmaligen Veröffentlichung der VDI-Richtlinie 4600, die aktuell in der Version von 2012 vorliegt.

Betrachtungsbereich:

Der KEA umfasst die direkten und indirekten Energieaufwendungen im Zusammenhang mit einem Produkt, d.h. die Gesamtmenge an Energie, die von der Herstellung über die Nutzung bis zur Entsorgung eines Produkts sowie die Bereitstellung der dafür benötigten Infrastruktur (Gebäude, Anlagen, etc.) anfällt. Die Systemgrenzen und der Detaillierungsgrad der Analyse hängen von Untersuchungsgegenstand und Fragestellung ab. Allgemein erstrecken sich die Bilanzgrenzen vom Rohstoff in der Lagerstätte bis zur Endlagerung bzw. Deponierung der Materie oder Stoffe, wobei auch die anfallenden Emissionen in die Umweltmedien Luft, Wasser und Boden zu berücksichtigen sind.

Beschreibung und Ausführung:

Die Ermittlung des Energiebedarfs eines Produkts und Bildung von Kennwerten ist vor allen Dingen aufgrund der Endlichkeit natürlicher Ressourcen sowie den Folgen ihrer Erschließung und des Einsatzes von Energieträgern von Bedeutung. Allgemein werden Ressourcen in energetische und nicht-energetische (stoffliche) Ressourcen unterschieden. Energetische Ressourcen umfassen endliche fossile und regenerative Energieträger. Der kumulierte fossile Energieaufwand wird unterschieden nach fossil-biogen und fossil-mineralisch, die erste Kategorie umfasst die „klassischen“ Energieträger wie Stein- und Braunkohle, Torf und nicht nachhaltig genutzte Primärwälder, in Abgrenzung zu Kernbrennstoffen. Energiekennwerte werden differenziert in Nutz-, End- und Primärenergiekennwerte:

- Die Nutzenergie gibt den Energieaufwand wieder, der unmittelbar für eine zu erbringende Dienstleistung eingesetzt wird, z.B. in einem Gebäude zur Aufrechterhaltung der Raumtemperatur oder zur Trinkwassererwärmung.
- Endenergiekennwerte enthalten den Aufwand an Energieträgern, der zur Deckung der Nutzenergie innerhalb eines Systems, z.B. das System „Gebäude“, benötigt wird, d.h. für die Umwandlung, Speicherung, Verteilung und Abgabe an Energie.
- Die Primärenergie ist die „Rohenergie“, die noch keine technische Umwandlung und keinen Transport erfahren hat (z.B. Rohöl, Erdgas, Uran, Kohle in der Erde, Holz im Stand, Solarstrahlung, potentielle Energie des Wassers, kinetische Energie des Windes). Mit dem Primärenergiekennwert werden zusätzlich die Aufwendungen außerhalb eines Systems (außerhalb der Gebäudemauern) für die Gewinnung, Umwandlung und Verteilung der Energieträger einbezogen. Primärenergiekennwerte werden üblicherweise in Primärenergie, nicht erneuerbar und erneuerbar unterschieden.

Es existieren unterschiedliche Ansätze zur Berechnung des KEA, die zu abweichenden Ergebnissen führen können (nach Ecoinvent, SIA 2032, VDI 4600). Die VDI-Richtlinie 4600 gibt Empfehlungen für eine einheitliche Berechnungsweise des KEA, die auf den Normen zur Ökobilanz (ISO 14040/14044) beruhen. Nach der Richtlinie ergibt sich der kumulierte Energieaufwand aus den primärenergetisch bewerteten direkten und indirekten Energieaufwendungen eines Produktsystems (einschließlich aller Transporte wie auch der Fertigungs-, Hilfs-, und Betriebsstoffe bzw. -mittel, die nicht selbst in das Produkt eingehen): $KEA = KEA_H + KEA_N + KEA_E$. Im Gegensatz dazu beinhaltet das Konzept der sog. „grauen Energie“ den indirekten Energiebedarf für Herstellung, Transport, Lagerung, Verkauf und Entsorgung eines Produkts, aber nicht die direkten Energieaufwendungen für die Nutzung. Über die Zusammenführung von makro- und mikroanalytischen Verfahren wird eine schrittweise Annäherung an den KEA erreicht:

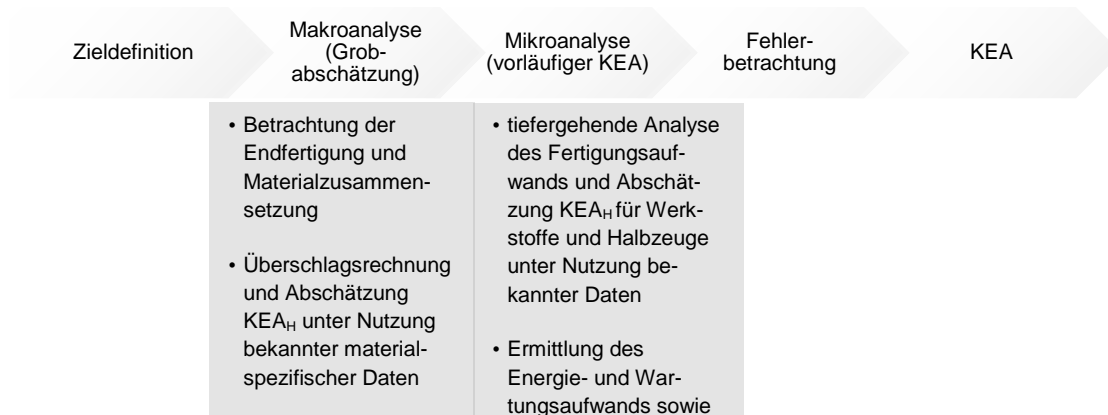


Abbildung 116: Vorgehensweise bei der Ermittlung des KEA, Quelle: verändert nach (VDI 4600) (2012)

1. Zieldefinition. Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen. Um eine wirklichkeitsnahe Beschreibung des Energiesystems und eindeutige und nachvollziehbare Ergebnisse zu erhalten, müssen das betrachtete Produktsystem und die darin ablaufenden Stoff- und Energieströme exakt definiert und quantifiziert werden (z.B. extern bezogene Energien, die Verwendung von Werkstoffen oder Halbzeuge aus vorgelagerten Produktions- und Energiebereitstellungsprozessen; thermisch nachverwertete Reststoffe). Die Festlegung der Systemgrenzen erfolgt iterativ anhand von örtlichen, zeitlichen und technologischen Kriterien. Über die Formulierung von Abschneidekriterien wird bestimmt, welche Energieaufwendungen relevant für die Analyse sind oder aufgrund ihrer Geringfügigkeit vernachlässigt werden können.

2. Makroanalyse. Werte für Komponenten oder Produkte lassen sich über die Inputs und Outputströme homogener Produktionsbereiche ermitteln. Die energetische Input-Output-Analyse betrachtet volkswirtschaftliche Daten auf Ebene von Produktionssektoren. Sie ist ungeeignet zur Ermittlung des KEA einzelner Produkte, bei weitestgehend homogenen Sektoren ermöglicht sie aber eine erste Abschätzung von Produkten und Produktgruppen. Der Material- und Prozessenergieaufwand wird anhand von Daten zu Anlagen und Geräten vergleichbarer Größe analysiert, anschließend der KEA der einzelnen Teilbereiche $KEA_H + KEA_N + KEA_E$ grob abgeschätzt. Zur Bestimmung des KEA_N sind Kenntnisse zu den Betriebs- und Nutzungszeiten von Anlagen erforderlich, die aus Durchschnitts- bzw. Erfahrungswerten abgeleitet werden können.

3. Mikroanalyse. Bauteile und Prozesse mit großem Einfluss auf das Gesamtergebnis werden tiefergehend untersucht. An die Makroanalyse schließt daher eine Analyse auf Fertigungsebene und die energetische Bewertung der Eingangsmaterialien auf Halbzeugebene an. Die Analyse kann kombiniert werden mit einer Materialbilanzanalyse, bei der ein Stoff- und Energiegerüst

aufgestellt wird, das unter Verwendung von materialspezifischen Datensätzen aus Datenbanken und mithilfe einer Software mit den KEA-Werten aufgefüllt wird. Bei der Prozesskettenanalyse wird das Produktsystem anhand der einzelnen Prozesse im Produktionsvorgang ausgehend von Endprodukt untersucht. Über einen Materialstammbaum können die Energieverbräuche für jeden Teilstrom im Produktionsgang als einzelne Bilanzräume ausgewiesen werden. Der KEA_H wird dann rückwärtsgewandt für Baugruppen-, dann Bauteile- bzw. Halbzeuge und schließlich für Rohstoffe ermittelt. Um die Analyse praktikabel zu halten, beschränkt sich die Analyse der eingesetzten Betriebsmittel (die ihrerseits unter Nutzung anderer Betriebsmittel erzeugt und zur Produktionsstätte transportiert wurden) lediglich auf den ersten Schritt.

4. Fehlerbetrachtung. Zur Überprüfung der Robustheit der Ergebnisse werden vor der Ermittlung des endgültigen KEA besonders sensitive Positionen detailliert betrachtet, dazu gehören Halbzeuge mit unbekanntem Herstellungsaufwand, indirekte Verbräuche, der Einfluss der Betriebs- und Hilfsstoffe sowie Mehrverbräuche und Fabrikationsreste.

5. Zusammenstellung der Beiträge zum kumulierten Energieaufwand. Der KEA setzt sich zusammen aus dem kumulierten Energieverbrauch (KEV) und dem kumulierten nicht energetischen Aufwand (KNA): $KEA = KEV + KNA$.

- Die energetische Nutzung von Energieträgern wird mit dem kumulierten Energieverbrauch KEV dargestellt. Dieser beinhaltet alle gehandelten, primärenergetisch über Bereitstellungsnutzungsgrade bewerteten Endenergien (EE) für Wärme, Kraft, Licht und sonstige Stromverbraucher. Der Bereitstellungsnutzungsgrad ist ein Kennwert, mit dem die Effizienz der Umwandlung von Primärenergie zu Endenergie berücksichtigt wird. Er beschreibt als Gewichtungsfaktor den Bereitstellungsaufwand eines Energieträgers ab dem Zeitpunkt der Exploration bis zur nutzbaren Endenergie, wodurch der Einsatz verschiedener Energieträger vergleichbar wird. Der jeweilige Bereitstellungsnutzungsgrad eines Energieträgers wird in die Berechnung des KEA als Brenn- oder Heizwert einbezogen, menschliche Arbeit und metabolische Energie bleiben unerfasst.

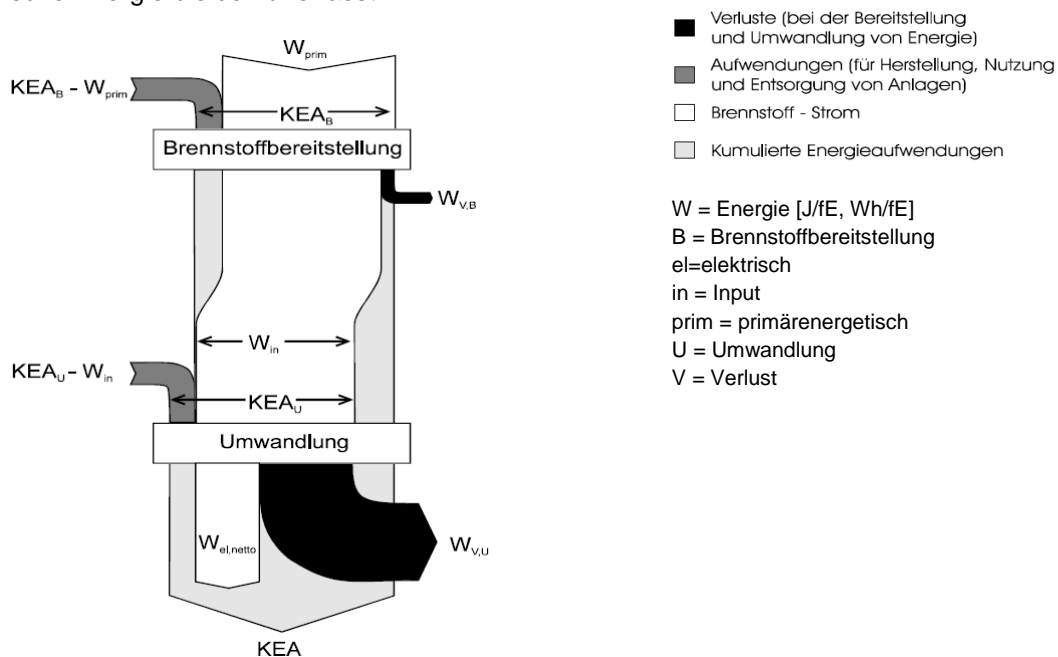


Abbildung 117: Übersicht zum Bereitstellungsnutzungsgrad (als Sankey-Diagramm), Quelle: (Schwaiger 1996)

- Es muss berücksichtigt werden, dass Energieträger sowohl energetisch als auch stofflich

Anwendung finden (z.B. wird in der Petrochemie Erdöl als Grundstoff für chemische Produktionsverfahren eingesetzt). Der kumulierte nicht energetische Aufwand KNA ist die Summe des primärenergetisch bewerteten Energieinhalts aller stofflich genutzten Energieträger (NEV, im wesentlichen fossile Rohstoffe) und des stoffgebundenen Energieinhalts von Einsatzstoffen (SEI, Heizwert aller anderen brennbaren Stoffe, z.B. als Grundstoff eingesetzte Biomasse): $KNA = NEV + SEI$.

- Geht ein Sekundärrohstoff in eine neue Prozesskette ein, muss dem vorherigen Bilanzraum eine energetische Gutschrift erlassen werden und nur der Heizwert geht in die Berechnung des KEA ein. Entstehen neben dem Zielprodukt Kuppelprodukte, ist der jeweilige Energieaufwand anteilig anhand geeigneter physikalischer, energetischer und wirtschaftlicher Bewertungsgrößen zuzuordnen. Der Einfluss der Zuordnungsverfahren auf das Gesamtergebnis sollte geprüft werden.

Abschließend erfolgt die Entscheidung über die Festlegung der Darstellungsart. Je nach Datenlage wird die bereitgestellte Endenergie in nicht erneuerbar und erneuerbar unterschieden: $KEA = KNRA + KRA$, wobei $KNRA_{\text{nuk}}$ bzw. $KNRA_{\text{foss}}$ kumulierter nicht regenerativer Aufwand nuklear/fossil und KRA kumulierter regenerativer Aufwand. Die Ergebnisse werden, nach Energieträger differenziert, in Tabellen festgehalten. Die graphische Aufbereitung erfolgt häufig in Form von Sankey-Diagrammen, in denen z.B. die Bereitstellungsverluste bei der Energieumwandlung, die Aufwendungen im Lebenszyklus u. Ä. maßstabsgetreu skaliert sind.

Berichterstattung:

Die VDI 4600 stellt keine Anforderungen an die Berichterstattung. Die Analyse des KEA und Darstellung der Ergebnisse erfolgt jeweils für spezifische Fragestellungen und Anwendungsfälle von Fachleuten verschiedenster Berufsgruppen (z.B. Immobilienmakler, Wertermittler, Banken, Auditoren). Die Vorgehensweise, die gewählten Bilanzgrenzen und Bewertungsmethoden sind für den spezifischen Untersuchungsgegenstand transparent und nachvollziehbar zu dokumentieren. Um Missverständnisse und Fehlinterpretationen im Zusammenhang mit dem Austausch zwischen Akteuren zu vermeiden, ist der Rückgriff auf etablierte Richtlinien wie die VDI 4661, in denen allgemeine Regeln zur Bildung, Auswertung, Nutzung und Interpretation von Energiekennwerten werden, notwendig.

Datenverfügbarkeit:

Für die Erstellung der Energiebilanzen liefern Datenbanken (z.B. GEMIS, ProBas, GaBi) generische Datensätze zu Produkten, Dienstleistungen und Verfahren, die auf der Auswertung nationaler Statistiken via Input-Output-Analyse beruhen. Auf Basis von Maschinenkenndaten und Laufzeiten kann der Endenergieverbrauch anhand von Rechnungen kalkuliert oder über Stromzähler gemessen werden. Bei der Ermittlung des KEA_H wird auf Anlagen und Geräte vergleichbarer Größe oder ähnlichen Aufbaus zurückgegriffen und Schätzungen mit technischen Daten vorgenommen (Eigengewicht, spezifischen Verbrauch, Durchsatz usw.). Der KEA_N fußt auf Durchschnitts- und Erfahrungswerten.

Stärken und Schwächen:

- +Eine vergleichende Darstellung der Umweltwirkungen durch den Einsatz verschiedener Energieträger ist möglich sowie eine Ausweitung der Analyse und Betrachtung weiterer potentieller Umweltwirkungen mit der Ökobilanz.
- +Im Vergleich zur umfassenden Bewertung mit der Ökobilanz verringert sich der Erhebungsaufwand deutlich.
- Eine systematische Abgrenzung und Allokation der Input- und Output-Ströme ist aufgrund der Komplexität und Verflechtungen von Einzelprozessen schwer zu verwirklichen, es entstehen

Unsicherheiten durch Weglassungen, Ausgrenzungen und Abschätzungen. So ist bei den Primärenergieträgern Kern-, Solar- und Windenergie keine eindeutige Festlegung von Bilanzgrenzen möglich, was bspw. die primärenergetische Bewertung von Holz und anderen nachwachsenden Energieträgern oder Einsatzstoffen erschwert.

- Gewöhnlich fließen sowohl Heiz- als auch Brennwerte in die Berechnung ein, wobei oftmals keine Unterscheidung zwischen beiden gemacht wird. Als Indikator der Ressourceneffizienz wäre die Verwendung des Brennwertes angemessener, was in der Praxis eher eine Ausnahme darstellt.
- Generell sind die Datenverfügbarkeit und der Aufwand bei der Datenbeschaffung ein großes Problem. Annahmen über den Energieaufwand in späteren Lebenswegabschnitten basieren auf Durchschnitts- und Erfahrungswerten und besitzen daher verminderte Aussagekraft. Für die Herstellungsphase lassen sich mit der Auswertung von betrieblichen Informationssystemen oder über direkte Messungen vergleichsweise verlässliche Aussagen treffen.
- Ein häufig angeführter Kritikpunkt an der VDI-Richtlinie betrifft die Bewertungsansätze für erneuerbare Energieträger. Der Einbezug des Bereitstellungsnutzungsgrads der regenerativen Energieträger führt zu einer Gleichstellung mit nicht erneuerbaren Ressourcen und lässt deren Knappheit unberücksichtigt.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- VDI 4600:2012, Kumulierter Energieaufwand (KEA)
- VDI 4600:2015, Kumulierter Energieaufwand (KEA) - Beispiele
- VDI 4661:2014, Energiekenngrößen
- Fritsche, Uwe R.; Jenseit, Wolfgang; Hochfeld, Christian (1999): Methodikfragen bei der Berechnung des Kumulierten Energieaufwands (KEA).

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Analyse zur Abschätzung der Ressourcenpotentiale beim Einsatz miniaturisierter Bauteile bei der Darstellung der Chemikalie m-Anisaldehyd. Vergleich zweier Prozessalternativen (1) diskontinuierliche Prozessführung der zweistufigen Synthese im Rührkessel mit einer Reaktionszeit über mehrere Stunden und (2) kontinuierliche Synthese im Cytos Pilot System mit einer Verweilzeit der Reaktionskomponenten in Mikroreaktoren von wenigen Minuten.

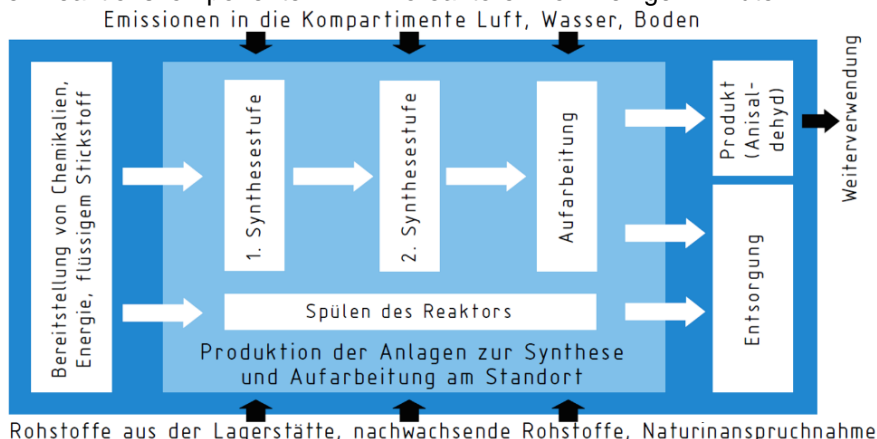


Abbildung 118: Systemgrenzen des betrachteten Fallbeispiels, Quelle: (Kralisch und Weyell 2015)

Der Anteil elektrischer Energie am KEA „erneuerbare Energieträger“ fiel bei (1) deutlich geringer aus als bei (2) (14 bzw. 54 Prozent), ähnlich verhielt es sich beim KEA „nicht erneuerbare Energieträger“ (8 bzw. 27 Prozent). Der Einsatz von Mikropumpen ermöglicht die Handhabung kleiner Volumina an Reagenzien. Während bei (2) ein kontinuierlicher Einsatz von Mikropumpen erforderlich ist, sind die Pumpen bei der absatzweisen Dosierung der Edukte bei (1) nur zeitweise in Betrieb. Entsprechend betrug der KEA „nicht erneuerbare Energieträger“ zum Betrieb der Vakuumpumpen bei (1) 28 Prozent, bei (2) 35 Prozent. Der Unterschied zum KEA „erneuerbare Energieträger“ fiel aufgrund des hohen Anteils erneuerbarer Energien an der Erzeugung elektrischer Energie in Deutschland noch deutlicher aus. Bei der Bewertung der ökologischen Auswirkungen und der Ressourceneffizienz beider Prozesse zeigten sich deutliche Vorteile durch den Einsatz von Mikropumpen. Es konnte eine Verbesserung der energetischen Ressourceneffizienz nicht erneuerbarer Energieträger um fast 20 Prozent ermittelt werden.

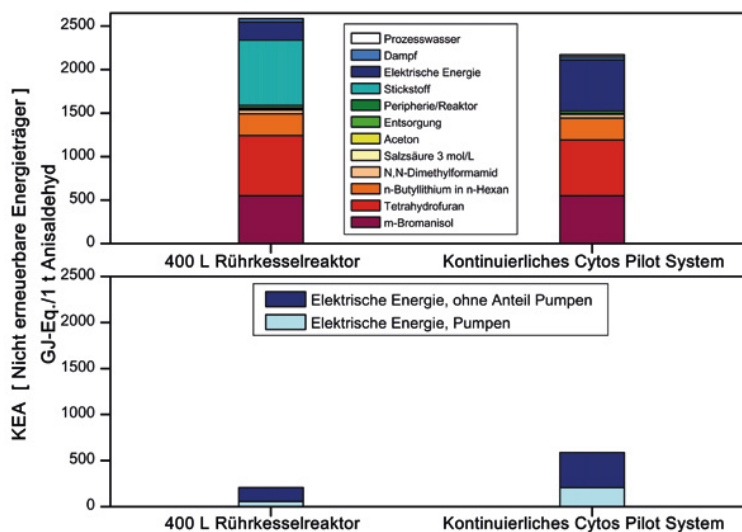


Abbildung 119: Ergebnisauszug: Einfluss der Pumpensysteme auf den KEA „nicht erneuerbare Energieträger“ auf die beiden Prozessalternativen, Quelle: (Kralisch und Weyell 2015)

Der jährliche Energieaufwand (graue Energie plus Betriebsenergie für Heizung und Kühlung) dreier Bauarten (1) konventionelle Betonbauweise, (2) modular vorgefertigte Stahlbauteile und (3) modular vorgefertigte Holzbauteile von Mehrfamilienhäusern über eine angenommene Lebensdauer von 50 Jahren wird verglichen.

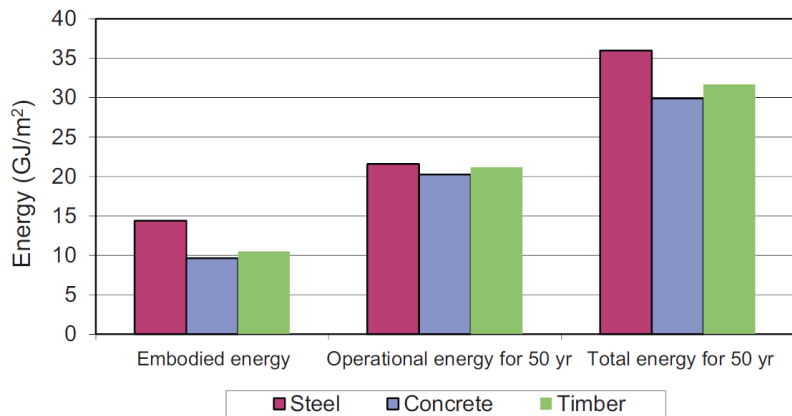


Abbildung 120: KEA dreier Konstruktionstypen, Quelle: (Aye et al. 2012)

KEA von Holzfurnierlagenverbundwerkstoffe: primär-energetische Bewertung der Konstruktionswerkstoffe in der Produktionsphase (KEA_H) auf Basis der Bezugsgröße Herstellung von 1 kg Werkstoffmasse und der funktionellen Einheit 1 Stück Skidförderer (Materialfluss-Anlage)

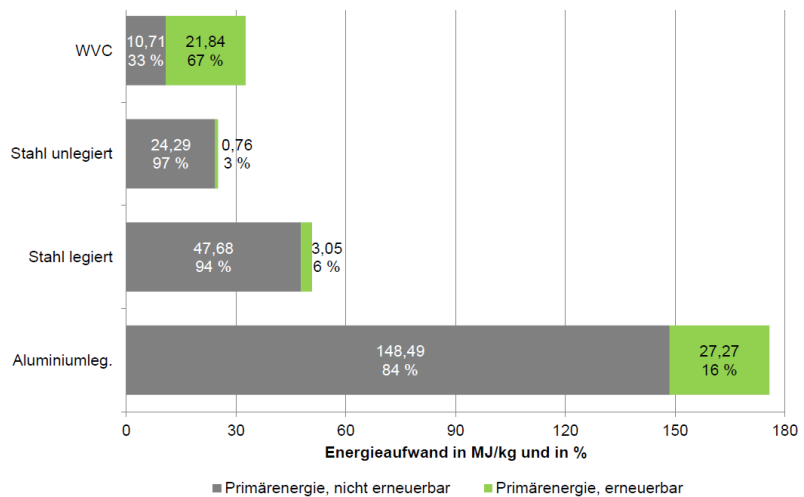


Abbildung 121: Aufteilung der Primärenergieaufwands nach erneuerbaren und nicht erneuerbaren Energiequellen für verschiedene Fördertechniken, Quellen: (Feig und Eichhorn 2016)

Der Vergleich des KEA fossiler und elektrisch betriebener Fahrzeuge (Diesel-, Benzin-, Elektro- und Erdgasautos) zeigt, dass die Treibhausgasemissionen der durchschnittlichen Gasfahrzeuge betrieben mit reinem Erdgas oder der Erdgas/Biogas-Mischung diejenigen der konventionell fossilen Fahrzeuge teilweise übersteigen.

Einheit pro pkm	Verbrauch /100pkm	KEA total MJ Öl-eq/pkm	KEA erneuerbar MJ Öl-eq/pkm	KEA fossil MJ Öl-eq/pkm	KEA nuklear MJ Öl-eq/pkm	Treibhausgase kg CO ₂ -eq/pkm
Diesel, Durchschnitt	6.13 l	3.05	0.08	2.61	0.36	177
Benzin, Durchschnitt	6.79 l	3.40	0.08	2.95	0.38	198
Erdgas, Durchschnitt	7.48 kg	3.85	0.10	3.30	0.45	204
Erdgas/Biogas, Durchschnitt	7.48 kg	3.66	0.11	3.07	0.48	195
Biogas, Durchschnitt	7.48 kg	1.89	0.16	1.03	0.70	107
Elektroauto, Strommix CH	20 kWh	3.01	0.29	1.34	1.39	95
Elektroauto, Strommix UCTE	20 kWh	3.23	0.20	2.01	1.02	151
Diesel, Klassenbester	3.83 l	2.29	0.08	1.85	0.36	124
Benzin, meistverkauft	5.58 l	3.00	0.08	2.54	0.38	171
Erdgas, BestCase	6.40 kg	3.43	0.10	2.89	0.44	179
Erdgas/Biogas, BestCase	6.40 kg	3.26	0.10	2.70	0.46	171
Biogas, BestCase	6.40 kg	1.75	0.15	0.95	0.65	95
Elektroauto, zert. Strommix	20 kWh	2.20	0.65	1.12	0.43	79

Abbildung 122: KEA und Treibhausgas-Emissionen verschiedener Personenwagen; je Personenkilometer, Quelle: (Flurry und Frischknecht 2012)

Literaturverzeichnis

Aye, Lu; Ngo, T.; Crawford, R. H.; Gammampila, R.; Mendis, P. (2012): Life cycle greenhouse gas emissions and energy analysis of prefabricated reusable building modules. In: Energy and Buildings 47, S. 159-168.

Eyerer, Peter (1996): Ganzheitliche Bilanzierung. Werkzeug zum Planen und Wirtschaften in Kreisläufen. Berlin.

Forschungsstelle für Energiewirtschaft (FfE) (1996): Ganzheitliche energetische Bilanzierung der Energiebereitstellung (GaBiE).

Frischknecht, Rolf (1997): The seductive effect of identical physical units. In: Int. J. LCA 2 (3), S. 125-126.

Fritsche, Uwe R.; Jenseit, Wolfgang; Hochfeld, Christian (1999): Methodikfragen bei der Berechnung des Kumulierten Energieaufwands (KEA).

Jenseit, Wolfgang; Lützkendorf, Thomas; Eiermann, Oliver (1999): Der Kumulierte Energieaufwand (KEA) im Baubereich.

Karin Flury; Rolf Frischknecht (2012): Ökobilanz Erdgasauto.

Klöpffer, Walter; Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim.

Kralisch, Dana; Weyell, Peter (2015): Ressourceneffizienz im Maschinen- und Anlagenbau - Potenziale der Miniaturisierung. VDI ZRE Publikationen: Kurzanalyse Nr. 14.

Lützkendorf, Thomas; Unholzer, Matthias (2013): Kennwerte zur energetischen und ökologischen Qualität von Bauwerken in deren Nutzungsphase.

SIA 2032 (2013): Graue Energie von Gebäuden. Korrigenda C1 zu SIA 2032:2010.

Syggulla, R.; Götze, U. (2013). In: R. Neugebauer, U. Götze und Drossel W.-G. (Hg.): Kumulierter Energieaufwand (KEA) - Methodik und Implikationen für die Gestaltung einer energieeffizienten Produktion. Energetisch-wirtschaftliche Bilanzierung und Bewertung technischer Systeme - Erkenntnisse aus dem Spitzentechnologiecluster eniPROD. Auerbach, S. 145-158.

Umweltbundesamt (UBA) (1999): KEA: mehr als eine Zahl. Basisdaten und Methoden zum Kumulierten Energieaufwand (KEA).

VDI 4600:2012-01, Kumulierter Energieaufwand (KEA) - Begriffe, Berechnungsmethoden.

VDI 4600:2015-08, Kumulierter Energieaufwand - Beispiele.

Weinberg, Jana; Kaltschmitt, Martin (2015). In: Martin Kaltschmitt und Liselotte Schebek (Hg.): Umweltbewertung für Ingenieure. Berlin, Heidelberg, S. 246-249.

Carbon Footprint, Product Carbon Footprint (**PCF/CFP**), CO₂/CO_{2eq}-Fußabdruck, Klima-Fußabdruck

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Ermittlung, Bewertung und Kommunikation der Klimarelevanz von Produkten

Methodik:

Es existieren etliche Ansätze zur Ermittlung des produktbezogenen Carbon Footprints (z.B. Climate Declaration, BP X30-323, PAS 2050, JEMAI CFP Program, GHGP, ISO/TS 14067). Die allgemeine Vorgehensweise, so auch in der Technischen Spezifikation ISO/TS 14067, orientiert sich an der Ökobilanz und sieht eine Bilanzierung der emittierten und entzogenen Treibhausgasmengen entlang des Produktlebenswegs vor. Mit der Wirkungskategorie „Klimawandel“ wird dabei lediglich ein Ausschnitt potentieller Umweltwirkungen berücksichtigt. Als zentrale Berechnungsgröße fungiert das Treibhausgaspotential klimawirksamer Stoffe (GWP). Dieses wird für ein Produktsystem bezogen auf eine Nutzeinheit (z.B. Treibhausgasemissionen pro Liter Getränk/100g Nahrung/Inhaltsstoff usw.) in Form von CO₂-Äquivalenten [kg] quantifiziert. Analog zum PCF werden auch andere spezifische Umweltwirkungen untersucht, z.B. mit dem Wasserfußabdruck die Wassernutzung in Zusammenhang mit einem Produkt.

Dimensionen:

Ökologische Dimension, eine Erweiterung um zusätzliche Wirkungskategorien und Dimensionen ist prinzipiell möglich

Anwendungsmöglichkeiten:

- Grundlage für die Planung und Umsetzung von Klimaschutzprojekten für politische und wirtschaftliche Entscheidungsträger
- Mittels produkt-, projekt- oder organisationsbezogenen Treibhausgasbilanzen können besonders emissionsintensive Produktphasen, Prozesse oder Unternehmensbereiche identifiziert werden. Diese bilden die Basis für unternehmerische Strategien und Produkt- bzw. Prozessoptimierungen (z.B. Kennwerte für die Festlegung von Zielen und Planungsvorhaben, Umsetzung von Maßnahmen zur Erhöhung der Energieeffizienz und Realisierung von Energieeinsparpotentialen usw.).
- Auf politischer Ebene werden Informationen für die Formulierung von Produktkategorie-Regeln (PCR) bereitgestellt, mit denen die Grundsätze für Umweltzeichen festgelegt werden (z.B. Umweltproduktdeklarationen (EPD) für Bauprodukte).
- Einsatz als Umweltkommunikationsinstrument zur Steigerung des Bewusstseins der Verbraucher über die Klimawirksamkeit alltäglicher Produkte und des Einflusses des persönlichen Nutzungsverhaltens auf die Höhe von Emissionen. Eine erhöhte Nachfrage von klimafreundlicheren Produkten fördert die Etablierung nachhaltigerer Produktionsstrukturen
- Der PCF darf nicht zur Beurteilung der generellen Umweltverträglichkeit eines Produkts herangezogen werden darf.

Rückblick:

In vielen Ländern fanden in der jüngsten Vergangenheit parallele Initiativen zur Festlegung von Kriterien und Regeln zur Berechnung und Kommunikation des PCF statt. In Deutschland beauftragten das Bundesumweltministerium und das Umweltbundesamt das Öko-Institut Freiburg mit der Erarbeitung einer eigenen Methodik und starteten ein PCF-Pilotprojekt mit Industriepartnern zur Erarbeitung von Fallstudien. Das Ergebnis bildet das 2009 veröffentlichte „Memorandum zum Product Carbon Footprint“, das insbesondere wichtige Hinweise für die praktische Umsetzung gab. In Zusammenarbeit von Unternehmen und Forschungsorganisationen entstand zudem 2010 der vom BMU und dem Bundesverband der Deutschen Industrie (BDI) herausgegebene Leitfaden „Produktbezogene Klimaschutzstrategien“. Der nationale Standard „Public Available Specification 2050“ (PAS 2050) von 2008, entstanden in der Zusammenarbeit von British Standard Solutions (BSI), des britischen Umweltministeriums (DEFRA) und Carbon Trust, war der weltweit erste Standard zur Ermittlung des PCF. 2011 veröffentlichte zudem das Weltressourceninstitut (WRI) zusammen mit dem Weltwirtschaftsrat für Nachhaltige Entwicklung (WBCSD) das international harmonisierte "Greenhouse Gas-Protocol" (GHGP/PARS), eine Richtlinie für die Berechnung und Berichterstattung des PCF für Produkte und Organisationen. Die EU verweist in ihren Mitteilungen und Empfehlungen auf die Masse an Methoden zur Messung der Carbon-Footprints. Weitere Initiativen sind etwa die Einrichtung einer Arbeitsgruppe der UNEP/SETAC Life Cycle Initiative oder ein Testprojekt des Japanischen Ministeriums für Wirtschaft, Handel und Industrie (METI) zur Erarbeitung einer Technischen Spezifikation. Der vorläufige Stand der internationalen Standardisierungsbemühungen ist die Technische Spezifikation ISO/TS 14067 von 2014, als Ergebnis der Harmonisierung von GHGP und PAS 2050 (die im Vorjahr veröffentlichte ISO 14067 wurde zurückgezogen) sowie die Reihe ISO 14064 Teil 1 bis 3 für die Organisations- und Projektebene sowie die DIN EN 16258 Carbon Footprint für Transportleistungen. Anforderungen an die Kommunikation des PCF sollen künftig in einer eigenen Norm, der ISO 14026, festgehalten werden.

Betrachtungsbereich:

Betrachtet werden alle klimarelevanten Gase in der Wertschöpfungskette „cradle-to-grave“ (einschließlich vor- und nachgelagerter Prozesse und beteiligte Akteure). Ein Bezug auf bestimmte Lebenswegabschnitte, bspw. die Produktion inklusive der Vorketten („cradle-to-gate“) kann erfolgen. Bei der Untersuchung von Projekten und Organisationen werden Emissionen nach Vorbild des GHGP i.d.R. in direkte und indirekte Emissionen (Scope 1/2/3) unterschieden.

Beschreibung und Ausführung:

Insbesondere durch den Energie-, Transport-, Industrie- und Gebäudesektor werden erhebliche Mengen an Treibhausgasen (THG) ausgestoßen. Schadstoffemissionen infolge menschlicher Aktivitäten führen zu einer erhöhten Konzentration von THG in der Erdatmosphäre, die klimatische Veränderungen und verbundene Umweltwirkungen verursachen. Die einzelnen THG besitzen ein unterschiedlich starkes Treibhauspotential. Das Global Warming Potential (GWP) gibt den potentiellen Beitrag eines THG zur Erwärmung der bodennahen Luftschichten, zum sog. Treibhauseffekt, an. Der Beitrag eines spezifischen THG wird als GWP-Wert relativ zum Treibhauspotential von Kohlendioxid (CO₂) masse- und zeitbezogen beschrieben. I.d.R. wird für die Bewertung des Beitrags eines THG zum Treibhauseffekt dessen Klimawirksamkeit gemittelt über den Zeitraum von 100 Jahren als GWP₁₀₀ angegeben. Der Weltklimarat (IPCC) weist gemäß dem aktuellen Stand der Klimaforschung den potentiellen Beitrag von THG zum Klimawandel mit CO₂-Äquivalenten als Referenzeinheit aus.

Bei einem Vergleich des Treibhauspotentials von 1 kg Methan mit 1 kg Kohlendioxid besitzt Methan bezogen auf eine Zeitperiode von 100 Jahren eine um den Faktor 25 höhere Wirkung auf den Treibhauseffekt, d.h. der Ausstoß von einem Kilogramm Methan in die Atmosphäre entspricht der Treibhauswirkung, die eine Emission von 25 Kilogramm Kohlendioxid in 100 Jahren bewirken würde. Je niedriger der CO_{2eq} -Wert eines Gases, umso niedriger ist seine potentielle Wirkung auf die globale Erwärmung.

GWP_{100}	CO_{2eq} [kg]
Kohlendioxid CO_2	1
Methan CH_4	25
Distickstoffoxid N_2O	298
Tetrafluormethan (PFC/ CF_4)	7.390
Trifluormethan (HFC/ CHF_3)	14.800
Schwefelhexafluorid (SF_6)	22.800

Tabelle 33: Die sechs Kyoto-Gase und ihr Treibhauspotential, Quelle: (IPCC 2007)

Die Entwicklung einer einheitlichen Methodik zur Ermittlung des PCF unterliegt vielen konzeptionellen Herausforderungen (bzgl. Systemgrenzen, Allokationsregeln, Datenverfügbarkeit, End-of-Life, Carbon Storage, Carbon-Offsetting usw.), die sich empfindlich auf die Aussagekräftigkeit der Ergebnisse und die Anwendung des PCF als Instrument zur unternehmens- oder produktbezogenen Kommunikation der Klimaverträglichkeit von Produkten einschränkt. Vom BMU/BDI wurde im PCF-Pilotprojekt der folgende, richtungsweisende Ansatz erarbeitet:

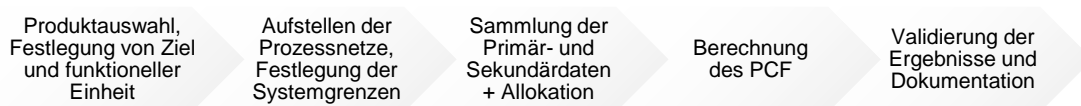


Abbildung 123: Schematischer Ablauf der Erhebung des PCF, Quelle: (BMUB 2010)

1. Vorbereitungen zur Erfassung des PCF. Der erste Schritt umfasst die Zieldefinition, die Produktauswahl sowie die Einbindung relevanter Akteure (Lieferanten, Unternehmenspartner). Das übergeordnete Ziel bildet zumeist die Senkung der THG über den Produktlebenszyklus. Es bestimmt über die Wahl des Anwendungsbereichs (Scope), der Systemgrenzen, des Datenerhebungs- und Validierungsverfahrens. Die Entscheidung über die Auswahl von Produktkategorien erfolgt idealerweise im Dialog mit den Stakeholdern. Die funktionelle Einheit als Vergleichsbasis reflektiert die Art und Weise, wie ein Produkt von Endkonsumenten oder auch Unternehmenskunden angewendet wird und welchen Nutzen es stiftet. Anhaltspunkte zu unterschiedlichen Anwendungen und zur Festlegung der funktionellen Einheiten können Industrieverbände oder Produktnormen liefern.

2. Erhebung der Daten und Berechnung des PCF. In dem Leitfaden sind folgende Arbeitsschritte zur Ermittlung des PCF beschrieben, die sich an der Ökobilanz orientieren:

- Erstellen von Prozessnetzen: Identifikation aller Materialien, Aktivitäten und Prozesse, die zu einer möglichst adäquaten Beschreibung der einzelnen Lebenswegabschnitte („cradle-to-grave“/„cradle-to-gate“) des untersuchten Produktsystems beitragen
- Festlegung der Systemgrenzen: Definition des Anwendungsbereichs (Scope), d.h. der Prozesse, der Inputs und Outputs, die untersucht werden sollen; für bestimmte Produkte liegen Produktkategorie-Regeln (PCR) als Vorlagen vor (spezifische Regeln, Anforderungen und Richtlinien (zur Funktion, technischen Leistung, Nutzung) für die Entwicklung von Umwelt-Produktdeklarationen für Produktgruppen, die sich auf die gleiche Nutzeneinheit beziehen und einen konsistenten, international akzeptierten Ansatz zur Beschreibung des Produktlebenszyklus darstellen).
- Datenerhebung: Sammlung von Daten für die einzelnen Prozessmodule. Unterscheidung von Aktivitätsdaten, die sich auf alle Material-, Energie- und Transportmengen als Input und Output im Lebenszyklus beziehen und Emissionsfaktoren, die die Verknüpfung des Mengengerüsts mit den THG pro untersuchter Einheit beschreiben

- Festlegung von Allokationsregeln: Für die Zuordnung der über den Lebensweg auftretenden Umweltbelastungen zu Kuppelprodukten, Recycling und Abfallentsorgung („End-of-Life-Prozesse“)
- Berechnung des PCF: Bilanzierung der THG nach ISO 14040 als Summe aller Massen-, Energie- und Abfallströme über den gesamten Lebenszyklus eines Produkts multipliziert mit den entsprechenden Emissionsfaktoren im Rahmen einer Energie- und Massebilanz

3. Bewertung und Anwendung des PCF. Zur Gewährleistung von Konsistenz bedingt durch verschiedene Berechnungsmöglichkeiten macht die Norm Vorgaben zum Umgang mit spezifischen emittierten bzw. entzogenen THG-Mengen und zur die Berichterstattung. Diese betreffen den Umgang mit fossilem/biogenem Kohlenstoff und Strom, Änderungen des Kohlenstoffgehalts im Boden, direkte Landnutzungsänderungen, nicht CO₂-THG (Tiere, Stallmist, Böden) sowie indirekte Landnutzungsänderung, die einen positiven oder negativen Beitrag zum PCF leisten und auf geeignete Weise berechnet und kommuniziert werden müssen. Der letzte Schritt betrifft außerdem den Umgang mit Unsicherheiten (Durchführung einer Sensitivitätsanalyse) und Validierung des PCF über eine geeignete Dokumentation und Berichterstattung.

Aufbauend auf den Erfahrungen aus den PCF-Pilotstudien wurden von den Bearbeitern Empfehlungen für die Ergebniskommunikation ausgesprochen. Diese beinhalten:

- die differenzierte Darstellung der Informationen über den Lebenszyklus insgesamt und aufgeschlüsselt in einzelne Lebenszyklusphasen,
- das Absehen von einer CO₂-Ziffer im Sinne einer Produktkennzeichnung,
- eine konsistente Ermittlung des PCF über eine längere Zeitspanne,
- die Schaffung von Transparenz durch eine vollständige Dokumentation (der Annahmen, Gewichtungen, der Datenqualität usw.),
- die offene Zugänglichkeit der Ergebnisse,
- eine Prüfung durch unabhängige Dritte sowie
- die Verwendung anerkannter produkt- und branchenübergreifender Ansätze.

Als umweltschutzbezogenes Kennzeichen von Produkten hat sich in Deutschland der Blaue Engel etabliert. Statt neuer PCF-Label mit CO₂-Ziffer wird eine Integration des PCF in bestehende Umweltkennzeichen (Umweltproduktdeklarationen Typ I-III) angestrebt.

Der Entwurf eines international verbindlichen Standards zur Ermittlung des PCF wurde zunächst abgelehnt. Nach einigen Anpassungen wurde 2013 die Technische Spezifikation ISO/TS 14067 als künftige Norm zur vorläufigen Anwendung vom Europäischen Komitee für Normung (CEN) angenommen. Seit Ablauf der Gültigkeit Mitte 2016 wurde keine weitere Stellungnahme der CEN-Mitglieder abgegeben. Die TS legt auf Grundlage der emittierten und entzogenen THG-Mengen im Produktlebensweg Anforderungen sowie Grundsätze und Leitlinien für die Berechnung und Kommunikation des PCF in Übereinstimmung mit der Ökobilanz fest:

1. Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens. Im Zuge der Festlegung der Rahmenbedingungen der Analyse werden verfahrenstheoretische Überlegungen vorgenommen sowie Anforderungen an die Datensammlung und -qualität bestimmt.

2. Sachbilanz. Bilanziert werden die in die Atmosphäre emittierten und aus ihr entzogenen THG anhand der Prozessmodule innerhalb des Produktsystems und Zuordnung der Daten zu den einzelnen Lebenswegabschnitten.

3. Wirkungsabschätzung. Die Berechnung des PCF erfolgt durch die Multiplikation der Masse der abgegebenen/entzogenen THG mit dem vom Weltklimarat festgelegten GWP100.

4. Auswertung. Abschließend werden die Ergebnisse auf Folgerichtigkeit und Unsicherheiten geprüft, Schlussfolgerungen und Vorbehalte formuliert und die Resultate empfängergerecht aufbereitet.

Das GHG Protocol und die Normenreihe ISO 14064 liefern Anleitungen zur Berechnung und Berichterstattung des Carbon Footprints auf Organisationsebene (Projekte, Unternehmen). Bei der Quantifizierung der Klimagase werden Scope 1/2/3-Emissionen unterschieden: Scope 1 beinhaltet direkte Treibhausgasemissionen aus organisationseigenen Quellen (aus der Verbrennung fossiler Energieträger, dem Fuhrpark, der Produktion, chemischen Prozessen usw.). Scope 2 umfasst energiebedingte indirekte Emissionen aus zugekaufter Energie (Strom, Fernwärme, Dampf usw.) und Scope 3 „andere indirekte Emissionen“, die nicht zu den genannten Kategorien zählen, aber durch die Organisation verursacht werden (z.B. Geschäftsreise- und Pendlerverkehr, Abfallentsorgung, Transporte). Mit der Normenreihe ISO 14064 existierten zunächst Standardisierungsansätze zur Berechnung des Carbon Footprints für Organisationen und Projekte. Mithilfe des Corporate Carbon Footprint (CCF) werden die Hauptemittenten von Klimagasen in Unternehmen identifiziert. Bei der Quantifizierung der Klimagase werden, nach Vorbild des GHGP, Emissionen in direkte und indirekte Emissionen unterschieden.

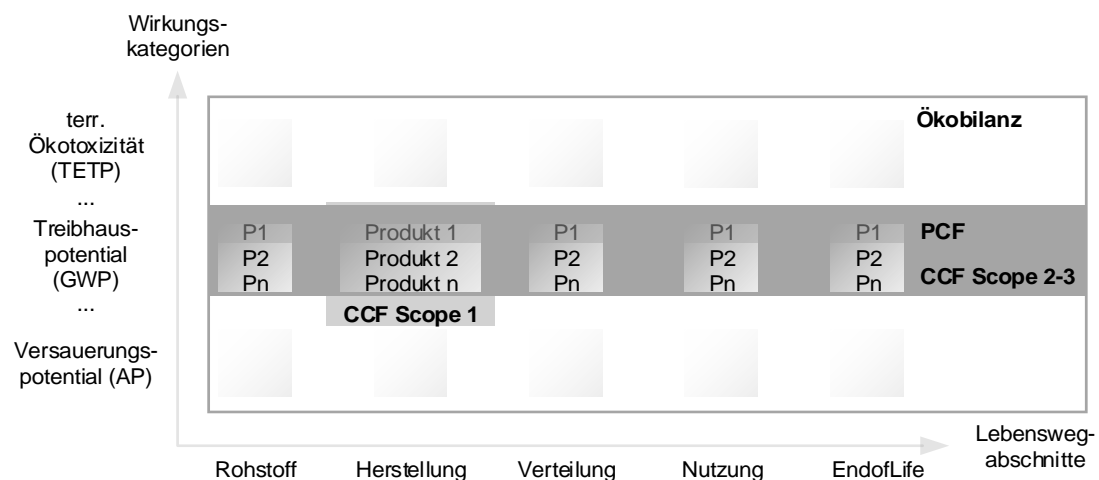


Abbildung 124: Beziehung zw. der Ökobilanz, dem PCF und dem CCF, Quelle: (Navarro 2017)

Berichterstattung:

Nach der ISO/TS 14067 ist ein Vergleich zwischen Produkten aufgrund ihrer umweltbezogenen Überlegenheit oder Präferenzen unzulässig. Vergleiche auf Grundlage des PCF sind nur möglich, wenn die Berechnungen auf identischen Anforderungen an die Quantifizierung und Kommunikation beruhen, Weisungen hierfür sind im Anhang der Norm formuliert. Im Fall einer Veröffentlichung der Ergebnisse ist nach ISO 14044 die Durchführung einer „kritischen Prüfung“ erforderlich. Bei Produktvergleichen und Fragen übergreifender Bedeutung (z.B. Produktpolitik) sollte eine „Kritische Prüfung durch einen Ausschuss interessierter Kreise“ erfolgen.

Datenverfügbarkeit:

Informationen zu Aktivitäts- und Emissionsfaktoren können als Primärdaten erhoben werden oder aus sekundären Quellen stammen. Dazu zählen: Ökobilanzdatenbanken (z.B. EcoInvent, ELCD, WECOBIS), sektorspezifische Datenbanken (z. B. für Kunststoffe und Metalle), Durch-

schnittsdaten der Verbände, länderspezifische Datenbanken (z. B. ProBas des Umweltbundesamts), Daten von Lieferanten, Vertriebs- und Unternehmenspartner.

Stärken und Schwächen:

- +Eine transparente Bilanzierung der THG über die Wertschöpfungskette zur Darstellung der Klimawirksamkeit von Produkten insgesamt und für einzelne Lebensabschnitte ist möglich.
- +Der PCF zeigt die gemeinsame Verantwortung aller Beteiligten, der Produzenten und Konsumenten, für den Klimaschutz auf und empfiehlt sich daher besonders als pädagogisches Instrument.
- Unsicherheiten ergeben sich durch methodische Restriktionen wie unvollständige Kenntnisse über Wirkungspfade in der Umwelt und ihre Quantifizierung sowie eine unzureichende Datenlage.
- Die Übernahme der ISO/TS 14067 als internationale Norm wird insbesondere von Schwellen- und Entwicklungsländern abgelehnt. Kritikpunkte betreffen methodische Mängel, Schwierigkeiten bei der Beschaffung geeigneter Daten und Festlegung von PCRs, was letztlich zu einer sehr eingeschränkten Verwendung des PCF im öffentlichen und wettbewerbsrechtlichen Bereich führte.
- Die Einführung von CO₂-Labeln und Nutzung des PCF als Umweltkommunikationsinstrument wurde in der Vergangenheit kontrovers diskutiert und vielfach abgelehnt. Die Betrachtung lediglich einer einzelnen Wirkungskategorie kann Irritationen und Fehlentscheidungen zur Folge haben. Sowohl den Verbrauchern für die Kaufentscheidung als auch den Hersteller für die Produktionsplanung fehlt es an einem Maßstab zur Orientierung. Rein aus den CO₂-Werten lassen sich keine Handlungsempfehlungen für mehr Klimafreundlichkeit ableiten.
- Die Ermittlung des PCF verursacht einen erheblichen Aufwand an Zeit, Personal und Geld, erfordert Fachwissen und Erfahrung. Insbesondere KMU sind aufgrund fehlender Expertise auf externe Beratungsleistungen angewiesen.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- DIN EN 16258:2013, Carbon Footprint von Transportdienstleistungen
- ISO 14025:2011, Typ III Umweltdeklarationen
- ISO 14064:2012, THG auf Organisations- und Projektebene
- ISO/TS 14067:2014, Carbon Footprint von Produkten
- BMU, BDI (2010): Produktbezogene Klimaschutzstrategien.
- British Standards Institution (2008): PAS 2050
- Öko-Institut (2009): Memorandum Product Carbon Footprint.
- WBCSD/WRI (2011): The Greenhouse Gas-Protocol (GHGP bzw. PARS).
- www.greenpeace-magazin.de/findeesheraus, www.footprint.wwf.org.uk/, Fußabdruckrechner
- www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html#table-2-14, GWP-Werte
- www.pcf-projekt.de/main/results/case-studies/, Projektseite PCF-Pilotprojekt inkl. Fallstudien

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Das Wissenschaftszentrum für Umwelt der Universität Augsburg (WZU) und die Prolignis Erneuerbare Energien GmbH berechneten die Wirkung der THG von Biomasse-Holzheizkraftwerken (BM-HKW). Diese gewinnen Energie aus der Verbrennung von biogenen Abfällen. Die Projektziele sahen eine methodische Weiterentwicklung des PCF sowie die Erfassung und Reduzierung der THG eines Kraftwerks vor. Dazu wurden der produktbezogene Carbon Footprint je kWh elektrischer und thermischer Energie sowie die jährliche Emissionsmenge eines standardisierten Kraftwerkstandorts (Corporate Carbon Footprint) auf Basis des GHG Protocol mit GEMIS ermittelt. Die verwendeten Primärdaten stammten vom Unternehmen (Zulieferern, Partnern), die Sekundärdaten überwiegend aus GEMIS, ProBas, vom Weltklimarat (IPCC) und von der Europäischen Umweltagentur (EEA).

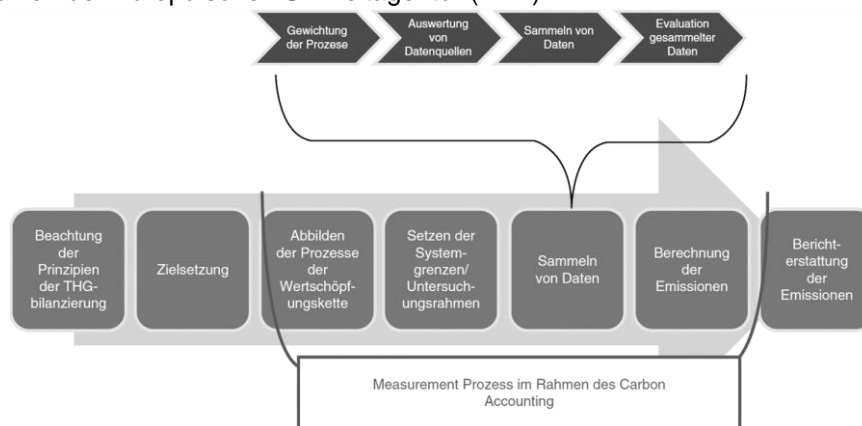


Abbildung 125: Ablauf der Analyse, Quelle: (Nertinger und Wagner 2011)

Infolge der Kraftwärmekopplung entstehen bei der Verbrennung von Biomasse elektrische sowie thermische Energie. Die verursachungsgerechte Zuteilung der entstehenden Emissionen auf die Emittenten ist schwierig. Mittels Allokationsverfahren wurden der entstehenden Energie und Wärme Emissionen bspw. anhand ökonomischer oder energetischer Werte zugewiesen. Es wurde angenommen, dass bei der Energieumwandlung nur die Menge CO_2 freigesetzt wird, die die Biomasse zuvor beim Wachstum aufgenommen hat. Im Lebenszyklus verursachte der Hauptanteil des PCF der Verbrennungsprozess. Die dadurch verursachten CH_4 - und N_2O -Emissionen bildeten etwa 70 Prozent des PCF. CO_2 (ohne Einberechnung von $\text{CO}_{2\text{eq}}$) wurde zu 97 Prozent für die Bereitstellung des Brennstoffs, dabei zu 67 Prozent durch Materialtransporte emittiert. Bei Substitutionsverfahren wurde einberechnet, dass die ausgekoppelte Wärme eine konventionelle Art der Wärmeerzeugung, bspw. eine Öl-Heizung, ersetzt und die unterlassenen THG der KWK-Technologie gutgeschrieben. Während fossile Energieträgererzeugungsanlagen bis zu $1.248 \text{ g CO}_{2\text{eq}}$ ausstoßen (Braunkohle-HKW), wurden durch Biogas (-386 g) und feste Biomasse (-774 g) THG-Emissionen eingespart. Beide Verfahren zeigten das hohe THG-Minderungspotential der energetischen Verwertung biogener Reststoffe, insbesondere im Vergleich zu konventionellen Stromerzeugungstechnologien.

Die im CCF betrachteten Emissionen umfassten die Verbrennung im Kraftwerk (Scope 1), die fremdbezogene Energie (Scope 2) sowie alle Transporte, den Bau, Rückbau und die Wartung von Kraftwerk und Leitungsnetzen sowie die Deponierung der Asche (Scope 3). Scope 1 und 3 erzeugten jeweils 44 Prozent der gesamten jährlichen THG eines standardisierten Biomasseheizkraftwerks. Scope 2-Emissionen wiesen einen Anteil von 12 Prozent am CCF auf, sie beinhalteten die Emissionen, die durch den Fremdbezug von Energie primär für den Betrieb des Fernwärmenetzes emittiert wurden.

Carbon Footprint (PCF)

Ein Vergleich des Treibhauspotentials dreier Klebstofftypen wird in Abbildung 126 dargestellt. Der lösemittelfreie Liofol-Klebstoff schneidet mit 0,93 kg CO_{2eq} pro 100 m² Laminat am besten ab. Der Hauptverursacher der THG-Emissionen aller Systeme ist das Bindemittel, das beim lösemittelbasierten Klebstoff zu 47 Prozent des gesamten Fußabdrucks ausmacht.

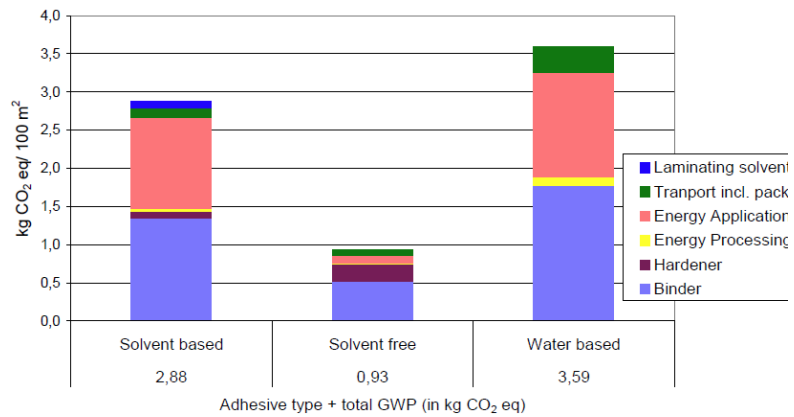


Abbildung 126: THG-Emissionen von drei Klebstoffarten für die funktionelle Einheit 100 m² Laminat [kg CO_{2eq}/ 100 m²], Quelle: (PCF-Pilotprojekt 2011)

Abbildung 127 zeigt einen Vergleich der Ergebnisse einer Berechnung des Carbon-Footprints von Spanplatten aus Portugal anhand der verschiedenen Vorgehensweisen nach ISO/TS 14067, GHGP, PAS 2050 sowie Climate Declaration.

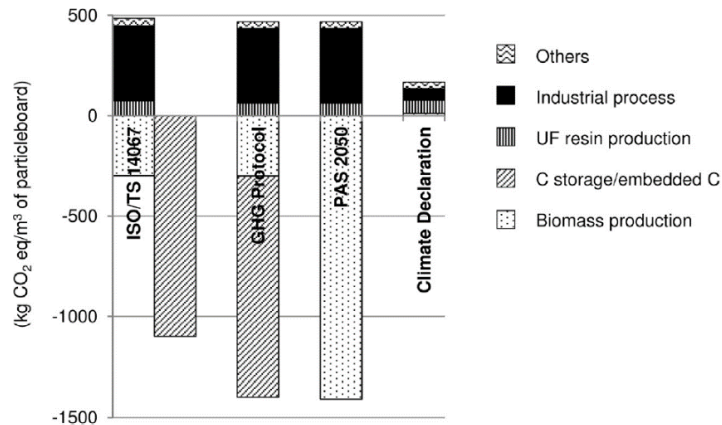


Abbildung 127: PCF von Spanplatten; cradle-to-gate, Quelle: (Garcia und Freiere 2014)

Weltweit gibt es mehrere hundert CO₂-Labels und -Kennzeichnungen, was zu einer Überforderung der Verbraucher führen kann. In Deutschland sind v.a. der Blaue Engel, das Bio-Siegel, die Energieeffizienzkennzeichnung, der EnergyStar und das Fair-Trade-Label anerkannt.



Abbildung 128: Ausschnitt aus der Vielfalt bestehender PCF-Labels, Quelle: (Liu 2016)

Literaturverzeichnis

British Standards Institution (BIS) (2011): PAS 2050:2011 Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU); Bundesverband der Deutschen Industrie (BDI) (2010): Produktbezogene Klimaschutzstrategien. Product Carbon Footprint verstehen und Nutzen.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2017): Product Carbon Footprint. Online verfügbar unter <http://www.bmub.bund.de/themen/wirtschaft-produkte-ressourcen-tourismus/produkte-und-umwelt/product-carbon-footprint/>, zuletzt geprüft am 12.01.2017.

DIN CEN ISO/TS 14067, D DIN SPEC 35801:2014-09, Treibhausgase - Carbon Footprint von Produkten - Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung und Kommunikation (ISO/TS 14067:2013); Deutsche und Englische Fassung CEN ISO/TS 14067:2014.

Finkbeiner, Matthias (2009): Carbon footprinting - opportunities and threats. In: *Int J Life Cycle Assess* 14 (2), S. 91-94.

Garcia, Rita; Freire, Fausto (2014): Carbon footprint of particleboard. A comparison between ISO/TS 14067, GHG Protocol, PAS 2050 and Climate Declaration. In: *Journal of Cleaner Production* 66, S. 199-209.

Grießhammer, Rainer; Hochfeld, Christian (2009): Memorandum Product Carbon Footprint. Positionen zur Erfassung und Kommunikation des Product Carbon Footprint für die internationale Standardisierung und Harmonisierung.

Inaba, Atsushi; Chevassus, Sylvain; Cumberlege, Tom; Hong, Eunah; Kataoka, Akira; Lohsomboon, Pongvipa et al. (2016): Carbon Footprint of Products. In: Matthias Finkbeiner (Hg.): *Special types of life cycle assessment*. Dordrecht, S. 11-71.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007): Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2014): *Climate Change 2014. Synthesis Report*.

Liu, Tiantian; Wang, Qunwei; Su, Bin (2016): A review of carbon labeling. Standards, implementation, and impact. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 53, S. 68-79.

Navarro, Alejandra; Puig, Rita; Fullana-I-Palmer, Pere (2017): Product vs corporate carbon footprint: Some methodological issues. A case study and review on the wine sector. In: *The Science of the total environment* 581-582, S. 722-733.

Nertinger, Stefan; Wagner, Bernd (2011): Carbon Footprint und Carbon Management am Beispiel eines Biomasse-Heizkraftwerkes. In: *uwf* 19 (1-2), S. 37-47.

Pape, Jens (2013): Footprinting - vom Product Carbon Footprint zur nachhaltigkeitsorientierten Balanced Scorecard von Produkten. In: Annett Baumast und Jens Pape (Hg.): *Betriebliches Nachhaltigkeitsmanagement*. 19 Tabellen. Stuttgart, S. 302-320.

PCF Project Germany (2011): *Product Carbon Footprint of Liofol Systems by Henkel AG*.

World Business Council for Sustainable Development (WBCSD); World Resources Institute (WRI) (2011): *Greenhouse Gas Protocol: Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard*.

Wasserfußabdruck (WF), Water Footprint / Product Water Footprint (PWF)

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Ermittlung der Input- und Outputflüsse von Wasser und fallweise Bewertung der Verfügbarkeit, Qualität oder weiterer potentieller Umweltwirkungen

Methodik:

Zur Ermittlung des WF von Produkten existieren zwei lebenszyklusorientierte Ansätze, die in volumetrische und wirkungsbasierte Fußabdrücke unterschieden werden können: zum einen der Water-Footprint des Water Footprint Networks (WFN), zum anderen der Product-Water-Footprint gemäß ISO 14046. Beide sehen neben der Analyse des Wasserverbrauchs eine integrierte Nachhaltigkeitsanalyse der Folgen der Wassernutzung vor. In der klassischen Konzeption werden zur Ermittlung des benötigten direkten und indirekten Wasservolumens (des sog. „virtuellen Wassers“) die drei Wasserkategorien blaues Wasser, grünes Wasser und graues Wasser differenziert. Die Ermittlung des Product-Water-Footprints hingegen entspricht der Vorgehensweise der Ökobilanz. Nach der Konkretisierung des Untersuchungsrahmens und der Dateninventarisierung erfolgt in der Wirkungsabschätzung eine Charakterisierung der Wassernutzung auf Ebene von Wirkungs- und/oder Schadenskategorien mit abschließender Ergebnisauswertung. Als Einheiten dienen das Volumen bezogen auf eine Zeit- oder Masseneinheit oder daraus abgeleitete Größen (z.B. in Gm³/Jahr, m³/t, Liter/kg). In Kombination mit anderen Ansätzen und Methoden können mit dem WF weitergehende Betrachtungen der Folgen der Wassernutzung vorgenommen werden.

Dimensionen:

Der WF bezieht sich ausschließlich auf die Umweltwirkungen im Zusammenhang mit der Ressource Wasser. In wasserarmen Regionen ergeben sich aus dem Wasserverbrauch ökonomische und soziale Probleme, die üblicherweise nicht Teil des Untersuchungsrahmens sind.

Anwendungsmöglichkeiten:

- Untersuchung und Darstellung der Nutzung und Verteilung von Wasser unter Berücksichtigung zeitlicher und ortsbezogener Aspekte
- Nach ISO Erstellung eines WF-Profiles als Reihe von wasserbezogenen Umweltwirkungen, beruhend auf mehreren Wirkungsindikatorwerten und verschiedenen Wirkungskategorien.
- Die verursachergerechte Darstellung der Wassernutzung entlang der Wertschöpfungskette zeigt die Folgen der Wasserinanspruchnahme auf, offenbart Verantwortungsbereiche der involvierten Akteure und bietet Anknüpfungspunkte für eine optimierte Wasserbewirtschaftung.
- Informationsgrundlage für politische und unternehmerische Entscheidungsträger im Bereich strategische Planung, Risikomanagement, Produkt- und Prozessplanung usw.
- Umweltkommunikationsinstrument für Verbraucher (bspw. in Form von Kennzeichnungen oder Deklarationen, mit der Einschränkung, dass nur bestimmte Wirkungskategorien berücksichtigt werden). Verwendung als Lehrmittel zur Bewusstseinsbildung in Schulen

Rückblick:

Die ersten Ansätze zur Ermittlung eines produktbezogenen Wasserverbrauchs gehen auf die frühen 1960er Jahre zurück. Neben Arbeiten aus dem Umfeld der Ökobilanz liefert die Organisation WFN Konzepte zur Quantifizierung und Bewertung der Wasserressourcen. Im Grundsatz beruhen die Arbeiten auf der um 1990 vom Hydrologen John Anthony Allan entwickelten Vorstellung des „virtuellen Wassers“. Eine Weiterentwicklung des Ansatzes stammt von Arjen Hoekstra (2002), dem Gründer des WFN. Seit 2008 arbeitet das WFN zusammen mit Interessenvertretern aus Industrie, Wissenschaft und weiteren Organisationen an der Weiterentwicklung und Verbreitung des WF. Wichtige Akteure und Initiativen sind außerdem das UNESCO-IHE Institute for Water Education, der World Business Council on Sustainable Development (WBCSD), die UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, das CEO Water Mandate des UN Global Compact, die Alliance for Water Stewardship (AWS), der World Wide Fund (WWF). 2014 veröffentlichte die International Organization for Standardization (ISO) eine erste Version der ISO 14046 als internationaler Standard eines wirkungsbezogenen WF.

Betrachtungsbereich:

Der WF des WFN kann zur Untersuchung der Wassernutzung auf vielen Ebenen, von Einzelpersonen, Städte, Regionen, Nationen wie auch Unternehmen und Wirtschaftssektoren eingesetzt werden. Der WF nach ISO 14046 umfasst die direkt und indirekt genutzten bzw. beeinträchtigten Wasserressourcen für die Lebenszyklusphasen von Erzeugnissen, Dienstleistungen und Prozessen. Die Rohstoffprojekte (von der Erkundung bis zur Schließung) bleiben unbeachtet.

Beschreibung und Ausführung:

Neben der Globalisierung und Intensivierung der industriellen Produktion trägt der Klimawandel in vielen Regionen der Erde zu Wasserknappheit bei. Viele (Industrie-)Länder haben große Teile ihres WF durch den Import wasserintensiver Güter aus anderen Ländern externalisiert. Ob ein hoher WF lokal Probleme verursacht, hängt von örtlichen Bedingungen ab (Niederschlagsmenge, Wassermanagement, Grundwasservorkommen, usw.). Die Entnahme, Verschmutzung und Wiederaufbereitung von Wasser führt in trockenen Regionen häufig zu Wasserstress, Störungen des Wasserkreislaufs, Beeinträchtigung der Wasserqualität oder Austrocknung von Gewässern. Infolge sind die Ernährungssicherheit heutiger und zukünftiger Generationen, Ökosysteme und die Biodiversität gefährdet.

Zur Ermittlung und Kommunikation des WF existieren mehrere eigenständige Methoden und Verfahren. Diese können im Wesentlichen nach der untersuchten Wasserart (Niederschlag, Oberflächenwasser, Meerwasser usw.), der Nutzungsart des Wassers (z.B. Evaporation, Transpiration, Einbindung in ein Produkt) und den Wirkungsendpunkten (z.B. menschliche Gesundheit, Ökosystemqualität, Ressourcenverfügbarkeit) unterschieden werden. Das Konzept des virtuellen Wassers bezieht sich auf die gesamte Wassermenge, die entlang der Wertschöpfungskette in den einzelnen Lebenswegabschnitten eines Produkts genutzt wird. Die Art der Wassernutzung wird unterschieden in grünes, blaues und graues Wasser:

<i>Kategorie</i>	<i>Eigenschaft</i>
blaues Wasser	Oberflächen- und Grundwasser
grünes Wasser	Teil des Niederschlags, der nicht in Oberflächengewässer abläuft oder zur Grundwasserneubildung beiträgt (=im Boden gespeicherter Niederschlag; insbesondere für Ackerbau und Forstwirtschaft relevant)
graues Wasser	Wassermenge, die durch Zuleitung von Abwasser verschmutzt wird oder zur Verdünnung von verschmutztem Wasser bis zum Erreichen bestimmter Qualitätsstandards benötigt wird

Tabelle 34: Konzept des virtuellen Wassers, Quelle: (Hoekstra et al. 2011)

Der WF ist ein Indikator zur Ermittlung der direkten und indirekten Wassernutzung durch Verbraucher und Konsumenten. Als interner WF bezeichnet man das zeitbezogene Wasservolumen, das in einem Land für die Herstellung von Erzeugnissen und zur Erbringung von Dienstleistungen sowie für die häusliche Nutzung benötigt wird. Der externe WF gibt das virtuelle Wasser wieder, das über importierte Erzeugnisse oder Dienstleistungen in das Basisland gelangt.

Nach dem Leitfaden des WFN verläuft die Ermittlung des WF in vier Phasen. An die Inventarisierung der physischen Flüsse schließt eine Bewertung der ökologischen, ökonomischen und sozialen Folgen an, als Basis zur Formulierung strategischer Maßnahmen.



Abbildung 129: Vorgehensweise zur Ermittlung des „klassischen“ WF, Quelle: (Hoekstra et al. 2011)

Zunächst werden die Rahmenbedingungen der Untersuchung festgelegt. Im Anschluss die Sachbilanzdaten erhoben und die eigentliche WF-Analyse durchgeführt. In der nachfolgenden Nachhaltigkeitsanalyse wird der WF unter ökologischen, ökonomischen und sozialen Gesichtspunkten betrachtet. Es wird untersucht, in welchen Gebieten einzelne Prozesse zum WF beitragen und ob dies lokal zu Problemen führt. Auf dieser Basis werden in der letzten Phase Strategien und Lösungen für das zukünftige Wassermanagement erarbeitet. Ausgehend von einem einzelnen Prozess wird der WF als Volumen pro Zeiteinheit ermittelt.

blaues Wasser: Verdunstung + Aufnahme	Addition aller verdunsteten, in das Produkt eingegangenen oder in ein anderes Wassereinzugsgebiet verlagerten Wassermengen (ggf. Unterscheidung nach Oberflächenwasser, am Wasserkreislauf teilnehmendem oder fossilem Grundwasser, Gebrauch von aufgefangenem Regenwasser)
grünes Wasser: Verdunstung + Aufnahme + verlorener Rückfluss	Addition des durch Pflanzen verdunsteten oder aufgenommenen Regenwasseranteils
grauges Wasser: $\frac{\text{Schadstoffbelastung}}{\text{max. akzeptierte Konzentration} - \text{natürliche Konzentration}}$	Belastung des Abwassers geteilt durch Differenz von maximal zulässiger Konzentration und der natürlichen Konzentration im aufnehmenden Gewässer

Tabelle 35: Berechnung des WF eines Prozessschritts nach dem WFN, Quelle: (Hoekstra et al. 2011)

Der WF eines Produkts ergibt sich aus der Summe der WF aller relevanten Prozessschritte geteilt durch die Menge des produzierten Guts. Der WF eines Produkts kann als Wasservolumen pro Gewichts-, Geld-, Energieeinheit oder Stück ausgewiesen werden:

$$WF_{\text{prod}}[p] = \frac{\sum_{s=1}^k WF_{\text{proc}}[s]}{P[p]} [\text{Volumen/Masse}]$$

$WF_{\text{proc}}[s]$ = WF von Prozess s, $P[p]$ = Produktionsmenge Produkt p

Auf Grundlage des produktspezifischen WF kann bspw. auf den Wasserverbrauch einer Nation geschlossen werden. Dieser umfasst die Nutzung der heimischen Wasservorkommen für die Produktion von landwirtschaftlichen und industriellen Gütern für den landeseigenen Konsum und die Verwendung von Wasser durch die privaten Haushalte. Vollständige WF-Analysen auf Basis der WFN-Konzeption haben jedoch insbesondere für industrielle Erzeugnisse bislang wenig Praxisrelevanz.

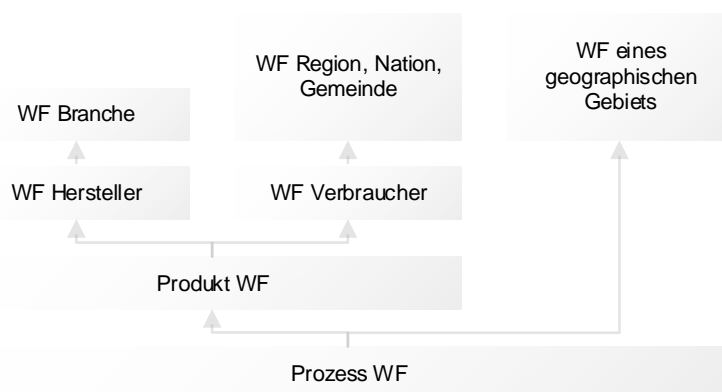


Abbildung 130: Ermittlung des WF für verschiedene Betrachtungsgegenstände, Quelle: (Hoekstra et al. 2011)

Die ISO 14046 basiert auf einer Lebenszyklusbetrachtung auf Grundlage der Ökobilanz. Sie kann als eigenständige Untersuchung oder als Teil einer Ökobilanz durchgeführt werden und beinhaltet die umfassende Untersuchung aller potentieller Umweltwirkungen im Zusammenhang mit Wasser. Wassernutzung schließt jede dauerhafte oder zeitweise Wasserentnahme, -abgabe oder andere menschliche Tätigkeiten innerhalb eines Einzugsgebiets ein, die sich auf die Wasserflüsse und/oder -qualität auswirken, einschließlich der Nutzung ohne Wasserentnahme (z. B. Fischfang, Erholung, Transport). In einem Einzugsgebiet wird der direkte Oberflächenabfluss von Niederschlag durch die Schwerkraft in ein Fließgewässer oder einen anderen Wasserkörper (z.B. Seen, Flüsse, Grundwasser, Meere, Eisberge, Gletscher und Speicherbecken) entwässert. „Wasserverbrauch“ beinhaltet, vergleichbar zum Konzept des WFN, die Wassermenge, die aus einem Einzugsgebiet entnommen, aber nicht in dasselbe Einzugsgebiet zurückgeführt wird (z.B. durch Verdunstung, Transpiration, Einbindung in ein Produkt, Abgabe in ein anderes Einzugsgebiet oder ins Meer). Unterschieden werden die Wasserarten Süß-, Brack-, Oberflächen-, Meer-, See-, Grundwasser und fossiles Wasser. Analog zur Ökobilanz sieht die Norm die Abfolge folgender Schritte vor:

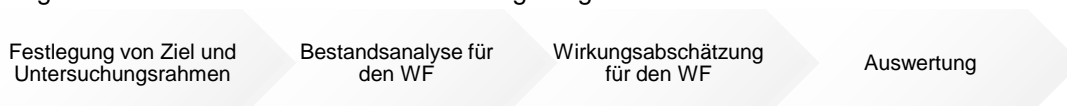


Abbildung 131: Vorgehensweise zur Ermittlung des produktbezogenen WF nach ISO 14046, Quelle: (ISO 14046 2016)

1. Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens. Neben dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen werden verfahrenstheoretische Überlegungen vorgenommen sowie Anforderungen an die Datensammlung und -qualität festgelegt.

2. Sachbilanz. Erfassung aller Wasser-Inputs und -Outputs der Prozessmodule des Systems als Elementarflüsse. Die Daten werden anhand einzelner Prozessmodule erhoben oder aus Materialflüssen abgeleitet. Festgehalten werden das Volumen, die Wasserart und -qualität sowie die Art der Wassernutzung, die geographische Lage der Wasserressourcen, zeitliche Aspekte der Wassernutzung sowie Emissionen in Luft, Wasser und Boden mit Auswirkungen auf die Wasserqualität. Der Begriff „Wasserfußabdruck“ darf laut Norm nur verwendet werden, wenn an die Quantifizierung der Flüsse eine Wirkungsabschätzung anschließt.

3. Wirkungsabschätzung. Wasserbezogene Auswirkungen werden mithilfe von Wirkungsindekatoren für einzelne oder ein Profil an Wirkungskategorien beschrieben. Beispiele für Wirkungskategorien sind Wasserknappheit, aquatische Ökotoxizität, Übersäuerung des

Wassers, Wärmebelastung oder Humantoxizität durch Wasserverschmutzung. Im Rahmen der Klassifizierung werden die Sachbilanzergebnisse den einzelnen Wirkungskategorien zugeordnet. Ein Charakterisierungsmodell legt das Verfahren zur Berechnung eines Indikatorwerts fest. Die daraus abgeleiteten Charakterisierungsfaktoren beziehen sich auf die Änderungen der Wassermenge und -qualität, die Nutzung verschiedener Wasserarten und/oder räumliche und zeitliche Aspekte. Die ISO 14046 macht keine konkreten Vorgaben für die Zuordnung der Sachbilanzdaten zu spezifischen Umweltwirkungen sowie die Auswahl der Wirkungskategorien, -indikatoren und Charakterisierungsmodelle.

4. Auswertung. Abschließend werden die Ergebnisse auf Folgerichtigkeit und Unsicherheiten geprüft, Schlussfolgerungen und Vorbehalte formuliert und die Resultate empfängergerichtet aufbereitet. Der Fußabdruck muss dabei entsprechend der untersuchten Wirkungskategorie näher bestimmt werden, z.B. als „Fußabdruck bezogen auf die Verfügbarkeit von Wasser“.

Berichterstattung:

Für den WF des WFN existieren keine Berichtspflichten. Nach ISO 14046 gelten für zur Veröffentlichung vorgesehene vergleichende Aussagen die Vorgaben gemäß ISO 14044, wonach eine kritische Prüfung der Ergebnisse erfolgen muss. Sind die Ergebnisse für einen Bericht an Dritte vorgesehen, sollte eine kritische Prüfung durchgeführt und das Resultat zur Verfügung gestellt werden.

Datenverfügbarkeit:

Die Ermittlung des WF basiert auf Daten zu einzelnen Prozessen und Konsummustern sowie nationalen Handelsstatistiken zu Agrar- und Industrierohstoffen. Der Wasserverbrauch industrieller Prozesse ist zumeist bekannt und in Datenbanken abrufbar, nicht jedoch die Menge an verdunstetem Wasser und die Menge an Wasser, die in ein Produkt eingeht. Sie kann nur indirekt bestimmt werden anhand der Differenz von Wasserentnahme und Abwasseraufkommen. Der Rückgriff auf Schätzungen und Zuschlagswerte schränkt die Ergebnisqualität erheblich ein. Produktspezifische Datensätze können Ökobilanzdatenbanken oder Inventardatenbanken mit Wirkung Indikatorwerten entnommen werden (z.B. EcoInvent, FAOSTAT, GaBi, Quantis, WaterStat), teilweise sind auch regionalisierte Datensätze auf Länderbasis vorhanden. Der WFN stellt Untersuchungen und Datenbanken zum blauen und grünen WF zu Feldfrüchten in unterschiedlichen Anbaugebieten bereit und veröffentlicht für industrielle Produkte fast aller Länder den „Durchschnittlichen Water-Footprint pro Dollar Wertschöpfung“ ($\text{m}^3/1000 \text{ US\$}$). Die Berechnung des WF erleichtert durch eine Reihe von Tools, darunter Global Water Tool, Local Water Tool, WF Assessment Tool, Connecting the Drops, Collecting the Drops, Corporate Water Gauge, Water Risk Filter.

Stärken und Schwächen:

- +Mit der ISO 14046 besteht ein international einheitliches methodisches Rahmenwerk für die Bewertung der Wassernutzung in Anlehnung an die Normen ISO 14040/14044 zur Ökobilanz. Damit eignet sie sich grundsätzlich für die Analyse industrieller Produkte und zur Verifizierung von Unternehmen (die praktische Relevanz ist aufgrund der Aktualität des Standards noch unklar).
- +Die Betrachtung der direkten und indirekten Wassernutzung macht die Ursachen von Wasserknappheit und -verschmutzung entlang der Wertschöpfungskette ortsgebunden kenntlich. Dies ist insbesondere für wasserarme Regionen von großer Bedeutung.
- +Die Stärke des WF-Konzepts des WFN liegt in der Kommunikationswirkung, der transparen-

- ten Darstellung der Wirkungszusammenhänge verschiedener Handlungsweisen.
- Je nach gewähltem methodischem Ansatz können Ergebnisse aufgrund von Unterschieden in den zugrunde gelegten Berechnungsvorschriften stark voneinander abweichen. Eine exakte Ermittlung des WF für industrielle Produkte ist mit einem erheblichen Analyseaufwand verbunden. Aufgrund der eingeschränkten Datenverfügbarkeit und unvollständiger Kenntnisse über Wirkungspfade in der Umwelt und ihre Quantifizierung können belastbare Aussagen häufig lediglich auf der Ebene der Einzugsgebiete oder Länder getroffen werden.
 - Durchschnittliche Kennwerte für industrielle Erzeugnisse „pro Dollar Wertschöpfung“ (WFN-Ansatz) eignen sich nicht zur Entwicklung von Managementstrategien, da keine konkreten Aussagen zu Risiken in der Lieferantenkette abgeleitet und daraus keine unternehmensbezogene Steuerungs- und Kontrollinformationen entwickelt werden können.
 - Die Eignung des WF nach ISO für Vergleiche von alternativen Produkten, Prozessen oder Organisationen ist durch den räumlichen und zeitlichen Bezug des WF und der Notwendigkeit von konsistenten Annahmen (übereinstimmende funktionelle Einheiten, identische Systemgrenzen) stark eingeschränkt. Vor- und nachgelagerte negative Umweltauswirkungen bleiben unerkannt.
 - Der WF zeigt lediglich einen Auszug des Ressourcenverbrauchs bzw. potentieller Umweltwirkungen im Zusammenhang mit einem Produkt. Entscheidungen, die nur auf dem Einzelaspekt Wasser beruhen können im Widerspruch zu Zielen in Bezug auf andere Umweltaspekte stehen.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- Hoekstra et al. (2011): The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard.
- ISO 14046:2016 Wasser-Fußabdruck
- Finkbeiner, Matthias (Hg.) (2016): Special types of life cycle assessment.
- World Water Development Report (WWDR) der Vereinten Nationen.
- www.fao.org/nr/water/aquastat/main/index.stm, Internetauftritt der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) zum Thema Wasser
- www.waterfootprint.org Informationen und Wasserfußabdruckrechner

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Biomasse wird in fester, flüssiger und gasförmiger Form zur Gewinnung von Strom und Wärme und Herstellung von Biokraftstoffen verwendet. Die benötigten Ressourcen zur Erzeugung von z.B. Bio-Ethanol aus Getreide oder Bio-Diesel aus Raps stehen dabei in Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion. Die Nutzung pflanzlicher Abfälle wie Ernterückständen birgt das Potential bestehende Zielkonflikte aufzulösen. In einer Studie wurde der WF von Pflanzen und Pflanzenabfällen unter Verwendung verschiedener Umwandlungstechniken zur Produktion von Biokraftstoffen der „zweiten Generation“ anhand der WFN-Konzeption analysiert.

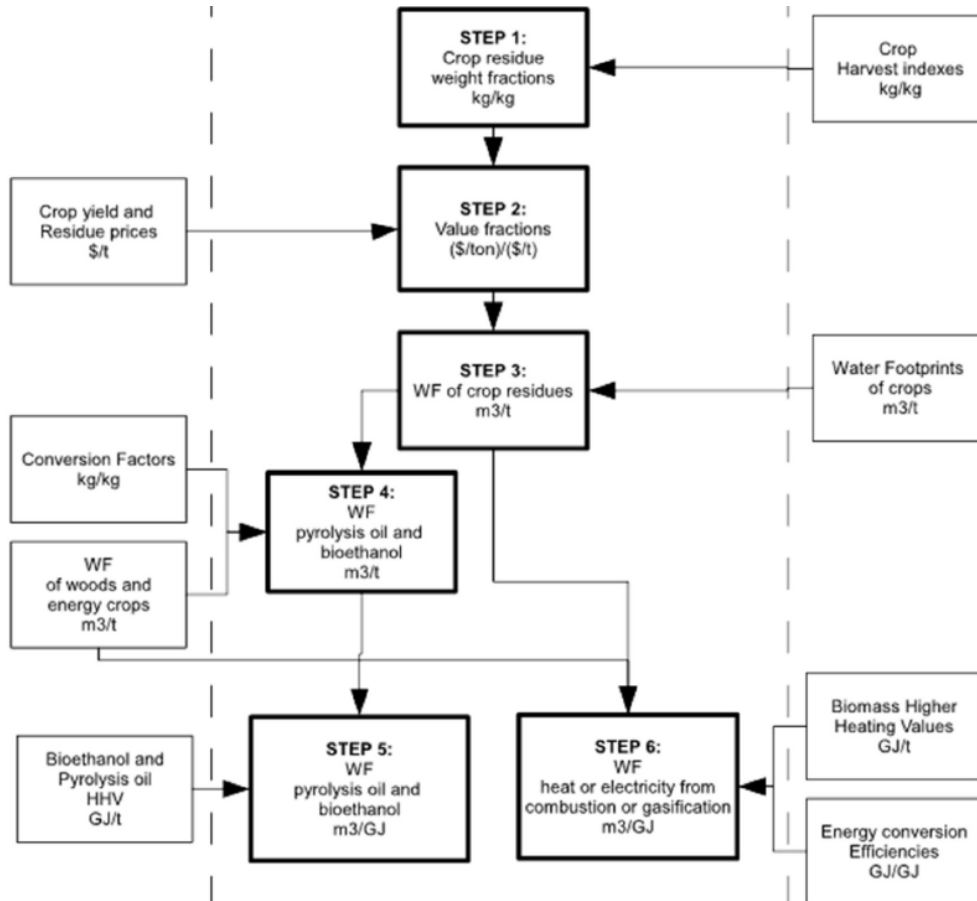


Abbildung 132: Schritte zur Berechnung des WF nach dem WFN-Konzept; links=Inputs, rechts=Outputs, Quelle: (Mathioudakis et al. 2017)

Untersucht wurde der WF beim Einsatz verschiedener Pflanzen zur Bereitstellung von Wärme und Strom über Verbrennung und Vergasung sowie für die Herstellung von Bioethanol aus Fermentation und Öl über Pyrolyse. Im Ergebnis zeigte sich, dass sich die einzelnen WF stark voneinander unterschieden. Die Nutzung von Ernterückständen fiel weniger wasserintensiv aus als die von Miscanthus und Holz, wobei eine Umwandlung in Öl der in Ethanol vorzuziehen war. Die Erzeugung von Elektrizität durch Vergasung wies einen kleineren WF auf als durch Verbrennung; umgekehrt verhielt es sich bei der Erzeugung von Wärme.



Abbildung 133: Grüner, blauer und grauer WF von Pyrolyseöl, Bioethanol, Wärme und Strom am Beispiel von

Ernterückständen aus dem Reisanbau [m³/GJ]; logarithmische Darstellung, Quelle: (Mathioudakis et al. 2017)

Der Vergleich des WF verschiedener Nationen zeigt die starke Abhängigkeit vieler Länder von externen Wasserressourcen. Eine reine Quantifizierung der Wassernutzung ohne Wirkungsabschätzung lässt keine Aussagen zu über die Auswirkungen des „virtuellen Wasserhandels“ auf die lokale Wasserverfügbarkeit in den Geberländern.

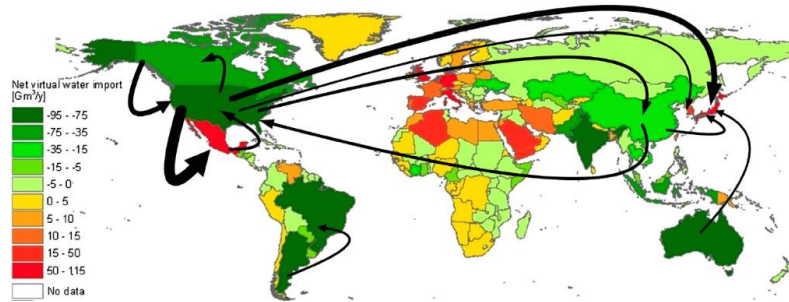


Abbildung 134: Virtueller Wasserhaushalt pro Land und Richtung der virtuellen Wasserströme für Agrarprodukte 1996-2005; Bruttoflüsse > 15 Gm³/Jahr, Quelle: (Hoekstra und Mekonnen 2012)

92 Prozent des weltweit genutzten Wassers wird im Agrarsektor eingesetzt, ein Fünftel für die Produktion von Ausfuhrsgütern. Deutschland ist nach den USA und Japan der größte Importeur virtuellen Wassers. Der WF der importierten Agrarerzeugnisse betrug 2010 mehr als das Doppelte der inländischen Erzeugung von Agrarprodukten (103 Mrd. m³ vs. 43 Mrd. m³).

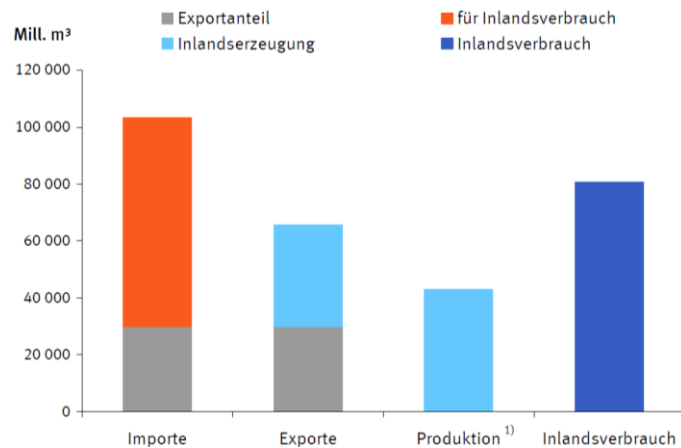


Abbildung 135: Grüner und blauer WF der pflanzlichen und tierischen Erzeugnisse der Landwirtschaft und des Ernährungsgewerbes in Deutschland im Jahr 2010; 1) nur pflanzliche Produktion, Quelle: (Destatis 2012)

Abbildung 136 zeigt die Berechnung des WF der Eisen- und Stahlindustrie in Japan, China und den USA auf Basis gesamtwirtschaftlicher Input-Output-Tabellen. Da sich die Klassifikation der Wirtschaftszweige der Länder größtenteils unterscheidet, sind die Ergebnisse nur eingeschränkt vergleichbar.

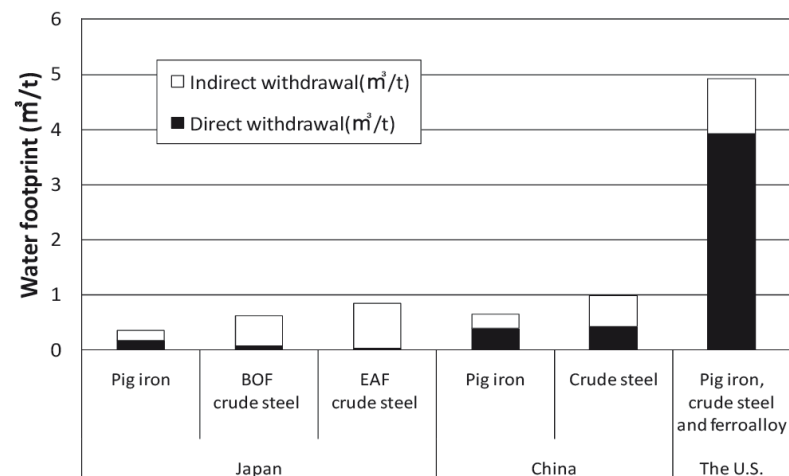


Abbildung 136: Wasserfußabdruck der Eisen- und Stahlerzeugung, Quelle: (Sadatoka Horie et al. 2015)

Literaturverzeichnis

- Ausberg, Laura; Ciroth, Andreas; Feifel, Silke; Franze, Juliane; Kaltschmitt, Martin; Klemmayer, Inga et al. (2015): Lebenszyklusanalysen. In: Martin Kaltschmitt und Liselotte Schebek (Hg.): Umweltbewertung für Ingenieure. Berlin, Heidelberg, S. 203-314.
- Berger, Markus; Pfister, Stephan; Motoshita, Masaharu (2016): Water Footprinting in Life Cycle Assessment: How to Count the Drops and Assess the Impacts? In: Matthias Finkbeiner (Hg.): Special types of life cycle assessment. Dordrecht, S. 75-114.
- Boulay, Anne-Marie; Hoekstra, Arjen Y.; Vionnet, Samuel (2013): Complementarities of water-focused life cycle assessment and water footprint assessment. In: Environmental science & technology 47 (21), S. 11926-11927.
- Bundesministerium für Umwelt; Naturschutz; Bau und Reaktorsicherheit (2014): Umweltinformationen für Produkte und Dienstleistungen: Anforderungen - Instrumente - Beispiele.
- DIN EN ISO 14046:2016-07, Umweltmanagement - Wasser-Fußabdruck - Grundsätze, Anforderungen und Leitlinien (ISO 14046:2014); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14046:2016.
- Hoekstra, Arjen Y.; Chapagain, Ashok K. (2006): Water footprints of nations. Water use by people as a function of their consumption pattern. In: Water Resour Manage 21 (1), S. 35-48.
- Hoekstra, Arjen Y.; Chapagain, Ashok K.; Aldaya, Maite M.; Mekonnen, Mesfin M. (2011): The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard.
- Hoekstra, Arjen Y.; Mekonnen, Mesfin M. (2012): The water footprint of humanity. In: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 109 (9), S. 3232-3237.
- Horie, Sadataka; Daigo, Ichiro; Matsuno, Yasunari; Adachi, Yoshihiro (2011): Comparison of Water Footprint for Industrial Products in Japan, China and USA. In: Matthias Finkbeiner (Hg.): Towards life cycle sustainability management. Dordrecht, S. 155-160.
- Keil, Florian (2013): Virtuelles Wasser und der Wasserfußabdruck. Endbericht zu Arbeitspaket 2.3 des Forschungsprojekts „Wasserflüsse in Deutschland“ des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW).
- Koehler, Annette (2008): Water use in LCA. Managing the planet's freshwater resources. In: Int J Life Cycle Assess 13 (6), S. 451-455.
- Kounina, Anna; Margni, Manuele; Bayart, Jean-Baptiste; Boulay, Anne-Marie; Berger, Markus; Bulle, Cecile et al. (2013): Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. In: Int J Life Cycle Assess 18 (3), S. 707-721.
- Mathioudakis, Vassias; Gerbens-Leenes, Winnie P.; van der Meer, Theo; Hoekstra, Arjen Y. (2017): The water footprint of second-generation bioenergy. A comparison of biomass feedstocks and conversion techniques. In: Journal of Cleaner Production 148, S. 571-582.
- Mekonnen, Mesfin M.; Hoekstra, Arjen Y. (2011): National water footprint accounts: The green, blue and grey water footprint of production and consumption. Volume 1: Main Report.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2012): Wasserfußabdruck von Ernährungsgütern in Deutschland 2000-2010.
- Stibbe, Rosemarie (2017): Globales Life-Cycle-Controlling. Footprinting in der Praxis. Wiesbaden.

Ökologischer Fußabdruck (ÖF), Ecological Footprint (EF)

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Der EF veranschaulicht die Fläche, die für die dauerhafte Aufrechterhaltung einer bestimmten Wirtschaftsweise oder eines bestimmten Lebensstils erforderlich ist.

Methodik:

Bei der Ermittlung des Ökologischen Fußabdrucks werden die für Konsum und Produktion erforderlichen Material- und Energieströme in die biotisch produktiven Wasser- und Landflächen übersetzt, die bei gegenwärtigem Stand der Technologie für die Bereitstellung der benötigten Ressourcen und Absorption der entstehenden Abfallprodukte belegt werden - unabhängig von der tatsächlichen Lage der Fläche. Die Inanspruchnahme der Natur wird dann mit der tatsächlich vorhandenen Biokapazität verglichen. Grundlage der entstehenden Konsum- und Flächennutzungsmatrix ist ein hochaufgelöstes Input-Output-Modell mit Informationen über die Güter- und Dienstleistungsströme der betrachteten Wirtschaftseinheit. Im Ergebnis liegt eine einzelne, hochaggregierte Maßzahl in der Einheit globale Hektar [gha] vor. Der EF stützt sich auf Masseanalysen wie MIPS (Material-Input pro Serviceeinheit) und steht somit in engem Zusammenhang mit dem Ökologischen Rucksack.

Dimensionen:

Es findet keine direkte Bewertung von ökonomischen oder sozialen Zusammenhängen statt.

Anwendungsmöglichkeiten:

- Gebräuchlich ist die Darstellung des EF von Nationen, Regionen oder der Bewohner pro Kopf. Über die Gegenüberstellung der Nachfrage nach und des Angebots an Natur kann gezeigt werden, ob und in welchem Ausmaß innerhalb der eigenen ökologischen Grenzen gewirtschaftet wird. Darüber hinaus wird auf konkurrierende Nutzungsformen von Flächen hingewiesen.
- Eine Anwendung von Umweltorganisationen, Ländern, Regionen, Städten, Planungs- und Bildungseinrichtungen als Koordinations- und Kommunikationsinstrument sowie Entscheidungshilfe im Rahmen von lokalen bis globalen Nachhaltigkeitsstrategien ist möglich. Durch die anschauliche Darstellbarkeit eignet sich der EF zudem besonders zu pädagogischen Zwecken.
- Die Ergebnisse bilden die Grundlage von Kommunikationsprozessen, zur Anregung einer konstruktiven Diskussion über den Naturverbrauch und den in vielen Gesellschaften herrschenden Konsumismus, insbesondere im Hinblick auf Verteilungs- und Gerechtigkeitsfragen angesichts von Debitoren- und Kreditorenländern (Nehmer- und Geberländern).
- Anhand des EF wird für jedes Jahr symbolisch der Tag des ökologischen Overshoots berechnet, er markiert, wann der Ressourcenverbrauch die -kapazität der Erde übersteigt.
- Künftig werden insbesondere die importierten Flächen- und Wasserfußabdrücke und -rucksäcke an Bedeutung gewinnen.

Rückblick:

In den 1970er Jahren ersann William Rees zunächst das Modell der „regionalen Kuppel“, ein Gedankenexperiment, das darauf abzielte die Abhängigkeit von Regionen von überregionalen Energie- und Materieflüssen aufzuzeigen. Zusammen mit Mathis Wackernagel begründete er 1990 das Konzept des EF, das seither fortwährend weiterentwickelt wird. 2003 gründete Wackernagel die Nicht-Regierungs-Organisation Global-Footprint-Network (GFN), ein mittlerweile weltweites Netzwerk zur Anwendung und Verbreitung des EF, dessen Ziel es ist, den EF als offizielle Messgröße in der öffentlichen Statistik der Länder zu etablieren. Die Organisation veröffentlicht regelmäßig die sog. National Footprint Accounts mit aktuellen Informationen. Daneben tritt die GNO Redefining Progress (RP) u.a. für eine Weiterentwicklung der Methode ein und stellte 2005 den „Footprint 2.0“ vor. In dem Projekt „Vision 2050“ des Weltwirtschaftsrats für Nachhaltige Entwicklung (WBCSD) von 2010 wurden auf Basis des EF Szenarien über den Ressourcenverbrauch entwickelt. Demnach wird 2050 bestenfalls die Kapazität von 1,1 Erden benötigt, bei einem Vorgehen nach Status Quo hingegen 2,3 Erden.

Betrachtungsbereich:

Berechnung des globalen EF und CO₂-Fußabdrucks und für verschiedene andere Wirtschaftseinheiten (Länder, Regionen, Städte, Branchen).

Beschreibung und Ausführung:

Nur 21 Prozent der Erdoberfläche sind für den Menschen produktives Land, fünf Prozent produktive Meeresfläche. Die Biokapazität kennzeichnet die Fähigkeit der Ökosysteme, Ressourcen bereitzustellen die in den Wirtschaftskreislauf eingehen und den durch ihn produzierten Abfall aufzunehmen. Die Kapazitätsgrenzen der Biosphäre werden infolge des Bevölkerungswachstums und des material- und energieintensiven Lebensstandards vieler Menschen zunehmend überschritten. Mit dem Konzept der ökologischen Tragfähigkeit wird die Anzahl der Menschen, die von einer gegebenen Region erhalten werden kann, bestimmt. Schwierigkeiten bei der Umsetzung ergeben sich daraus, dass die ökologische Last einer Bevölkerung in Abhängigkeit der Einkommen, individuellen Bedürfnisse, der angewendeten Technologien und der vorliegenden Energie- und Rohstoffeffizienz variiert. Zudem liegen infolge der Globalisierung keine isolierten Regionen mehr vor. Mit dem EF wird, im Vergleich zu dem Konzept der ökologischen Tragfähigkeit, das Gebiet pro Kopf und nicht die maximal möglichen Köpfe pro Gebiet gemessen. Der EF setzt die ökologische Bedeutung menschlicher Aktivitäten in das Verhältnis zur vorhandenen Tragfähigkeitsgrenze bzw. Regenerationsfähigkeit der Erde. Er setzt sich aus der Summe aller Teilflächen zusammen, die für die dauerhafte Aufrechterhaltung des Lebensstils einer Person, den Bewohnern einer Region oder eines Landes benötigt wird. Dies beinhaltet auch den virtuellen Flächenhandel durch den Austausch von Waren zwischen Ländern. Anhand des Vergleichs von Flächennachfrage und -angebot wird ersichtlich, ob und inwieweit ein Land seine eigenen Tragfähigkeitsgrenzen überschreitet und als ökologischer Schuldner auftritt.

In einem früheren Stadium der Methodik erfolgte die Ermittlung des EF Bottom-up, ausgehend von Verbräuchen in einzelnen Konsumkategorien (Nahrung, Wohnen, Transport, Konsumgüter, Dienstleistungen), die später miteinander zum Fußabdruck aggregiert wurden. Diese Vorgehensweise erwies sich aufgrund mangelhafter oder fehlender Daten als unzuverlässig. Heute wird der EF Top-down mittels bereits aggregierten, nationalen Datensätzen berechnet, detaillierte Kenntnisse über die einzelnen Endverbräuche sind nicht notwendig. Bislang liegen zur Ermittlung der EF von Branchen, Unternehmen, Produkten und Dienstleistungen keine international standardisierten Berechnungsmethoden vor. Die Bestimmung des EF nach der Konzepti-

on des GFN beinhaltet folgende Schritte:

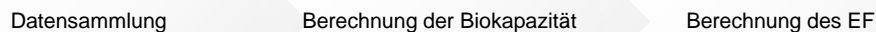


Abbildung 137: Schematische Vorgehensweise nach GFN, Quelle: eigene Darstellung verändert nach (GFN 2016)

1. Datensammlung. Der Konsum-Fußabdruck beschreibt die Fläche, die für die Herstellung der konsumierten Güter und die Aufnahme der dabei entstandenen Abfälle notwendig ist. Der Fußabdruck der Produktion umfasst alle Flächen, die für die Erzeugung von Primärprodukten (Acker- und Weideland, Wald und Fischgründe), Bebauung (Straßen, Fabriken, Städte) und die Aufnahme CO₂-Emissionen aus Verbrennungsprozessen nötig sind. Die National Footprint Accounts des GFN stellen, basierend auf Input-Output-Rechnungen, hochauflösende nationale Daten über die für die Konsumaktivitäten der Länder benötigten biologisch produktiven Flächen unter Berücksichtigung von Im- und Exporten zur Verfügung. Die Flächen werden untergliedert in verschiedene Kategorien:

- Ackerland: Flächen für Nahrungs- oder Futtermittel, Textilfasern,
- Weideland: Flächen zur Produktion tierischer Produkte,
- verbrauchtes Land: von Menschen für Infrastruktur degradiertes oder überbautes Land,
- Fischgründe: Binnen- und Küstengewässer,
- produktive Wälder: forstwirtschaftlich genutzte Wälder,
- CO₂-(Absorptions)Fläche: Waldfläche, die für die Absorption von CO₂-Emissionen benötigt wird.

Unberührte Wälder und biologisch praktisch unproduktives Land (offene Ozeane, Wüsten, Polarregionen) bleiben bei der Berechnung unberücksichtigt.

2. Harmonisierung des Ertrags über Fläche und Lage und Berechnung der Biokapazität.

Um Flächen untereinander vergleichbar zu machen, werden sie proportional zu ihrer potentiellen Fähigkeit nutzbare Biomasse zu erzeugen gewichtet und als gha ausgedrückt (entspricht der Größe eines ha, also 10.000 m²). Zur Berechnung der Biokapazität werden ein Ertragsfaktor sowie ein Äquivalenzfaktor als Umrechnungsfaktoren herangezogen:

- Aufgrund unterschiedlicher klimatischer/topographischer/biotischer/geologischer Bedingungen, Produktivitätsschwankungen infolge von temporären Wetterereignissen (Dürren, Überschwemmungen) und verschiedener Bewirtschaftungsarten (konventionell, ökologisch, traditionell) weisen die Flächen innerhalb einer Flächenkategorie je nach ihrer geographischen Lage eine unterschiedliche Produktivität auf (z.B. ist Ackerland in Deutschland doppelt so ertragreich wie Ackerland im weltweiten Durchschnitt). Daher wird für jedes Jahr pro Land und für sämtliche Flächenkategorien der Ertragsfaktor jeweils neu bestimmt. Er ergibt sich aus dem Ertrag einer Flächenkategorie eines Bezugslandes dividiert durch den durchschnittlichen weltweiten Ertrag derselben Kategorie:

$$\text{Ertragsfaktor (YF)} = \frac{\text{Ertrag einer Flächenkategorie eines betrachteten Raums}}{\text{durchschnittlicher Ertrag derselben Flächenkategorie weltweit}}$$

- Außerdem weisen die unterschiedlichen Flächenarten ein unterschiedliches Vermögen auf, Ressourcen bereitzustellen (z.B. ist die Produktivität von Ackerland im Durchschnitt doppelt so hoch wie die durchschnittliche Produktivität aller anderen Flächen). Zur Vereinheitlichung wird mit dem Äquivalenzfaktor das Produktionspotential einer bioproduktiven Fläche ins Verhältnis zur durchschnittlichen Bioproduktivität aller Flächen gesetzt, sodass ein Vergleich der Bioproduktivität zwischen den Flächenkategorien stattfinden kann. Der Äquivalenzfaktor beruht auf Schätzungen der maximalen landwirtschaftlichen Produktivität, da Siedlungsflächen i.d.R. in Gegenden mit hoher Fruchtbarkeit und viel Ackerbau liegen, wird für diese Kategorie pauschal der höchste Wert veranschlagt:

$$\text{Äquivalenzfaktor (EQF)} = \frac{\text{durchschnittliche Produktivität einer bestimmten Flächenkategorie des betrachteten Raums}}{\text{durchschnittliche Produktivität aller Flächenkategorien weltweit}}$$

Nach Anwendung beider Koeffizienten können die verschiedenen Flächenarten zum gha aggregiert werden, 1 gha entspricht einem biologisch produktiven Hektar mit weltweit durchschnittlicher Produktivität.

3. Berechnung des EF. Abschließend erfolgt die Aggregation der einzelnen Teilbereiche.

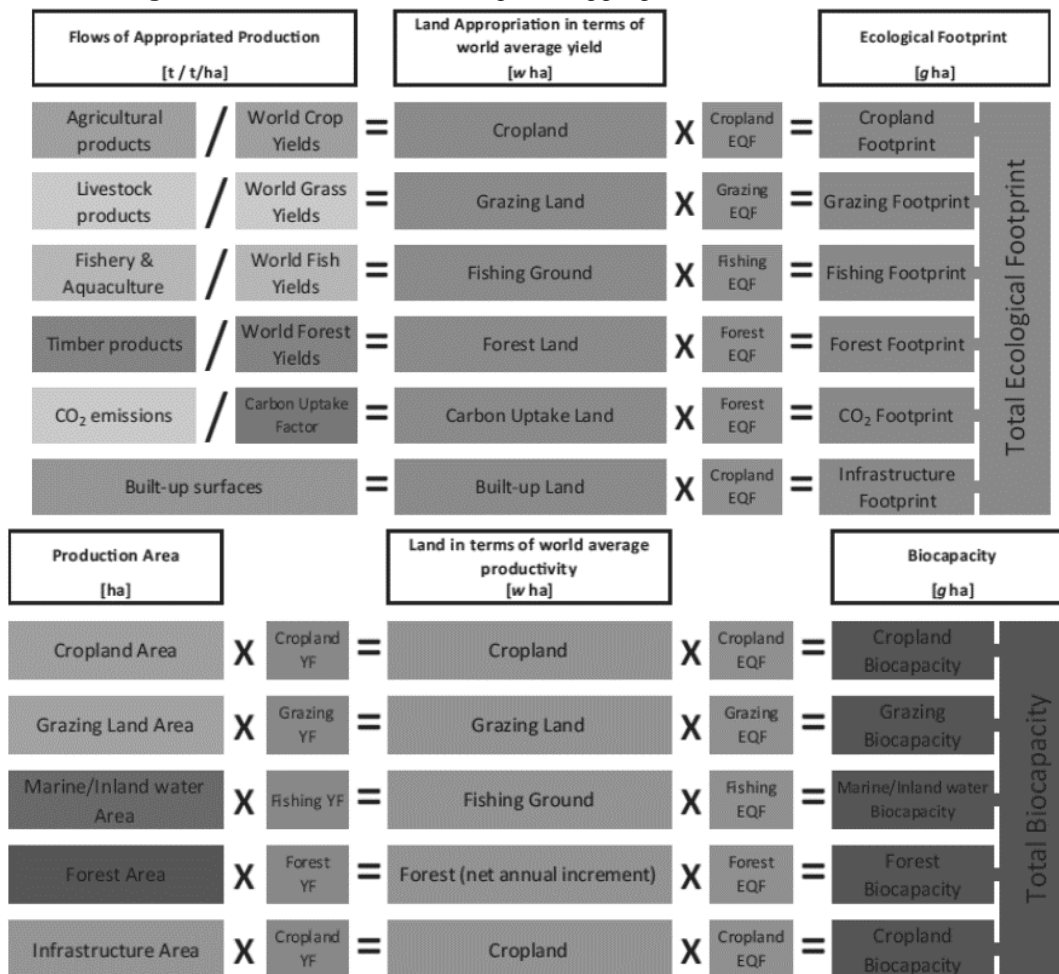


Abbildung 138: Berechnungsschemata des GFN, Quelle: (Global Footprint Network 2016)

Betrachtungsgegenstand	Formel	Abkürzungen
EF Konsum	$EF_C = EF_P + EF_I - EF_E$	EF _C : EF Konsum EF _P : EF Produktion EF _I : EF Importe EF _E : EF Exporte
Biokapazität je Flächenkategorie	$BC = A * YF * IYF * EQF$	BC: Biokapazität einer Flächenkategorie [gha] A: Fläche einer Flächenkategorie in einem Land [nha] YF: Ertragsfaktor einer Flächenkategorie in einem Bezugsland [wha nha ⁻¹] IYF: intertemporaler Ertragsfaktor einer Flächenkategorie in einem Bezugsland in einem Bezugsjahr, dimensionslos

		EQF : Äquivalenzfaktor einer Flächenkategorie [gha wha ⁻¹]
EF der jährlichen Erzeugnisse/Abfallabsorption	$EF_P = \frac{P}{Y_N} * YF * EQF * IYF$	EF _P : Ökologischer Fußabdruck [gha] P: Menge an Erzeugnissen und Abfallaufkommen [t yr ⁻¹] Y _N : national durchschnittlicher Ertrag oder Abfallaufnahme [t nha ⁻¹ yr ⁻¹]
EF der jährlichen Erzeugnisse/Abfallabsorption (vereinfacht)	$EF_P = \frac{P}{Y_W} * EGF * IYF$	Y _W : weltweit durchschnittliche Ertrag oder Abfallaufnahme [t wha ⁻¹ yr ⁻¹]
Ertrag durch Folgeprodukte	$Y^D = Y^P * EXTR$	Y ^D : Ertrag Folgeprodukt (t Folgeprodukt) [ha ⁻¹ yr ⁻¹] Y ^P : Ertrag Primärprodukt (t Vorläuferprodukt) [ha ⁻¹ yr ⁻¹] EXTR : Extraktionsrate (t Folgeprodukt) (t primary) ⁻¹
Ertragsfaktoren	$YF_N^L = \frac{Y_N^L}{Y_W^L}$	YF _N ^L : Ertragsfaktor eines Bezugslandes einer Flächenkategorie [wha nha ⁻¹] Y _N ^L : Ertrag „ [t nha ⁻¹] Y _W ^L : weltweit durchschnittlicher Ertrag „ [t wha ⁻¹]

Tabelle 36: Berechnungsgrundlagen EF, Quelle: (Global Footprint Network 2016)

Berichterstattung:

Die Sammlung und Berechnung der Daten sowie die Präsentation der Ergebnisse findet durch das Global Footprint Network (GFN) statt. Zusammen mit dem World Wildlife Fund (WWF) erscheint jährlich der Living Planet Report.

Datenverfügbarkeit:

Zur Berechnung des EF und der Grenzen der Biokapazität kann auf aktuelle Daten und Methoden aus den veröffentlichten National Footprint Accounts des GFN zurückgegriffen werden. Die Konsum- und Flächennutzungsmatrix wird angereichert mit landesspezifischen Daten, z.B. Fernerkundungsdaten, Daten aus den volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen, Emissionsinventaren, Zensuserhebungen, Energiebilanzen, Verkehrsstatistiken, Angaben zum Lebensmittelverzehr, zum regionalen Heizverhalten usw.

Stärken und Schwächen:

- +Der EF fasst ökologische Zusammenhänge mit einer einzelnen Zahl zusammen. Die Vereinheitlichung der verschiedenen Flächenkategorien ermöglicht eine konsistente Berechnung und Vergleiche. Die Verbindung zwischen lokalem Konsum und globaler Inanspruchnahme der Biosphäre wird anschaulich sichtbar, weswegen der EF allgemein anerkannt und weit verbreitet ist.
- +Im Gegensatz zu monetären Kenngrößen werden mit dem gha als Bewertungsmaßstab die Grenzen der Tragfähigkeit und die Knappheit der natürlichen Ressourcen betont.
- +Durch das Aufzeigen der Quantität und Qualität der Energie- und Massenströme werden der konkurrierende Verbrauch von Flächen sowie die Schwierigkeiten ihrer Substitution erkennbar.
- +Der direkte Vergleich des Fußabdrucks von Ländern fördert die Auseinandersetzung über eine gerechtere Verteilung der Ressourcen sowie den Abbau des Wohlstandsgefälles und weist in diesem Zusammenhang auf die Verantwortung der Industrienationen hin.
- Durch die starke Aggregation bleiben spezifische Umweltprobleme innerhalb einzelner Umweltkategorien unsichtbar, z.B. wird der Wasserverbrauch, die biologische Vielfalt oder Schä-

den durch Umweltgifte sowie die ökonomische und soziale Dimension der Nachhaltigkeit nur indirekt berücksichtigt.

–Aufgrund der komplexen Wirkzusammenhänge ist eine wirklichkeitsgetreue Abbildung der Umwelteffekte mit großen Unsicherheiten verbunden. In der Praxis ist insbesondere die Datenbeschaffung, -verfügbarkeit und -aktualität ein Hemmnis bei der Berechnung des EF. Der Methodik liegen außerdem Annahmen und Einschränkungen zugrunde, aus denen eine systematische Unterschätzung der Flächeninanspruchnahme resultiert (u.a. lediglich wenige ökologische Funktionen werden betrachtet, es wird von einer nachhaltigen Landbewirtschaftung ausgegangen, Mehrfachnutzungen derselben Fläche bleiben vernachlässigt, Vernachlässigung weiterer klimaschädlicher Gase neben CO₂).

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- Global Footprint Network (2016): Working Guidebook to the National Footprint Accounts: 2016.
- Beyers et al. (2010): Großer Fuß auf kleiner Erde? Bilanzieren mit dem Ecological Footprint, Anregungen für eine Welt begrenzter Ressourcen.
- <http://data.footprintnetwork.org>, Anwendungsprogramm-Schnittstelle, Datenbasis
- www.footprintnetwork.org/de/, Informationen und Daten
- www.fussabdruck.de/; www.ecologicalfootprint.com/, Fußabdruckrechner

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Drei Viertel der Erdoberfläche sind biologisch kaum produktiv, dazu gehören Wüsten, Hochgebirge, Eisflächen, fischarme Meere sowie die mit Infrastruktur überbauten und versiegelten Landflächen. Zu dem restlichen Viertel zählen Ackerland, Weideland, Feuchtgebiete, Fischgründe und Wälder. Sie bilden zusammen 12 Mrd. ha biologisch produktive Flächen, wovon Teile unter Naturschutz stehen. Seit den frühen 70er Jahren ist die Nachfrage nach Ressourcen größer als die Regenerationsfähigkeit der Erde. Die durchschnittliche Biokapazität der Weltbevölkerung liegt derzeit bei rund 1,7 gha pro Kopf, demgegenüber steht eine Flächennutzung von 2,8 gha. Folglich wären 1,6 Erden nötig, um den gegenwärtigen Konsum nachhaltig zu decken. Zu einem großen Anteil bestimmt CO₂ den EF, sein Anteil ist von 1961 bis 2010 von 36 auf 53 Prozent gestiegen.

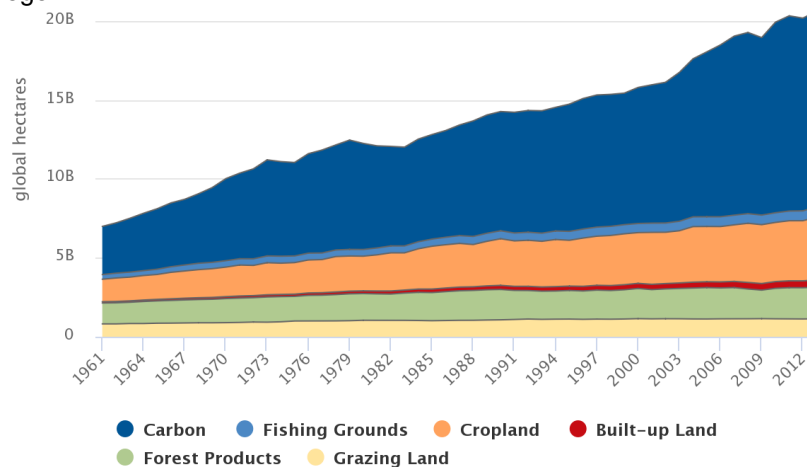


Abbildung 139: Globaler Fußabdruck nach Flächenkategorien, Quelle: (Footprintnetwork 2017)

Ertragssteigernde Techniken in der Landwirtschaft führten im Laufe der Zeit zu einer Zunahme der Ressourcenproduktivität. Gleichzeitig ist die Landwirtschaft Hauptverursacher des Verlusts an Tier- und Pflanzenarten.

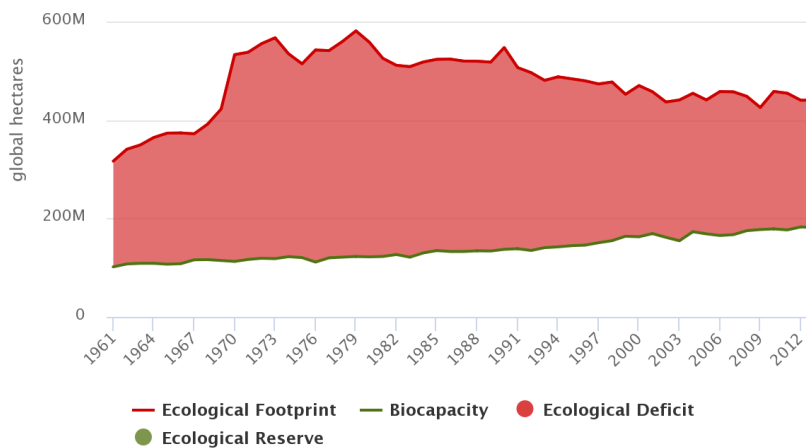


Abbildung 140: Entwicklung des EF pro Person in Deutschland, Quelle: (Footprintnetwork 2017)

Der EF eines Deutschen betrug 2012 5,3 gha bei einer vorhandenen Biokapazität von 2,3 gha. Neben den eigenen landwirtschaftlichen Nutzflächen von ca. 17 Mio. ha nimmt Deutschland große Teile der eigenen Anbauflächen von anderen Ländern in Anspruch, die diesen nicht mehr für die eigene Versorgung zur Verfügung stehen (virtueller Flächenhandel). Insgesamt importierte der deutsche Agrarhandel zwischen 2011-2013 Güter, für deren Anbau zusätzliche Flächen von 5,5 Mio. ha benötigt wurden. Diese belaufen sich auf ca. 2 Mio. ha für den Anbau von Soja für die Fleischproduktion aus Südamerika und 400.000 ha für Palmöl aus Indonesien und

Malaysia.

Der „Earth Overshoot Day“ ist eine jährliche Kampagne des Global-Footprint-Network. Der Trend zeigt eine deutliche Vorverlegung der Überschreitung der Kapazitätsgrenzen der Erde:

- 02. August 2017,
- 11. August 2011,
- 26. September 2001,
- 02. Oktober 1991,
- 13. November 1981,
- 24. Dezember 1971.

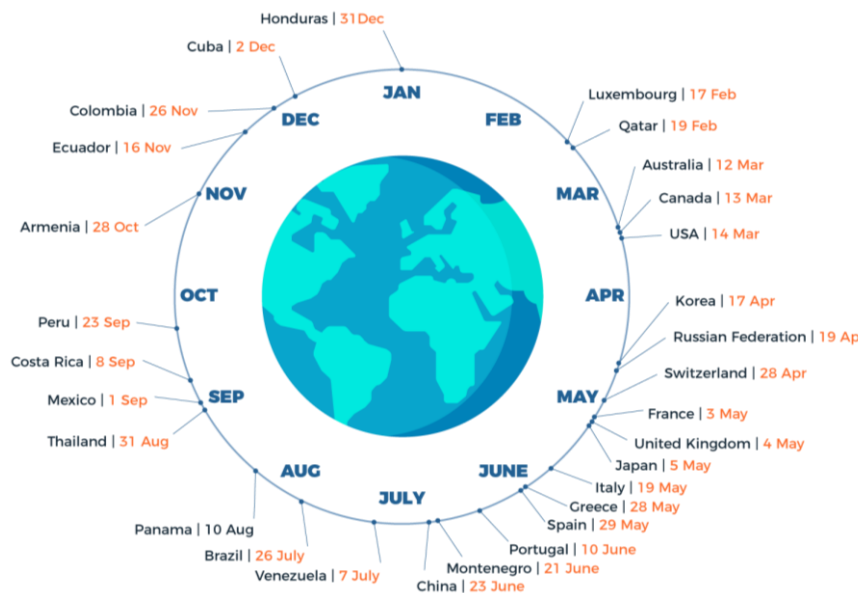


Abbildung 141: Overshoot-Day diverser Länder, Quelle: (GFN 2017)

Pro Kopf und Jahr werden in Deutschland etwa neun t CO₂ emittiert. Um das von der internationalen Staatengemeinschaft angestrebte 2°C-Ziel zu erreichen, muss dieser Ausstoß auf 2 t reduziert werden.

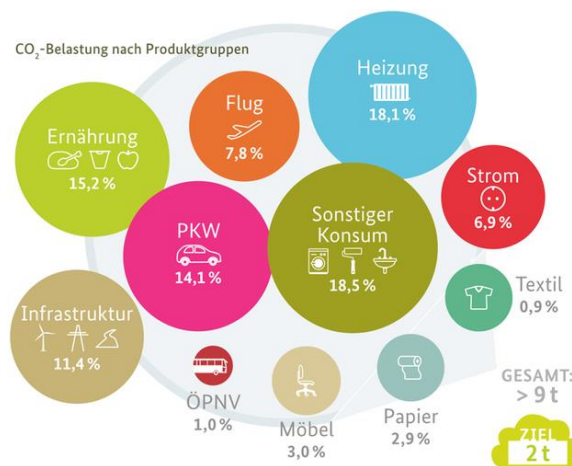


Abbildung 142: CO₂-Belastung nach Produktgruppen gemäß EF, Quelle: (RNE 2017)

2012 betrug der Footprint von NRW 5,8 gha pro Person im Vergleich zur Biokapazität pro Kopf von 1,1. Umgerechnet auf das Kalenderjahr deckte das Bundesland mit dem eigenen Angebot an bioproduktiven Flächen nur 68 Tage seiner Nachfrage ab, u.a. bedingt durch einen ungünstigen kohlebasierten Energiemix.

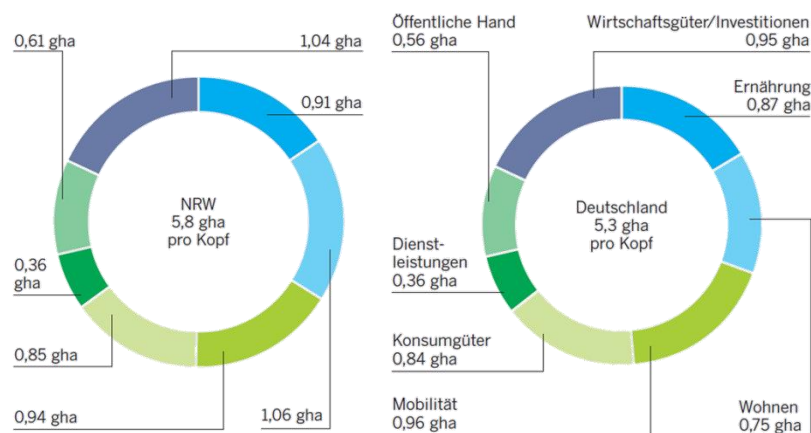


Abbildung 143: EF von NRW und Deutschland nach Konsumkategorien pro Kopf, Stand 2012, Quelle: (MKULNV NRW 2016)

Literaturverzeichnis

- Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (2009): Der ökologische Fußabdruck.
- Beyers, Bert; Kus, Barbara; Amend, Thora; Fleischhauer, Andrea (2010): Großer Fuß auf kleiner Erde? Bilanzieren mit dem Ecological Footprint, Anregungen für eine Welt begrenzter Ressourcen.
- Borucke, Michael; Moore, David; Cranston, Gemma; Gracey, Kyle; Iha, Katsunori; Larson, Joy et al. (2013): Accounting for demand and supply of the biosphere's regenerative capacity. The National Footprint Accounts' underlying methodology and framework. In: Ecological Indicators 24, S. 518-533.
- Deutscher Bundestag (2016): Studien zum Thema ökologischer Fußabdruck von Bauprodukten im Baubereich - Teil 1, Graue Energie - Teil 2.
- Fiala, Nathan (2008): Measuring sustainability. Why the ecological footprint is bad economics and bad environmental science. In: Ecological Economics 67 (4), S. 519-525.
- Global Footprint Network (2017): Country Overshoot Days. Online verfügbar unter <https://www.footprintnetwork.org/>, zuletzt geprüft am 24.10.2017.
- Global Footprint Network (GFN) (2016): Working Guidebook to the National Footprint Accounts: 2016.
- Jørgensen, Sven Erik; Fath, Brian D. (Hg.) (2008): Encyclopedia of ecology. Oxford.
- Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV) (2016): Umweltbericht Nordrhein-Westfalen 2016.
- Nertinger, Stefan (2015): Carbon and Material Flow Cost Accounting. Ein integrierter Ansatz im Kontext nachhaltigen Erfolgs und Wirtschaftens. Wiesbaden.
- Rees, William E. (1992): Ecological footprints and appropriated carrying capacity. What urban economics leaves out. In: Environment and Urbanization 4 (2), S. 121-130.
- Rees, William E.; Wackernagel, Mathis (1999): Monetary analysis: turning a blind eye on sustainability. In: Ecological Economics 29 (1), S. 47-52.
- Stibbe, Rosemarie (2017): Globales Life-Cycle-Controlling. Footprinting in der Praxis. Wiesbaden.
- Umweltbundesamt (UBA) (2007): Wissenschaftliche Untersuchung und Bewertung des Indikators „Ökologischer Fußabdruck“.
- van den Bergh, Jeroen C.J.M.; Verbruggen, Harmen (1999): Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the 'ecological footprint'. In: Ecological Economics 29, S. 61-72.
- Wackernagel, Mathis; Beyers, Bert (2010): Der Ecological Footprint - die Welt neu vermessen. Hamburg.
- Wackernagel, Mathis; Rees, William E. (1997): Unser ökologischer Fussabdruck. Wie der Mensch Einfluss auf die Umwelt nimmt. Basel, Boston, Berlin.
- World Wide Fund For Nature (WWF) (2016): Living Planet Report 2016. Kurzfassung.

Kosten-Nutzen-Analyse (KNA), Cost-Benefit-Analysis (CBA)

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Erfassung und Bewertung der Vorteile und Nachteile staatlicher Entscheidungen als gesamtgesellschaftliche Nutzen und Kosten

Methodik:

Generell wird zwischen der vereinfachten traditionellen und der erweiterten KNA unterschieden. Bei klassischen Kosten-Nutzen-Analysen werden alle positiven und negativen Beiträge von Projekten oder Maßnahmen in Form von Geldeinheiten gegenübergestellt. Die Alternative, mit dem besten Gesamtergebnis oder der besten Rentabilität der eingesetzten Mittel ist am vorteilhaftesten zu werten. Zur Klasse der Kosten-Nutzen-Analysen zählen weiterhin die Nutzwertanalyse (NWA), die Kosten-Wirksamkeits-Analyse (KWA) sowie die Kosten-Nutzwert-Analyse (KNWA). Je nach methodischem Ansatz findet ein Einbezug monetärer und/oder nichtmonetärer Größen statt. Die KNA ist zusammen mit der Multi-Kriterien-Analyse (MCA) ein wichtiges Verfahren zur Entscheidungsfindung.

Dimensionen:

Die Integration von ökologischen und/oder sozialen Aspekten erfordert eine Erweiterung monokriterieller und disziplinärer Analyse- und Bewertungsansätze, bspw. über die Ausdehnung der räumlichen Betrachtungsskala (Berücksichtigung von überregionalen Fernwirkungen) oder eine Bewertung von Sekundäreffekten (auf die Biodiversität, die Erholung, die Gesundheit usw.).

Anwendungsmöglichkeiten:

- Einzel- und gesamtwirtschaftliche Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen und -vergleiche, insbesondere zur Bewertung haushaltswirksamer öffentlicher Projekte und Maßnahmen.
- Unterstützung von Entscheidungsprozessen in vielen Bereichen der öffentlichen Daseinsvorsorge zur Ableitung von Politikempfehlungen, etwa dem Verkehrssektor, das Bildungs- und Gesundheitswesen oder den Umweltbereich (z.B. zur Abschätzung der Folgen von umweltpolitischen Maßnahmen im Rahmen der Gesetzesfolgenabschätzung oder zur Ermittlung und Bewertung umweltbedingter Gesundheitsrisiken).
- Für öffentliche Projekte oder Maßnahmen mit geringen gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen werden einzelwirtschaftliche Verfahren angewendet (z.B. zur Bedarfsdeckung der eigenen Verwaltung die Kostenvergleichsrechnung oder Kapitalwertmethode).

Rückblick:

Die Verfahren gründen auf den normativen Vorstellungen der Wohlfahrtsökonomie sowie Erfahrungen aus der betriebswirtschaftlich orientierten Investitionsrechnung. Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen werden seit mehreren Jahrzehnten als Entscheidungsfindungsinstrument auf allen politischen Ebenen genutzt. Die Durchführung „angemessener Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen“ (HGrG § 6, Abs. 2) ist in Deutschland auf staatlicher Ebene für alle finanzwirksamen Maßnahmen verbindlich vorgeschrieben, für Gemeinden bestehen Soll-Vorschriften.

Betrachtungsbereich:

Die zeitliche Dimension der Analyse ist abhängig vom Planungshorizont, sie kann die derzeit lebende Generation bis hin zu sämtlichen Folgegenerationen umfassen. Es werden diejenigen Wirkungen berücksichtigt, die auf die Durchführung eines öffentlichen Projekts oder Maßnahmen zurückzuführen sind und bei deren Unterlassung nicht erfolgt wären. Zu öffentlichen Projekten und Maßnahmen zählen all jene, die dazu beitragen das wirtschaftliche Geschehen sowie die kulturellen oder sozialen Lebensbedingungen eines Landes zu fördern.

Beschreibung und Ausführung:

Ressourcen, die für die Erstellung eines Guts aufgewendet werden müssen, haben an anderer Stelle Produktionseinschränkungen und Nutzenverluste in Form von Opportunitätskosten¹ zur Folge. Eine optimale Ressourcenallokation ist gegeben, wenn die Verteilung von Ressourcen auf verschiedene Verwendungen die Bedürfnisse, möglichst Vieler befriedigt und ein möglichst großer Nutzengewinn für die Gesellschaft insgesamt entsteht (die Wohlfahrt am größten ist). Im HGrG § 6, Abs. 1 ist das Gebot nach Wirtschaftlichkeit und Sparsamkeit für Bund, Länder und Kommunen festgelegt. Wirtschaftlichkeit zielt darauf ab, bei einem gegebenen Mitteleinsatz das bestmögliche Ergebnis zu erreichen (Maximalprinzip). Sparsamkeit beinhaltet ein gegebenes Ziel mit dem geringstmöglichen Mitteleinsatz zu erreichen (Minimalprinzip). Beide zusammen beschreiben das ökonomische Prinzip oder „Wirtschaftlichkeitsprinzip“.

Einzelwirtschaftliche Verfahren wie die Kostenvergleichsrechnung oder Kapitalwertmethode beziehen sich auf Rechengrößen wie Erlöse, Kosten oder Zahlungen, die auf Marktinformationen basieren. Allerdings existieren für bestimmte Güter, dies gilt für alle frei zugänglichen Gemeingüter (öffentliche Güter ohne Ausschlussprinzip wie äußere und innere Sicherheit, soziale Sicherheit, Infrastruktur, Umweltschutz) keine Märkte. Außerdem bilden monetäre Größen nur einen Teil der gesamtgesellschaftlichen Effekte ab². Die für eine Kosten-Nutzen-Abschätzung benötigten Informationen können somit nicht allein über die Nachfragefunktionen der privaten Haushalte und die Angebotsfunktion der Anbieter ermittelt werden³. Als Ver-

¹Die volkswirtschaftlichen Kosten einer Alternative kommen in der KNA als Opportunitätskosten zum Tragen. Als Opportunitätskosten werden die bei der Produktion eines Guts an anderer Stelle auftretenden Nutzenverluste zusammengefasst. Sie entstehen dadurch, dass Entscheidungen über die Verwendung von öffentlichen Geldern in einem Bereich, z.B. das Bildungswesen, für einen anderen Bereich, z.B. das Gesundheitswesen, Nutzeneinbußen („Kosten“) bedeuten.

²Bei Marktversagen ist der Marktmechanismus von Angebot und Nachfrage außer Kraft gesetzt, es kann sich keine optimale Ressourcenallokation einstellen. Marktversagen liegt u.a. bei externen Effekten vor, d.h. positiven oder negativen Nebenwirkungen der Produktion oder des Konsums von Gütern, die nicht im Marktpreis enthalten sind (z.B. Schadstoffemissionen, Lärm).

³Der Wert eines Guts wird über das Rentenkonzept bestimmt. Die Konsumentenrente beschreibt den Überschuss der Zahlungsbereitschaft der Konsumenten über den tatsächlichen zu zahlenden Betrag. Sie gibt die Differenz zwischen der individuellen Wertschätzung des Guts durch den Konsumenten und dem von ihm gezahlten Marktpreis wieder. Umgekehrt bildet die Produzentenrente den Überschuss der Erlöse der Anbieter über den Betrag ab, den man mindestens zahlen müsste, damit das Gut angeboten wird. Sie beschreibt somit die Differenz zwischen Umsatz und den variablen Kosten zur Erstellung des Guts.

gleichsbasis zur Bewertung von Gütern sind weitreichendere Ansätze zur ökonomischen Bewertung nichtmarktlicher Güter gefordert, die unterschiedliche Kosten- und Nutzenarten als Entscheidungsmaße berücksichtigen. Welches Verfahren zur Analyse der Kosten und Nutzen anzuwenden ist, richtet sich nach der Art des Projekts oder der Maßnahme, die verfolgten Ziele und den damit verbundenen Auswirkungen.

Verfahren	Art der Erfassung der Projektwirkungen	
	Inputseite (Kosten)	Output-/Outcomeseite (Nutzen)
Nutzwertanalyse (NWA) (Benefit-Analysis)	nichtmonetär, Ergebnisse/Wirkungen werden in Punktwerte transformiert	nichtmonetär, Inputs (Ressourcenverbrauch, Nutzenentgang) werden willkürlich in Punktwerte transformiert
Kosten-Wirksamkeits-Analyse (KWA) (Cost-effectiveness Analysis)	monetär	nichtmonetär, je nach Kontext ein/mehrere unterschiedlich skalierte Indikatoren
Kosten-Nutzwert-Analyse (KNWA) (Cost-Utility-Analysis - Sonderfall der KWA)	monetär	nichtmonetär, Ergebnisse/Wirkungen werden zu einem einzelnen Indikator aggregiert basierend auf den Präferenzen der Betroffenen
Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) (Cost-Benefit-Analysis)	monetär	monetär

Tabelle 37: Gesamtwirtschaftliche Verfahren zur Wirtschaftlichkeitsuntersuchung, Quelle: (Mühlenkamp 2015)

Ob ein öffentliches Projekt vorteilhaft ist, kann aus den resultierenden Änderungen in der Versorgung mit Konsumgütern geschlossen werden (unmittelbare Mengenwirkungen, mittelbare Veränderungen der individuellen Konsumniveaus)⁴. Projektwirkungen werden unterschieden in:

- Reale (technologische) und pekuniäre Effekte: veränderte Versorgung der Individuen/Haushalte mit Gütern/Dienstleistungen bzw. Verteilungsveränderungen durch veränderte monetäre Transfervorgänge (z.B. Zeitersparnisse durch den Bau einer Autobahn, Gewinne aus einer dort angesiedelten Raststätte)
- Direkte (interne) und indirekte (externe) Effekte: im Vergleich zu direkten Effekten werden indirekte Effekte nicht bewusst angestrebt, sondern stellen unbeabsichtigte Nebenwirkungen dar (z.B. Zeitersparnis durch den Autobahnbau=direkter Nutzen, dadurch verursachter Lärm=indirekte Kosten)
- Tangible und intangible Effekte: tangible (greifbare) Wirkungen lassen sich durch monetäre Größen quantifizieren, intangible (immaterielle) Wirkungen nur anhand qualitativer Angaben beschreiben (z.B. Zeitersparnis durch den Autobahnbau, verminderter Stress der Fahrer infolge der Entlastung anderer Verkehrswege)
- Finale und intermediäre Effekte: finale Effekte treten zunächst im privaten Produktionsbereich in Form von Kostenänderungen auf, intermediäre bewirken unmittelbar eine Erhöhung/Senkung des individuellen Nutzenniveaus (z.B. Ausbau des öffentlichen Verkehrsnetzes, intermediäre Effekte durch Errichtung öffentlicher Freizeiteinrichtungen)

Als Bezugsgröße bei der Ermittlung von Nutzenänderungen dient das individuelle Werturteil bzw. die Konsumentensouveränität, daher sind alle Betroffenen (Projektträger/die veranlassende Gebietskörperschaft, private Haushalte, Unternehmen, gemeinnützige Organisationen usw.) nach dem Grad ihrer Betroffenheit an der Untersuchung zu beteiligen. Aus Perspektive der betroffenen Anspruchsgruppe wird dann geprüft, ob es ökonomisch sinnvoll ist staatliche Vorhaben auf Kosten des privaten Sektors durchzuführen, außerdem welche Vorhaben den größten Nettonutzen aufweisen und aus diesem Grund aus einer Zahl von Alternativen ausgewählt und umgesetzt werden sollten. Indikatoren zur Bewertung individueller Nutzenänderungen sind

⁴In Summe bilden die individuellen Nutzenniveaus der Bewohner eines Landes die soziale Wohlfahrt der Volkswirtschaft ab. Der Wert eines Güterbündels ergibt sich aus seinem Beitrag zur Bedürfnisbefriedigung der Individuen und Haushalte.

auf der Nachfrageseite die Konsumentenrente und die maximale Zahlungsbereitschaft („willingness to pay“). Eine direkte Bewertung eines nicht marktgängigen Guts erfordert die Abfrage von individuellen Präferenzen, etwa über Laborexperimente oder Feldstudien (sog. contingent valuation methods) oder über indirekte Bewertungsmethoden, z.B. die Marktpreis- und Aufwandsmethode. Bei der Marktpreismethode werden mit Hilfe von aus Marktdaten gewonnene Nachfragefunktionen hedonische Preise ermittelt, z.B. zur Wertänderung einer Immobilie infolge von Umwelteinflüssen. Mit der Aufwandsmethode werden für die Bewertung eines nicht marktgängigen Guts die Ausgaben für komplementäre oder substitutive Marktgüter herangezogen, z.B. Ausgaben für Sicherheitseinrichtungen als Ersatz für öffentliche Sicherheit oder Fahrt-/Zeitkosten zum Besuch öffentlicher Einrichtungen (siehe hierzu auch den Teil „Ökonomische Bewertung von Umweltschäden“). Die nachfolgend beschriebene, allgemeine Vorgehensweise einer KNA ist ein iterativer Prozess, in dem potentielle Wirkungen systematisch erfasst und bewertet werden:

1. Bestimmung der relevanten Nebenbedingungen. Zur Abgrenzung des Untersuchungsraums muss zunächst darüber entschieden werden, welche Akteure und Nebenbedingungen relevant für die Analyse sind. Nebenbedingungen werden unterschieden in:

- physische Nebenbedingungen: Input an Produktionsfaktoren, erzielt Ergebnis als Output,
- budgetäre Nebenbedingungen: verfügbare Haushaltsmittel,
- gesetzliche Nebenbedingungen: Übereinstimmung des Projekts mit der geltenden Rechtslage,
- administrative Nebenbedingungen: Fähigkeit und Kapazität der Verwaltung und
- politische Nebenbedingungen: ergeben sich aus anderen politischen Zielsetzungen wie Green Economy, Energiewende usw. und gehen als Mindestanforderungen ein.

2. Formulierung und Vorauswahl von Alternativen. Es folgt das Herausarbeiten ökonomisch sinnvoller Alternativen, die kompatibel mit den herrschenden Nebenbedingungen sind. Der Status Quo ohne Projektrealisierung bildet eine eigenständige Alternative.

3. Bestimmung der Projektwirkungen, Erfassung und Bewertung der positiven und negativen Wirkungen von Alternativen nach monetären Nutzen und Kosten. Im Vergleich zu statischen Verfahren findet nicht nur der Vergleich einer Alternative zur Ausgangssituation auf Basis von Kosten, Amortisationsdauer und Rentabilität statt, sondern eine vollständige monetäre Bewertung der positiven wie auch negativen Wirkungen. Dazu muss eingegrenzt werden, welche Wirkungen und Präferenzen berücksichtigt und welche Abstimmungsverfahren der Entscheidung zu Grunde gelegt werden, außerdem inwieweit Einkommens- und Vermögensverteilungen einbezogen werden sollen.

4. Zeitliche Homogenisierung der Nutzen und Kosten durch Diskontierung. Kosten und Nutzen die in der Zukunft liegen werden normalerweise geringer bewertet als jene der Gegenwart (Diskontierung). Dies liegt zum einen an der Zeitpräferenz, dem empfundenen relativen Wert heutiger und zukünftiger Kosten und Nutzen angesichts von Unsicherheit, Ungeduld und abnehmendem Grenznutzen des Konsums. Zum anderen an den Opportunitätskosten aufgrund des Verzichts auf den gegenwärtig möglichen Konsum zugunsten einer Steigerung der zukünftigen Konsummöglichkeiten in die Zukunft. Bei der Monetarisierung von Projektwirkungen müssen die unterschiedlichen Zeitpunkte zu denen Kosten und Nutzen entstehen berücksichtigt und auf einen Referenzpunkt bezogen werden.

5. Gegenüberstellung von Nutzen und Kosten für die verschiedenen Alternativen. Der Nettogegenwartswert (Net Present Value, NPV) gibt die zukünftigen Kosten und Nutzen eines

Projekts an. Zur Ermittlung des Nettonutzens werden eindimensionale Güte- und Entscheidungsmaße gebildet und der Gegenwartswert der Alternativen analog zur betriebswirtschaftlichen Kapitalwertmethode ermittelt. Anstelle von Ein- und Auszahlungen werden die entsprechenden Nutzen- und Kostenäquivalente eingesetzt. Ein Projekt sollte nur dann fortgesetzt werden, wenn es einen NPV größer 0 oder eine Nutzen-Kosten-Relation größer 1 aufweist.

$$NPV = \sum_{t=0}^n \frac{N_t - K_t}{(1+r)^t}$$

N_t = Nutzen zum Zeitpunkt t , K_t = Kosten zum Zeitpunkt t , n = Zeitdauer, über die hinweg Kosten und Nutzen wirksam werden, r = Diskontierungsrate

6. Berücksichtigung von Risiko und Unsicherheit, ggf. Modifizierung der Entscheidungsmaße. Die Robustheit der Ergebnisse bezüglich Unsicherheiten kann mit der Durchführung einer Sensitivitätsanalyse überprüft werden. Über eine Modifizierung der Entscheidungsmaße können fallspezifisch etwaige Risiken als weitere Kriterien in die Untersuchung einbezogen werden.

7. Aufstellen einer Rangordnung der Alternativen, Formulierung einer Empfehlung. Die Bewertung der Nutzenänderungen erfolgt über die Zusammenfassung der individuellen Nutzenänderungen zu einem Kollektivmaß. Eine rationale Entscheidung ist gefunden, wenn das Verhältnis zwischen dem aggregierten Nutzen und den Opportunitätskosten (der Nettonutzen), positiv ausfällt⁵. Bei Budgetbeschränkungen muss zur Wohlfahrtsmaximierung jenes Projekt ausgewählt werden, welches bei Ausschöpfung des Budgets den größten Nettonutzen stiftet.

Die Wirkungen umweltpolitischer Maßnahmen werden oftmals erst langfristig sichtbar und haben keinen Marktpreis. Aus diesem Grund sind KNA Bestandteil der Gesetzesfolgenabschätzung. Einerseits werden verschiedene Umweltwirkungen quantifiziert, um die durch Umweltpolitik eingesparten Umweltschäden herauszustellen, andererseits die gesamtwirtschaftlichen Effekte von Umweltpolitik ermittelt. Der Ablauf und Umfang einer KNA gestaltet sich je nach Anwendungsfall. Im Fall der Gesetzesfolgenabschätzung umweltpolitischer Maßnahmen wird das Analysespektrum erweitert um spezifische primäre und sekundäre Wirkungen (indirekte oder verzögerte Folgen eines Projekts):

Vorgehensweise	Beschreibung
1. Definition der Maßnahme	<ul style="list-style-type: none"> • Beschreibung der vorgesehenen Änderungen durch die Politikmaßnahme einschließlich deren Bedeutung für die Betroffenen (Unternehmen, Haushalte, Behörden etc.) • Bestimmung der Systemgrenzen der Analyse (Raum, Zeitraum, Inhalt, Branche etc.)
2. Identifikation relevanter Wirkungskategorien	<ul style="list-style-type: none"> • Aufzeigen der Wirkungen und der Wirkungsweise des Gesetzes/der Maßnahme • Erstellung eines grafischen Wirkungsmodells mit den primären und sekundären, erwünschten und unerwünschten Wirkungen • Identifikation der gewichtigsten Wirkungskategorien u.a. über Test- und Leitfragen
3. Abschätzung wirtschaftlicher Effekte und von Umweltwirkungen	<ul style="list-style-type: none"> • Abschätzung der Wirkungen, sofern möglich in monetären Einheiten und bezogen auf die identifizierten Wirkungskategorien • Ermittlung der primären Wirkungen, z. B. CO₂-Ausstoß oder zusätzliche Ausgaben für Produkte • Ermittlung der sekundären Wirkungen mit vorgegebenen Kenngrößen oder

⁵Eine Beurteilung verschiedener gesellschaftlicher Zustände ist über das Pareto-Kriterium möglich. Eine Pareto-optimale Situation liegt dann vor, wenn durch eine andere Güterbündelverteilung keine neue Situation hergestellt werden kann, in der mindestens eine Person schlechter gestellt wird.

	Rechnungswegen über ein Excel-Werkzeug, z.B. Kosten des CO ₂ -Ausstoßes oder Beschäftigungswirkungen
4. Sensitivitätsanalyse, Auswertung der Ergebnisse	<ul style="list-style-type: none"> • Durchführung einer Sensitivitätsanalyse zur Verifizierung der Ergebnisse • Aggregation der Ergebnisse, z.B. nach den verschiedenen Umweltnutzen- und -kosten • Interpretation der Ergebnisse, indem z.B. Ergebnisse innerhalb und z.T. auch zw. den Dimensionen in Relation zu anderen Kenngrößen gestellt werden • Einordnung der Ergebnisse in den Gesamtzusammenhang

Tabelle 38: KNA umweltrelevanter Effekte in der Gesetzesfolgenabschätzung, Quelle: (UBA 2015)

Berichterstattung:

Sämtliche Verfahrensschritte und Ergebnisse werden in einem Endbericht zusammengefasst. Alle Probleme, die im Verlauf des Verfahrens auftreten sowie Belege zu den verwendeten Daten sind nachvollziehbar zu dokumentieren. Der Berichtsbogen bildet die Zeitperiode, die Kosten- und Nutzenbestandteile, den aggregierten Nutzen, die aggregierten Kosten, den Nettogegenwartswert und den abgezinnten Nettogegenwartswert je als Barwerte tabellarisch ab. Insofern feststellbar, sollten für die einzelnen Spalten auch alle relevanten immateriellen Bestandteile notiert werden.

Datenverfügbarkeit:

Je nach Fragestellung sind ganz unterschiedliche Daten gefordert. Zur Bewertung von Präferenzen stehen Indikatoren sowie direkte und indirekte Bewertungsmethoden zur Verfügung (s.o.).

Stärken und Schwächen:

- +Schaffung von Vergleichbarkeit unter Berücksichtigung immaterieller Wirkungen und nicht-monetärer Ziele
- +Das Verhältnis von Kosten zu Nutzen bleibt erkennbar, außerdem werden Informationen über Ursache-Wirkungs-Beziehungen offengelegt, die in den weiteren Entscheidungsprozess einfließen und zur Vermeidung von Zielkonflikten beitragen können.
- Während z.B. Investitions- und Unterhaltskosten, Erlöse oder Einnahmen einfach über Marktpreise oder Nachfragefunktionen ermittelt oder abgeschätzt werden können, ist die Abschätzung der Wirkungen auf Mensch und Umwelt mit großen Unsicherheiten behaftet und mit einem hohen Aufwand der Datenbeschaffung -aufbereitung und -verarbeitung verbunden. Der Einsatz einer KNA ist daher auf Angemessenheit hin zu überprüfen.
- Der Versuch, sämtliche Effekte zu monetarisieren stößt häufig aufgrund ethischer Aspekte auf Kritik, z.B. bei Entscheidungen über den Geldwert eines Lebens oder einer Tier-/Pflanzenart.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- European Commission (2014): Guide to Cost-Benefit Analysis of Investment Projects.
- Umweltbundesamt (2015): Leitfaden zur Nutzen-Kosten-Abschätzung umweltrelevanter Effekte in der Gesetzesfolgenabschätzung.
- Hanusch, Horst; Ilg, Gerhard; Jung, Matthias (2011): Nutzen-Kosten-Analyse.
- Mühlenkamp, Holger (2015): Wirtschaftlichkeit im öffentlichen Sektor.

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Im Auftrag des Umweltbundesamts wurden in einer erweiterten KNA technische Hochwasserschutzmaßnahmen, Hochwasserflächenmanagement und Vorsorgemaßnahmen im Hinblick auf ihre hydrologischen und ökonomischen Auswirkungen aus einer integrierten flusseinzugsgebietsbezogenen Perspektive untersucht. Neben direkten wurden auch indirekte Nutzen- und Kosten-Komponenten, z.B. Opportunitätskosten aufgrund entgangener Nutzungsmöglichkeiten oder externe Zusatznutzen infolge der Reaktivierung von Auenlandschaften, in die Analyse mitaufgenommen. Die Untersuchung fand ex post für den Monheimer Rheinbogen statt. Im Mittelpunkt standen die beiden Alternativen (1) Sanierung und Anpassung des Altdeichs an das geforderte Schutzniveau und (2) Deichrückverlegung.

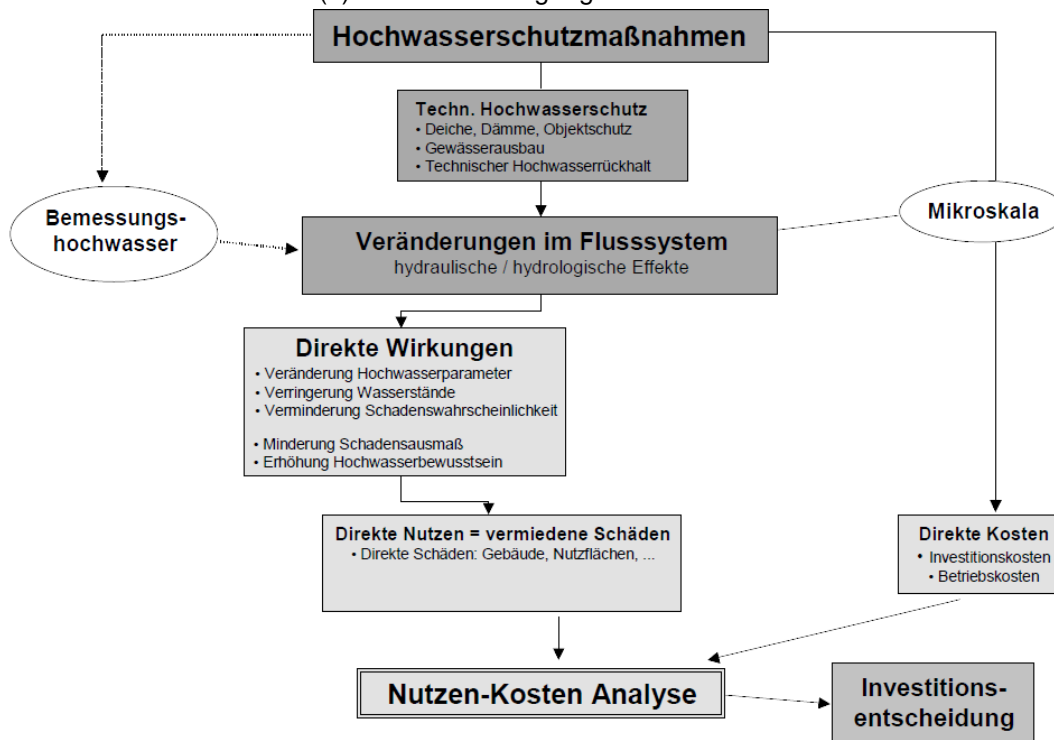


Abbildung 144: Erweiterte KNA von Hochwasserschutzmaßnahmen, Quelle: (UBA 2008)

Die in Expertenworkshops und Fachgesprächen erarbeiteten Ergebnisse gaben ein umfassendes Bild über die Effekte von Eingriffen in das Abflussgeschehen und andere schadensbeeinflussende Parameter. Wie sich zeigte, hätten die Sanierungskosten den Nutzen für die Region in Form von vermiedenen Schäden bei weitem überstiegen.

		Erhöhung Altdeich [€]	Deichrückverlegung [€]
Kosten	Investitionskosten	7.600.000	36.000.000
	Unterhaltungskosten	2.400.000	2.800.000
	Projektkostenbarwert	10.000.000	38.800.000
Nutzen	vermiedene Schäden Monheim	2.000.000	2.000.000
	vermiedene Wertschöpfungsverluste Monheim	350.000	350.000
	vermiedene Sachschäden Köln	0	3.700.000
	vermiedene Wertschöpfungsverluste Köln	0	673.000
	Erholungsnutzen	0	18.900.000
	Biodiversität	0	50.300.000
	Nährstoffretention	0	0
	Projektnutzenbarwert	2.350.000	75.923.000
<i>Nutzen-Kosten-Verhältnis</i>		0,24	1,96

Tabelle 39: Nutzen-Kosten-Verhältnis der unterschiedlichen Hochwasserschutzmaßnahmen, Quelle: (UBA 2008)

Die Grafik verdeutlicht die verschiedenen Wirkungen, die mit Hilfe der Gesetzesfolgenabschätzung abgeschätzt werden können.

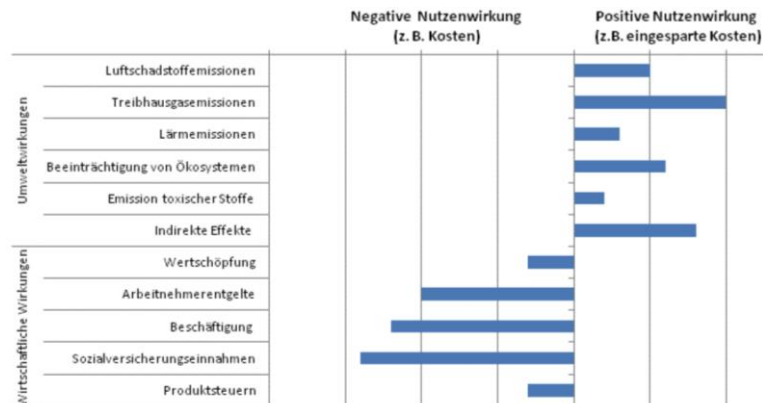


Abbildung 145: Illustrative Darstellung quantifizierbarer Wirkungen, Quelle: (UBA 2015)

Kosten und Nutzen von Nationalparks sind räumlich ungleich verteilt, so werden wegen der eingeschränkten Landnutzung die umliegende Bevölkerung scheinbar wirtschaftlich benachteiligt. Für den Nationalpark Bayerischer Wald wurde eine auf empirischen Erhebungen basierende KNA vorgenommen. Es zeigte sich, dass im Vergleich zur wahrscheinlichsten Landnutzungsalternative der Nettogegenwartswert des Nationalparks in drei von vier Szenarien positiv ausfällt.

	IST MAX	IST MIN	SOLL MAX	SOLL MIN
Zwischen Untersuchungsgebiet und restlicher Volkswirtschaft				
Zahlungsströme in die Region und aus der Region (Saldo) (A1-A9 in Abb. 2)	14,919	6,527	15,546	7,593
Opportunitätskosten der restlichen Volkswirtschaft (Saldo) (B1-B3 in Abb. 2)	-4,509	-0,282	-8,389	-3,833
Nutzen der restlichen Volkswirtschaft (Saldo) (C1-C3 in Abb. 2)	16,695	4,940	16,695	4,940
Innerhalb des Untersuchungsgebiets				
Zahlungsströme zum und vom Nationalpark (Saldo) (D1-D7 in Abb. 2)	6,889	6,945	7,516	7,593
Opportunitätskosten der regionalen Unternehmen (Saldo) (E1-E4 in Abb. 2)	-1,553	-1,762	-3,233	-3,108
Nutzen der restlichen Volkswirtschaft (F1 in Abb. 2)	0,138	0	0,138	0

Abbildung 146: Zahlungs-, Kosten- und Nutzenströme im Kontext des Nationalparks Bayerischer Wald auf unterschiedlichen räumlichen Maßstabsebenen [Mio. €], Quelle: (Mayer 2016)

Die Abbildung zeigt Kosten-Nutzen-Relationen im Zusammenhang mit der Einführung einer City-Maut in London. Im Ergebnis der Studie zeigte sich, dass die mit dem System in Zusammenhang stehenden volkswirtschaftlichen Kosten größer als der volkswirtschaftliche Nutzen ausfallen würde.

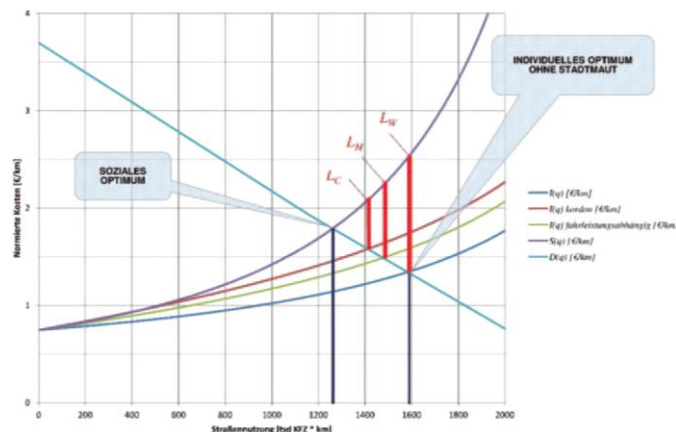


Abbildung 147: Individuelle und gesellschaftliche Auswirkungen unterschiedlicher Gebührenvarianten einer Stadtmaut, Quelle: (Leih/Siegl/Hartmann 2014)

Literaturverzeichnis

Dorfman, Robert (1993): An Introduction to Benefit-Cost Analysis. In: Economics of the Environment, S. 297-305.

Europäische Kommission (2006): Methodologische Leitlinien der Kommission zur Durchführung der Kosten-Nutzen-Analyse für Großprojekte und zu Einnahmen schaffenden Projekten.

Europäische Kommission (2014): Guide to Cost-Benefit Analysis of Investment Projects. Economic appraisal tool for Cohesion Policy 2014-2020.

Hansjürgens, Bernd (2015): Elemente von Umweltbewertungsmethoden - Ökonomische und soziale Bewertungsansätze. In: Martin Kaltschmitt und Liselotte Schebek (Hg.): Umweltbewertung für Ingenieure. Berlin, Heidelberg, S. 138-145.

Hanusch, Horst; Ilg, Gerhard; Jung, Matthias (2011): Nutzen-Kosten-Analyse. München.

Leihns, Dietrich; Siegl, Thomas; Hartmann, Martin (2014): City-Maut. Nutzen und Technologien von Systemen zum Steuern der Zufahrt in Zonen. Wiesbaden.

Mayer, Marius (2016): Die Kosten und Nutzen von Nationalparks auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen. Empirische Evidenz für den Nationalpark Bayerischer Wald. In: Mitteilungen der Fränkischen Geographischen Gesellschaft (Band 61/62), S. 11-22.

Mühlenkamp, Holger (1994): Kosten-Nutzen-Analyse. München, Wien.

Mühlenkamp, Holger (2015): Wirtschaftlichkeit im öffentlichen Sektor. Wirtschaftsvergleiche und Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen. Berlin, München.

Umweltbundesamt (UBA) (2015): Leitfaden zur Nutzen-Kosten-Abschätzung umweltrelevanter Effekte in der Gesetzesfolgenabschätzung.

Umweltbundesamt (UBA) (2008): Kosten-Nutzen-Analyse von Hochwasserschutzmaßnahmen.

Multi-Kriterien-Analyse, Multi-Criteria Analysis (**MCA**)/Multi-Criteria-Decision-Analysis (MCDA) bzw. Multi-Criteria Decision Making (MCDM)

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Analyseverfahren zur Unterstützung der Entscheidungsfindung bei komplexen Entscheidungssituationen mit mehreren Zielgrößen

Methodik:

Existieren mehrere Entscheidungsmöglichkeiten mit mehreren, u.U. miteinander konkurrierenden Zielgrößen, kann meist keine Alternative als die eindeutig Beste herausgestellt werden. Unter dem Oberbegriff Multi Criteria Decision Analysis (MCDA) sind alle Methoden der Entscheidungsunterstützung mit multiplen Attributen (Teilzielen) zusammengefasst. Im Allgemeinen besteht das Anliegen der einzelnen Ansätze darin, für einen oder mehrere Entscheidungsträger unter Berücksichtigung von mindestens zwei Kriterien auf Basis individueller Präferenzen eine Entscheidung herbeizuführen. Den verschiedenen Vorgehensweisen ist die Erweiterung eines monokriteriellen Zielsystems (z.B. Kosten in Geldeinheiten), zu einem multikriteriellen (auch mehrdimensionalen/multiattributiven) Zielsystem gemein. Die erforderlichen Eingangsparameter können über unterschiedliche Verfahren zur Bewertung von materiellen und immateriellen bzw. nutzenabhängigen und nicht-nutzenabhängigen Werten ermittelt werden. Zur Strukturierung, Bewertung und Ordnung alternativer Handlungsmöglichkeiten werden einfache bis komplexe mathematische Algorithmen angewendet. Neben der Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) und der Kosten-Wirksamkeits-Analyse (KWA) zählt die MCA zu den wichtigsten Verfahren (öffentlicher) Entscheidungsprozesse.

Dimensionen:

Während die traditionellen Entscheidungsmodelle lediglich eine zumeist monetäre Zielgröße betrachten, werden mit MCA sowohl quantitative als auch qualitative Entscheidungsgrößen aus unterschiedlichen Dimensionen berücksichtigt.

Anwendungsmöglichkeiten:

- Die Zusammenstellung der Entscheidungsgrößen erleichtert die kognitive Erfassung des Bewertungsgegenstands sowie die Identifikation von Zielkonflikten und Kompromisslösungen. Im Fall von Zielkonflikten werden die Vor- und Nachteile von Entscheidungsmöglichkeiten zielgerichtet analysiert und gesellschaftlich tragfähige Entscheidungen und Lösungen erarbeitet. Insbesondere im angelsächsischen Raum sind MCA, KNA und KWA weit verbreitet und werden v.a. bei der Planung von Infrastrukturvorhaben, aber auch im Umweltbereich eingesetzt.
- Einsatz sowohl zur Entscheidungsvorbereitung als auch rückwirkend als Entscheidungshilfe, außerdem als Evaluierungsinstrument für den Soll-Ist-Vergleich.
- Grundlage zur Formulierung von Handlungsempfehlungen für Entscheidungsträger, bspw. im Rahmen der Politik-, Technik- und Klimafolgenabschätzung im Hinblick auf Klimaschutz- und Klimaanpassungsstrategien und -maßnahmen.

Rückblick:

Zu den ersten Methoden der multikriteriellen Entscheidungsanalyse zählt die Nutzwert-Analyse, die aus den 70er Jahren stammt. Ihre Vorgehensweise entspricht im Wesentlichen den in den deutschen Nachhaltigkeitsbewertungssystemen verwendeten Ansätzen. Die Festlegung von Wichtungen kann dabei mit dem von Saaty (1980) entwickelten Verfahren des analytischen Hierarchie Prozesses (AHP) erfolgen. Ein im europäischen Raum häufig eingesetzte Methode ist zudem PROMETHEE (Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluation), entwickelt in einer ersten Fassung in den 80er Jahren von dem Mathematiker Jean-Pierre Brans. In der Praxis werden heute häufig die Versionen PROMETHEE I und II (I bis IV verfügbar) verwendet.

Betrachtungsbereich:

Der Betrachtungsgegenstand sind einfache bis komplexe Problemsituationen, bspw. die Wahl eines Fahrzeugs oder der Bau von Infrastrukturmaßnahmen, Bewertung von Energiesystemen. Die Analyse bezieht sich fallspezifisch auf entscheidungs- bzw. wirkungsrelevante Kriterien, d.h. ökonomische, ökologische und/oder soziale Aspekte, die Auswahl der Eingangsgrößen und beteiligten Personen (als die Entscheidungsträger) leitet sich aus der Definition des Entscheidungsproblems ab.

Beschreibung und Ausführung:

Ein Entscheidungsproblem ist eingerahmt von administrativen, politischen und sozialen Strukturen und bezieht sich häufig auf unterschiedliche Sachbereiche und/oder Zeitpunkte. Die Auswahl einer Alternative ist aufgrund der Bandbreite möglicher Wirkungen häufig problematisch und eine Anwendung heuristischer Prinzipien ungeeignet. Entscheidungstheoretische Untersuchungen zielen darauf ab, beschreibende oder vorschreibende Aussagen zu Entscheidungsproblemen zu treffen. Die Vor- und Nachteile von Alternativen sind abhängig von den Beiträgen der jeweiligen Zielgrößen zum Gesamtziel individuell abzuwägen. Inwieweit ein Kriterium durch eine Alternative erfüllt ist, wird anhand von Zielerträgen bzw. Ergebniserwartungen beschrieben. Die Bewertung kann anhand von quantitativen als auch qualitativen Wert- oder Nutzengrößen erfolgen. Je nach Messbarkeit der Ausprägungen von Zielgrößen eignen sich unterschiedliche Skalentypen (Nominal-, Ordinal-, Kardinalskala). Über die Gewichtung von Kriterien wird die jeweilige Bedeutung der Zielgrößen zueinander festgelegt. In das Ergebnis fließen nicht nur wissenschaftliche Erkenntnisse, sondern auch die subjektiven Empfindungen unterschiedlicher Anspruchsgruppen ein.

Generell werden bei einer MCA eine zu bewertende Aktion (Erfassung der Projekte, Maßnahmen, Richtlinien) bestimmt und Ziele unter Berücksichtigung von Politikzielen und Qualitätskriterien identifiziert. Zur Bemessung der Beiträge von Alternativen zur Zielerreichung werden Bewertungskriterien abgeleitet, gewichtet und in eine Rangfolge gebracht. Diese Reihenfolge orientiert sich an politischen Entscheidungen oder wird über eine Evaluation unter Offenlegung von Präferenzen bestimmt. Die einzelnen Beiträge zur Zielerreichung werden anhand eines Wirkungsmodells durch externe Experten oder weitere Entscheidungsträger bewertet. Abschließend werden die Informationen gebündelt, eine Rangordnung der Alternativen erstellt und Empfehlungen formuliert.

Die Ansätze zur Entscheidungsfindung bei mehreren Zielgrößen (Zielkriterien, Kriterien, Attributen) lassen sich in zwei Gruppen einteilen. Einzelentscheidungen werden als Multiattribut-Entscheidungen (Multi-Attribute Decision Making, MADM) bezeichnet, Programmentscheidungen als Multi-Objective-Entscheidungen (Multi-Objective Decision Making, MODM) oder Vek-

tormaximumprobleme. Der Unterschied zwischen MADM- und MODM-Verfahren betreffen im Besonderen die Struktur des zu lösenden Problems und die Art, das Problem zu lösen. Mit MODM-Verfahren werden aus einer stetigen (nicht-abzählbaren) Menge an Alternativen mittels mathematischer Verfahren unter Berücksichtigung mehrerer Zielfunktionen eine optimale Lösung berechnet (z.B. Zusammenstellung eines Produkts anhand der optimalen Kombination aus Kriterien wie Umweltverträglichkeit, Preis, Nutzerfreundlichkeit usw.). Mit MADM-Verfahren hingegen werden diskrete (zählbare), voneinander abgrenzbare Mengen bereits bekannter Alternativen miteinander verglichen. Die Alternativen sind vor der Bewertung exakt definiert und werden anhand unterschiedlicher Kriterien verglichen, um zwischen zu realisierenden Alternativen die bestmögliche Auswahl zu treffen (z.B. Produktvergleiche anhand ihrer Umweltverträglichkeit, Preis, Nutzerfreundlichkeit usw.). Innerhalb der Reihe der MADM-Methoden wird weiterhin zwischen den klassischen und den Outranking-Verfahren unterschieden:

<i>Methodik</i>	<i>Eigenschaften</i>
„klassische“ nutzenbasierte Methoden	<ul style="list-style-type: none"> • der Nutzen beschreibt das Ausmaß der Eignung einer Alternative zur Erfüllung eines Ziels • jeder Ausprägung, die eine Alternative bezüglich eines Kriteriums aufweist, kann ein Nutzenwert oder eine Wertefunktion zugeordnet werden, der oder die auf den Präferenzen der Entscheidungsträger basiert • für jedes Kriterium werden zunächst Teilnutzwerte (Attribute) ermittelt, die in Summe den Gesamtnutzwert einer Alternative bilden • die Alternative mit dem höchsten Gesamtnutzen erfüllt die Kriterien am besten und sollte priorisiert werden • z.B. Nutzwertanalyse, MAUT, MAVT, SMART, SAW, Analytischer Hierarchie Prozess (AHP)
Outranking-Methoden	<ul style="list-style-type: none"> • Entscheider kennen Präferenzen nicht eindeutig bzw. diese können nicht abgebildet werden • Alternativen werden anhand von vereinfachten Präferenzfunktionen über sämtliche Bewertungskriterien paarweise miteinander verglichen • durch die gewichtete Aggregation der Präferenzmatrizen für jedes Bewertungskriterium ergibt sich eine Gesamtpräferenzmatrix, die eine Reihung der Alternativen nach deren Eignung ermöglicht • auch schwache Präferenzen und Unvergleichbarkeiten können dargestellt werden • nur eingeschränkt Kompensation von Kriterienwerten möglich • v.a. zur Herstellung von Transparenz im Entscheidungsprozess, Verstehen des Problems, Identifizierung konsensfähiger Handlungsoptionen • z.B. PROMETHEE, ELECTRE, REGIME, TOPSIS
weitere	<ul style="list-style-type: none"> • z.B. NAIADE, FLAG, SMAA

Tabelle 40: MADM-Verfahren mit einer begrenzten Auswahl an Alternativen (diskreter Lösungsraum), Quelle: (Geldermann und Lerche 2014; Zimmermann und Gutschke 1991)

Das formale Ergebnis eines Entscheidungsprozesses kann (1) die Bestimmung der besten Alternative bzw. einer von allen Entscheidungsträgern akzeptierten Lösung, (2) eine Gruppierung der Alternativen in Klassen und Erstellung einer Rangfolge mit möglichen Lösungswegen oder (3) das Ordnen aller Lösungen und die Unterscheidung in akzeptable und unakzeptable Lösungsvorschläge sein. Die Festlegung der Vorgehensweise richtet sich außerdem nach der Qualität der verfügbaren Daten über Präferenzen und Kriterien und entscheidet über den Umfang der Analyse. Insbesondere die klassischen Methoden haben sich aufgrund ihrer einfachen Handhabbarkeit in der Praxis etabliert. Zu den Verfahren, die häufig im Rahmen von Nachhaltigkeitsanalysen zur Anwendung kommen, gehören:

- Nutzwertanalyse: Erstellung einer Rangfolge an Alternativen, die die Präferenzen eines Entscheiders abbildet. Der Nutzwert jeder Alternative wird berechnet, indem die Merkmalsausprägungen aller einzubeziehenden Kriterien bestimmt und die Kriterien dann untereinander gewichtet werden.
- Analytischer Hierarchie Prozess (AHP): Paarweiser Vergleich zweier Kriterien derselben Hierarchieebene. Unter Anwendung der Eigenvektor-Methode können Wichtungsfaktoren

berechnet werden.

- Preference Ranking Organization METHod for Enrichment of Evaluations (PROMETHEE): Bildung der Differenz der Ergebnisse zweier Alternativen und Bewertung dieser mithilfe einer definierten Präferenzfunktion. Die eingesetzten Wichtungsfaktoren müssen untereinander bekannt sein oder die Auswirkungen unterschiedlicher Wichtungsfaktoren vergleichbar sein.

Entscheidungsanalysen werden im Rahmen von Planungswerkstätten oder moderierten Workshops durchgeführt. Für die Durchführung stehen teilweise spezifische Softwareanwendungen zur Verfügung (z.B. DataScope, D-Sight, Decision Explorer). Zur besseren Handhabbarkeit muss die Komplexität des Entscheidungsproblems weitestgehend reduziert werden. Mit der Strukturierung des Entscheidungsprozesses werden relevante Informationen geordnet und auf ihre Bedeutung zur Zielerreichung hin abgeschätzt. Häufig kommen Kreativtechniken zum Einsatz (z.B. Brainstorming, Kartenabfrage). Die Entscheidungsanalyse erfolgt iterativ, die Art und Weise der Problemdarstellung und -strukturierung wirken sich erheblich auf den Verlauf und das Ergebnis der Entscheidungsfindung aus. Eine allgemeine Vorgehensweise zur Umsetzung der MCA sei nachfolgend vorgestellt.



Abbildung 148: Schritte der Durchführung einer MCDA-Methode, Quelle: (Geldermann und Lerche 2014)

1. Definition des Entscheidungsproblems. Eine rationale Entscheidung kann nur getroffen werden, wenn konkrete Vorstellungen über das vorliegende Problem existieren, die als Maßstab zur Beurteilung der Entscheidungsmöglichkeiten herangezogen werden können. Eine frühzeitige und aktive Beteiligung der Anspruchsgruppen an der Diskussion über das übergeordnete Ziel der Entscheidungsanalyse ist grundlegend für die inhaltliche Entwicklung des weiteren Prozesses. Zunächst erfolgt daher die Auswahl der Entscheidungsträger (z.B. mittels einer Akteurs-Analyse) und Erarbeitung eines gemeinsamen Verständnisses über das Ziel und Ergebnisformat der Analyse.

2. Identifikation und Ausgestaltung der Alternativen. Mindestens zwei Alternativen werden miteinander verglichen, auch die Unterlassensalternative kann berücksichtigt werden. In einem ergebnisoffenen Prozess und unter gleichberechtigter Beteiligung der Anspruchsgruppen werden zunächst die Alternativen ermittelt, mit denen das zuvor definierte Ziel grundsätzlich erreicht werden kann. Diese müssen anhand von Merkmalen, die für die Lösung des Entscheidungsproblems von Bedeutung sind, angemessen beschrieben werden. Die Merkmale müssen die Alternativen auch bei komplexen Problemen treffend abbilden, wodurch ein hoher Datenermittlungsaufwand entstehen kann.

3. Ermittlung des Zielsystems. Wird das Ziel in ein Ober- und mehrere Unterziele aufgespalten, trägt das zur Verständlichkeit bei. Zur Erfassung und Verdeutlichung aller vorhandenen Perspektiven einerseits, andererseits um Missverständnisse zu vermeiden und Zielkonflikten vorzubeugen, sollte ein Zielsystem das Entscheidungsproblem vollständig wiedergeben und möglichst spezifisch sein. Die Ziele müssen in messbare Attribute überführt werden können und sollten möglichst unabhängig voneinander sein (verschiedenartige Aspekte abdecken).

4. Offenlegung der Kriterien und Darstellung in einer Hierarchie. Eine widerspruchsfreie und aussagekräftige Bewertung des Entscheidungsproblems setzt die Auswahl von Kriterien voraus, die vollständig, präzise, anwendbar, unabhängig sowie verständlich sind. Qualitative und nicht-monetäre Aussagen sind nicht ausgeschlossen, da diese bspw. mit der Anwendung

eines Punktesystems anschließend quantifiziert werden können. Aufgrund des Datenerhebungsaufwands sollte die Anzahl der Kriterien jedoch möglichst klein ausfallen. Das Ziel und die Bewertungskriterien können in Form eines Entscheidungsbaumes gruppiert oder hierarchisch angeordnet werden.

5. Offenlegung der Präferenzen und Wertefunktion. Um die Einstellung der Entscheidungsträger offenzulegen, wird mit einer Werte- oder Nutzenfunktion die Höhe ihrer Präferenz gegenüber einem Kriterium einer Alternative gemessen (Höhenpräferenz). Über die Kriteriengewichtung wird außerdem die Bedeutsamkeit eines Kriteriums für das Entscheidungsproblem ermittelt (Artenpräferenz). Aus der Kombination beider wird die Präferenz der Entscheidungsträger abgeleitet.

6. Bestimmung der Kriterienausprägungen für die einzelnen Alternativen. Anhand eines Attributs und seiner Einheit wird der Wert, den die einzelnen Alternativen bezüglich der Kriterien aufweisen, bestimmt. Während quantitative Kriterien unmittelbar weiterverarbeitet werden können, müssen qualitative Kriterien zunächst sinnvoll quantifiziert werden, z.B. indem sie in eine Kardinalskala überführt werden. Alle Kriterienausprägungen der Alternativen werden in eine Tabelle übertragen. Die resultierende Entscheidungsmatrix bietet einen Überblick über die Eingangsgrößen der Bewertung und veranschaulicht, ob eine Alternative gegenüber den anderen dominiert, indem sie bezüglich sämtlicher Kriterien bessere Ausprägungen aufweist.

7. Ermittlung der subjektiven Kriteriengewichtung. Über die Gewichtung wird dem jeweiligen Kriterium eine spezifische Bedeutung gemäß den Präferenzen der Entscheidungsträger zugewiesen. Das Vorgehen unterscheidet sich je nachdem ob die Methoden bereits auf Präferenzfunktionen (PROMETHEE) oder Nutzenfunktionen (Nutzwertanalyse) beruhen. Es gibt verschiedenen Verfahren zur strukturierten Ermittlung der Gewichte (SMART, SWING-, SIMOS-, Entropie-Methode).

8. Aggregation der Informationen zu einer Rangfolge. Mit dem gewählten multikriteriellen Ansatz werden die gesammelten Informationen zu einem ersten Ergebnis aggregiert. Dieses bildet einen zusammenfassenden, ganzheitlichen Wert der Zielerreichung der einzelnen Alternativen bezüglich sämtlicher Kriterien ab. Das Vorgehen unterscheidet sich je nach Methode. Mit den klassischen Verfahren kann eine eindeutige Rangfolge der Alternativen erstellt werden, während bei dem Outranking-Verfahren auch partielle Ordnungen dargestellt werden können, die Unvergleichbarkeit enthalten. In der Praxis wird dieser Schritt unterstützt durch spezielle Software. Bei knappen Ergebnissen sollte getestet werden, ob die Ausschließung einer Alternative zu veränderten Ergebnissen führt.

9. Durchführung einer Sensitivitätsanalyse, Beurteilung der Ergebnisse. Mit einer Sensitivitätsanalyse kann die Bedeutung einzelner Parameter und Annahmen für das Ergebnis aufgezeigt und der Einfluss von Unsicherheit, Risiko und Unschärfe minimiert werden. Insbesondere subjektive und schwer quantifizierbare Größen sollten abschließend kontrolliert werden, Variationen der Gewichte können die Reihenfolge der Alternativen maßgeblich verändern. Zur Veranschaulichung der Resultate stehen verschiedene Werkzeuge zur Erzeugung von einfachen Rangfolgen oder Balkendiagrammen bis hin zu komplexen Darstellungsformen wie die GAIA-Ebene/PROMETHEE zur Verfügung.

Berichterstattung:

Spezifische Berichtspflichten oder Berichterstattungsstandards liegen keine vor. Zusammen-

hänge müssen eindeutig und nachvollziehbar dargestellt werden. Zum Abschluss des Beteiligungsprozesses sollten die Ergebnisse an alle beteiligte Personen kommuniziert werden.

Datenverfügbarkeit:

Zur Bestimmung der Kriterienausprägungen können in Abhängigkeit von den zu analysierenden Aspekten spezielle mathematische Modelle oder Software-Programme herangezogen werden (z.B. die Software Umberto oder GaBi wenn ökologische Aspekte Bestandteil der Analyse sind und eine Ökobilanz erstellt werden soll). Außerdem können die benötigten Daten über Literaturrecherchen, eigene Datenerhebungen, Expertenbefragungen, Experimente oder Umfragen gewonnen werden.

Stärken und Schwächen:

- +Die MCA verdeutlicht die Multi-Dimensionalität der Wirkungen zahlreicher Entscheidungsprobleme. Im Gegensatz zu den klassischen Kosteneffizienzansätzen werden auch nicht-monetäre Größen einbezogen und es muss keine Monetarisierung von Wirkungen vorgenommen werden.
- +Zunächst gewählte Gewichtungen können im Analyseprozess angepasst und somit der Einfluss von Veränderungen des Gewichts auf ein Kriterium bzw. eine Rangfolge gezeigt werden.
- +Der frühe Einbezug von Anspruchsgruppen bei der Entwicklung von Kriterien oder Festlegung von Gewichten erhöht einerseits den Erkenntnisgewinn, steigert andererseits die Akzeptanz der Beteiligten gegenüber dem Endergebnis.
- Die Bedingung, dass Kriterien voneinander unabhängig sein müssen, ist schwer umsetzbar.
- Die Ermittlung einzelner Nutzenfunktionen bedeutet einen großen Datenermittlungsaufwand.
- Ergebnisunsicherheiten ergeben sich insbesondere im Zusammenhang mit der vollständigen Offenlegung und korrekten Abbildung der Präferenzen, der Gewichtung und Aggregation von Kriterien, die auf subjektiven Werturteilen beruhen, außerdem mit der unzureichenden Datelage bzw. -qualität.
- Die Durchführung der Analyse durch Experten erfordert umfassende Kenntnisse und Erfahrungen mit Evaluierungen. Seitens Politik und Verwaltung sind Kompetenzen für den zweckmäßigen Umgang mit den Ergebnissen gefordert.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- Bisdorff, Raymond et al. (2015): Evaluation and decision models with multiple criteria. Case studies.
- Geldermann, Jutta; Lerche, Nils (2014): Leitfaden zur Anwendung von Methoden der multikriteriellen Entscheidungsunterstützung. Methode: PROMETHEE.
- Marx, Andreas (2017): Klimaanpassung in Forschung und Politik.
- www.cs.put.poznan.pl/ewgmcda/index.php/software, Übersicht über Software-Anwendungen

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Die Instandhaltung von Brücken als wichtiger Bestandteil der Verkehrsinfrastruktur stört empfindlich den Verkehr und verursacht volkswirtschaftliche Verluste. Mit diesem Hintergrund wurde unter Verwendung der Methode PROMETHEE eine ganzheitliche Bewertung von Autobahnbrücken durchgeführt. Zur Quantifizierung der Auswirkungen zwischen dem Normalbetrieb und dem verkehrsreduzierten Betrieb im Fall einer Baustelle, wurde eine Methodik zur Berechnung der baustelleninduzierten externen Effekte entwickelt, indem drei Systemvarianten mit unterschiedlicher Einbindung von externen Kosten gegenübergestellt wurden.

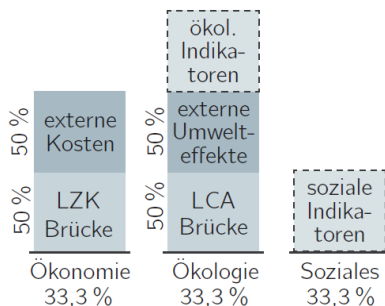


Abbildung 149: Nachhaltigkeitsbewertung anhand Systemvariante 2: gewichtete Erfassung externer Effekte in der ökonomischen und ökologischen Dimension; gestrichelte Linie=weitere in die Bewertungssysteme integrierbare Indikatoren, Quelle: (Zinke 2016)

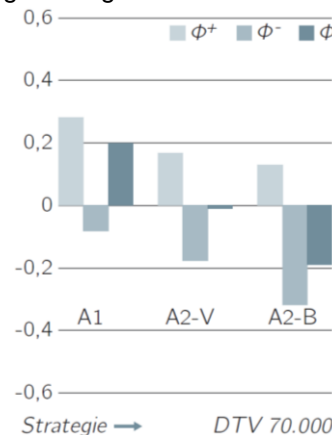


Abbildung 150: Ergebnisauszug: Vergleich zw. Brückentypen mit den drei Systemvarianten der Nachhaltigkeitsbewertung; ϕ =Gesamtfluss, $\phi+$ =Ausgangsfluss, $\phi-$ =Eingangsfluss, A1=Stahlverbund-Integralbrücke, A2-V=Zweifeld-Verbundbrücke mit Mittelstütze, A2-B=Zweifeld-Stahlbetonbrücke, in Ortbetonbauweise mit Mittelstütze hergestellt, DTV=durchschnittlicher täglicher Verkehr, Quelle: (Zinke 2016)

Anhand der ermittelten Systemvariante 2 wurden die drei Brückentypen (A1, A2-V, A2-B) in Verbindung mit Standorten mit unterschiedlich hohem Verkehrsaufkommen betrachtet (Wochenendautobahn DTV 30.000, Grundlastautobahn DTV 70.000, Pendlerautobahn DTV 100.000). Wenn hoch und niedrig belastete Autobahntypen miteinander verglichen wurden, trat ein Tausch der Ergebnistränge ein. Außerdem stellte sich bei der Grundlastautobahn (DTV 70.000) die Integralbrücke A1, bei der Landautobahn (DTV 40.000) die Stahlbetonbrücke A2-B als die jeweils vorteilhafteste Lösung heraus.

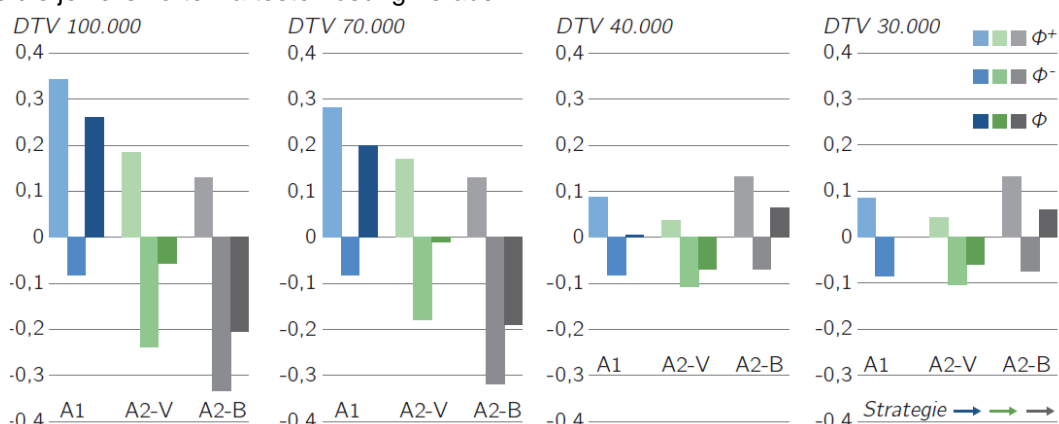


Abbildung 151: PROMETHEE Ergebnis des Vergleichs der unterschiedlichen Brückentypen bei Verwendung der Systemvariante 2 für verschiedene Verkehrssituationen, Quelle: (Zinke 2016)

Über verschieden gewichtete Indikatoren wird beschrieben, inwieweit ein Bewertungskriterium

durch eine Alternative erfüllt wird.

Kriterium	Einheit	Kombi jap.	Kombi eur.	Kombi hybr.	Limousine
Umweltfreundlichkeit	g CO ₂ /km	120	130	104	155
Sicherheit	Note	3	2	3	2
Anschaffungspreis	Euro	6.000	8.000	12.000	14.000
Unterhaltskosten	Euro	220	210	190	290
Spritverbrauch	l/100 km	6,2	6,5	4,8	8,2
Leistung	PS	120	145	130	185
Kofferraumvolumen	l	620	690	540	410
Aussehen Karosserie	Note	4	3	4	2
Aussehen Innenraum	Note	5	2	3	1

Abbildung 152: Entscheidungstabelle am Beispiel Autokauf, Quelle: (Geldermann und Lerche 2014)

Umweltbewertung des Verkehrs mit der ordinalen Bewertungsmethode ELECTRE III. Im Basisfall ergibt sich eine eindeutige Reihenfolge. Auch bei unterschiedlichen Gewichtungsprofilen wird die Rangfolge bestätigt, aber benachbarte Jahre sind nicht mehr unterscheidbar.

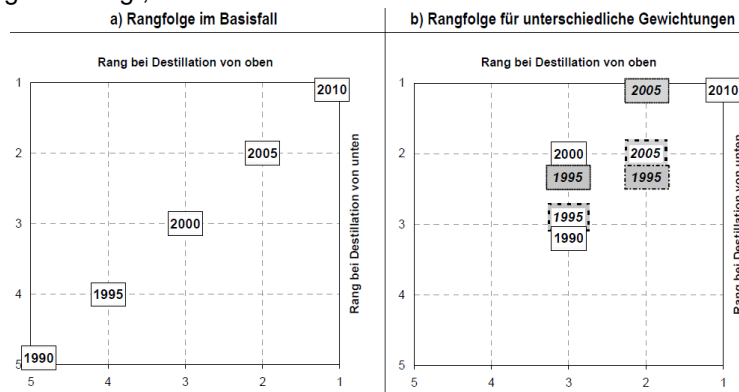


Abbildung 153: Umweltbilanz des Verkehrs in den verschiedenen Jahren nach ELECTRE III, Quelle: (Borken 2005)

Ergebnisdarstellung nach PROMETHEE unter Verwendung einer Software.

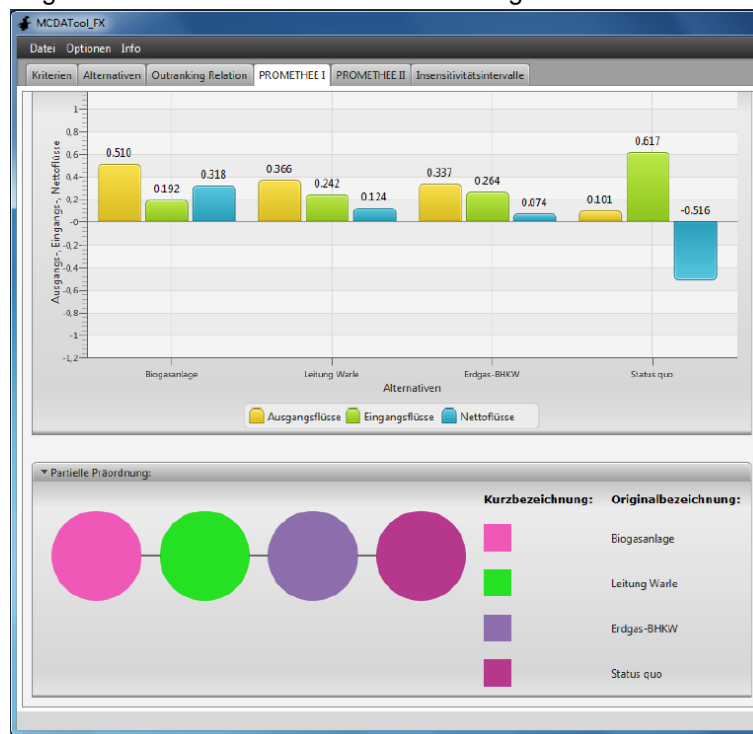


Abbildung 154: Ergebnisdarstellung mit PROMETHEE, Quelle: (Wilkins und Lerche 2013)

Literaturverzeichnis

Belton, Valerie; Stewart, Theodor J. (2002): Multiple Criteria Decision Analysis. An Integrated Approach. Boston.

Bisdorff, Raymond; Dias, Luis C.; Meyer, Patrick; Mousseau, Vincent; Pirlot, Marc (Hg.) (2015): Evaluation and decision models with multiple criteria. Case studies. Berlin, Heidelberg.

Borken, Jens (2005): Umweltindikatoren als ein Instrument der Technikfolgenabschätzung. Selektion, Aggregation und multikriterielle Bewertung am Beispiel des Verkehrs.

DCLG (2009): Multi-criteria analysis. A manual.

Gebhardt, Oliver; Meyer, Volker; Meier, Felix (2017): Leitfäden für die Anpassung an den Klimawandel - ein Überblick. In: Andreas Marx (Hg.): Klimaanpassung in Forschung und Politik. Wiesbaden, S. 143-185.

Geldermann, Jutta; Lerche, Nils (2014): Leitfaden zur Anwendung von Methoden der multikriteriellen Entscheidungsunterstützung. Methode: PROMETHEE.

Götze, Uwe (2014): Investitionsrechnung. Modelle und Analysen zur Beurteilung von Investitionsvorhaben. Berlin.

Hansjürgens, Bernd (2012): KNA, KWA oder MCA? - Was ist wann anzuwenden? in: Hansjürgens, Bernd; Herkle, Sarah (Hg.): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop II: Gewässer, Auen und Moore. BfN-Skripten 319, Bonn, S. 70-75.

Marx, Andreas (Hg.) (2017): Klimaanpassung in Forschung und Politik. Wiesbaden.

Wilkens, Ines; Lerche, Nils (2013): Multikriterielle Nachhaltigkeitsbewertung als partizipative Entscheidungsunterstützung für kommunale Energieprojekte, Vortrag vom 17.10.2013.

Zimmermann, Hans-Jürgen; Gutsche, Lothar (1991): Multi-Criteria Analyse. Einführung in die Theorie der Entscheidungen bei Mehrfachzielsetzungen. Berlin, Heidelberg.

Zinke, Tim (2016): Nachhaltigkeit von Infrastrukturbauwerken. Ganzheitliche Bewertung von Autobahnbrücken unter besonderer Berücksichtigung externer Effekte.

Cross-Impact-Analyse (CIA), Cross-Impact-Analysis, Wechselwirkungsanalyse

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Ableitung von Szenarien über künftige Entwicklungen aus Expertenurteilen

Methodik:

Szenarien bilden mögliche künftige Entwicklungen komplexer, schlecht vorhersehbarer und nicht berechenbarer Sachverhalte und Systemzusammenhänge ab. Die Konstruktion von Szenarien beinhaltet die Erzeugung konsistenter und plausibler Annahmen über kritische Einflussfaktoren unter Berücksichtigung der Wirkungsbeziehungen zwischen den Systembestandteilen. Die Szenariowahrscheinlichkeit beschreibt zudem die Eintrittswahrscheinlichkeiten von bestimmten Ereignissen. Zwei häufig eingesetzte Verfahren der Szenariotechnik sind die Konsistenzanalyse und die Cross-Impact-Analyse. Das Ziel der Cross-Impact-Bilanzanalyse (CIB) besteht in einer qualitativen Systemmodellierung unter Beteiligung von Experten. In der sog. Cross-Import-Matrix geben die Teilnehmer relative Einschätzungen über die Einflussbeziehungen jeweils zweier Systemgrößen (Deskriptoren) und ihre Wechselbeziehungen ab. Die Szenarien werden ausgearbeitet, indem die Faktoren zu Rohszenarien kombiniert und alle inkonsistenten Szenarien eliminiert werden. Aus den Ergebnissen können dann Schlussfolgerungen und Empfehlungen in Übereinstimmung mit dem Systemverständnis der Akteure abgeleitet werden. Die Entwicklung und Bewertung von Rahmenszenarien kann eine Vorarbeit für rechenmodellgestützte Systemanalysen darstellen.

Dimensionen:

Die Untersuchung multidisziplinärer Problemfelder erfordert die Berücksichtigung von ökonomischen, politischen und sozialen Aspekten sowie potentieller ökologischer und technischer Entwicklungen.

Anwendungsmöglichkeiten:

- Der Szenarioprozess ermöglicht angesichts komplexer Sachverhalte, die keinen Einsatz von theoriegestützten Modellen erlauben, die Generierung von inter- und transdisziplinärem Systemwissen (z.B. Globalisierung, Klimawandel, Energie- und Rohstoffmärkte, technologische Entwicklungen). Darüber hinaus kann sie aufgrund ihres diskursiven Charakters als Plattform der Interessenvertretung und Verfahren zur Konsensfindung dienen.
- Die Ansätze und Methoden der Szenariotechnik werden vorrangig von Unternehmen, Verbänden sowie staatlichen Institutionen zur Erzeugung von Wissen im Zusammenhang mit Zielfindungs- und Entscheidungsprozessen als Planungs- und Handlungsgrundlage genutzt, außerdem zu Kommunikationszwecken, bspw. zur Information der Öffentlichkeit oder als Teil einer Roadmap.
- Die vielfältigen Einsatzmöglichkeiten der CIA erstrecken sich von der Optimierung der unternehmerischen Produktionsplanung, über die Abschätzung der strukturellen Folgen politischer Eingriffe auf Wirtschaftsbranchen und -regionen, die Förderung von Innovationsprozessen, bis hin zur Formulierung von Anpassungsstrategien an den Klimawandel.

Rückblick:

Die Szenario-Methodik etablierte sich als Ergänzung zu den existierenden rein analytisch-deskriptiven Prognosetechniken. Den Ursprung der CIA bildet das von Theodore Jay Gordon und Olaf Helmer 1966 entwickelte Spiel „Future“. Als Analysemethode wurde die CIA ursprünglich im Bereich der Technologieentwicklung zur Ergänzung der Delphi-Technik eingesetzt. Sie wird heute in Kombination mit anderen Methoden, bspw. in der Tradition der deutschen bzw. französischen Szenarioschule nach Michel Godet und des Batelle-Instituts verwendet. Wolfgang Weimer-Jehle führte 2001 die CIB ein, die auf der CIA „BASICS“ und anderen Szenariomethoden wie der Konsistenzanalyse aufbaut.

Betrachtungsbereich:

Szenarien können sich auf unterschiedliche Untersuchungsgegenstände beziehen. Unternehmensspezifische Szenarien untersuchen die Zukunft des Umfelds eines Unternehmens oder seine Entwicklung, globale Szenarien betrachten größere Zusammenhänge.

Beschreibung und Ausführung:

Das Treffen von Aussagen über zukünftige Entwicklungen ist angesichts der zunehmenden Komplexität und Unsicherheit gesellschaftlicher Entwicklungen und Umweltveränderungen problematisch. Die Verfahren der Szenarioanalyse dienen zur Abschätzung der Wirkungen systemischer Einflussfaktoren und deren Wechselbeziehungen. Die gewonnenen Informationen erlauben die Ausarbeitung alternativer Entwürfe für den Hergang und den Ausgang von Entwicklungsprozessen (im Gegensatz zu Prognosen, die eine Entwicklung voraussagen). Während mit einigen Methoden die Eintrittswahrscheinlichkeiten dieser Ereignisse bestimmt werden, bleiben diese bei anderen vernachlässigt. Hauptsächlich wird zwischen kreativ-partizipativen und systematisch-analytischen Szenariotechniken unterschieden¹, wobei die CIA der Familie der systematisch-analytischen Verfahren angehört. Die korrelierte CIA interpretiert die Wechselwirkungen als Kollinearitäts- bzw. Korrelationsmaße, welche einen statistischen Zusammenhang zwischen dem Vorliegen zweier unterschiedlicher Deskriptorausprägungen im Untersuchungszeitraum oder zum Untersuchungszeitpunkt beschreiben und als bedingte und gemeinsame Wahrscheinlichkeiten in die Analyse eingehen. In der kausalen CIA werden die Wechselwirkungen als kausale Beziehungen aufgefasst und durch skalierte Größen oder kausal bedingte Wahrscheinlichkeiten dargestellt. Statistisch-kausale Verfahren beziehen sich dabei auf nur einen Zukunftshorizont, dynamisch-kausale Verfahren auf mehrere Zeithorizonte.

Wurden anfangs v.a. Plausibilitätsuntersuchungen (Konsistenzprüfung mit Einbezug von Wahrscheinlichkeiten) angestellt, überwiegen mittlerweile qualitative Ansätze, die ein systematisch-analytische Vorgehen mit partizipativen Schwerpunkt vorsehen. Die CIB ist ein solches diskursives Verfahren zur partizipativen und qualitativen Systemmodellierung, mit dem untersucht wird, welche Wirkungen der Eintritt oder Nicht-Eintritt einer kritischen Deskriptorausprägung auf andere Deskriptorausprägungen ausübt. Die CIB gründet auf der Annahme, dass im Falle komplexer, interdisziplinärer Systeme der Einbezug von Expertenwissen aus unterschiedlichen Wissensgebieten erforderlich ist, um das Systemverhalten wie auch die Systemarchitektur (das Zusammenwirken der einzelnen Komponenten im System) durchdringen zu können. Als Experten fungieren wissenschaftliche Experten, aber auch andere Akteure, die als Betroffene (z.B. Vertreter von Verbänden, Unternehmen oder Nichtregierungsorganisationen) ihre Interessenslagen vertreten.

¹Mögliche weitere Klassifikationsmerkmale sind neben der Strukturiertheit (systematisch und formalisiert/kreativ und intuitiv), die eingesetzten Methoden und Techniken (z.B. Literaturrecherche, Einzel- oder Gruppenbefragungen), die Funktion (analytisch-explorativ/normativ) oder das Wesen (qualitativ/quantitativ/gemischt).

Noch vor Beginn der eigentlichen Analyse findet eine Schulung der Experten im Umgang mit den Methoden statt. Die eigentliche Untersuchung gestaltet sich wie folgt:

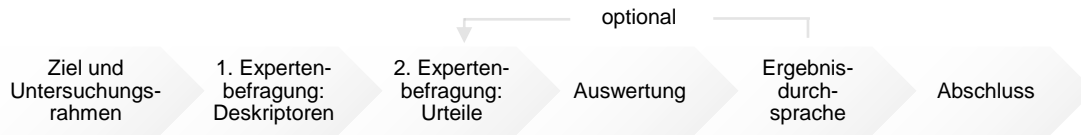


Abbildung 155: Schema einer expertenbasierten CIA, Quelle: (Weimer-Jehle 2015)

1. Festlegung von Analyseziel, Systemgrenzen und Rahmenannahmen. Den Auftakt bildet Bestimmung von Ziel und Untersuchungsrahmen der Analyse durch den Auftraggeber. Die Umsetzung der Studie unterstützt ein Kernteam, welches mit der Organisation, Moderation, Dokumentation und Datenauswertung betraut ist. Die Ausweisung der Teilnehmer kann bspw. über eine Akteursanalyse erfolgen. Die Auswahl der Akteure richtet sich einerseits nach Kompetenzen und Fachkenntnissen, andererseits nach Hierarchieebenen und Entscheidungsbefugnissen. Über die Anzahl an involvierten Experten entscheidet das Untersuchungsdesign, als Erhebungsverfahren eignen sich prinzipiell schriftliche Befragungen, Interviews, Workshops oder Kombinationen daraus. Den Teilnehmern werden Fragen zu den Ursachen des gegenwärtigen Systemzustands sowie zu Weiterentwicklung- und Steuerungsmöglichkeiten gestellt.

2. Expertenbefragung zur Deskriptorenauswahl und zu den Varianten. Ein Schwerpunkt der Analyse ist die Auswahl und Bewertung relevanter Einflussfaktoren bzw. sog. Deskriptoren, welche einen potentiellen Einfluss auf mögliche künftige Entwicklungen ausüben. Hierfür benennen die Experten zunächst etwa 10 bis 20 Schlüsselfaktoren (z.T. auch als Ereignisse bezeichnet), die sich zur Beschreibung der Systemeigenschaften und Beurteilung von Kreuzeinflüssen eignen (etwa Parameter zur politischen Lage, technologischen Innovationen, dem gesellschaftlichen Wertewandel). Für jeden Deskriptor werden dann ca. 2-4 kardinal, ordinal oder nominal skalierte Varianten ausgearbeitet, die bspw. denkbare Handlungsstrategien der Akteure oder zukünftige Entwicklungen der Faktoren beschreiben.

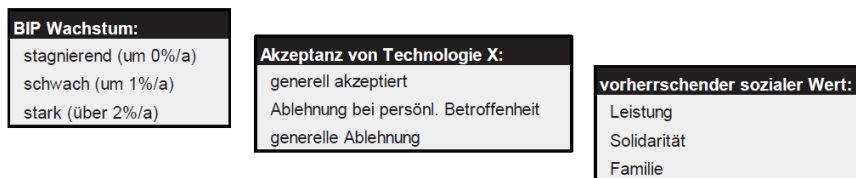


Abbildung 156: Drei Typen von Deskriptoren und Varianten (kardinal/ordinal/nominal), Quelle: (Weimer-Jehle 2015)

3. Expertenbefragung zu den Cross-Impact-Urteilen. Anhand einer Matrix gibt jeder Experte eine Einschätzung über die Beziehung der einzelnen Deskriptoren untereinander ab.

	A			B		C			
	a ₁	a ₂	a ₃	b ₁	b ₂	c ₁	c ₂	c ₃	c ₄
A	a ₁								
	a ₂								
	a ₃								
B	b ₁								
	b ₂								
C	c ₁								
	c ₂								
	c ₃								
	c ₄								

Abbildung 157: Allgemeines Beispiel einer Cross-Impact-Matrix, Quelle: (Weimer-Jehle 2014)

	A			B		C			
	a ₁	a ₂	a ₃	b ₁	b ₂	c ₁	c ₂	c ₃	c ₄
A	a ₁								
	a ₂								
	a ₃								
B	b ₁								
	b ₂								
C	c ₁								
	c ₂	+3	-1	-2					
	c ₃								
	c ₄								

Abbildung 158: Standardisierte Bewertungsgruppe, Quelle: (Weimer-Jehle 2014)

Jedes Feld der Matrix steht für einen möglichen Einfluss, den ein Faktor auf einen anderen ausübt, wobei die Zeilen die Einflussquellen, die Spalten die Einflussziele enthalten. Für jedes Feld wird von einem Experten spaltenweise eine qualitative Einschätzung über den Zustand der Zeilen- in Verbindung mit den Spaltenfaktoren (z.B. zu a_3/b_1) vorgenommen. Auf diese Weise können die Interdependenzen bzw. Wechselwirkungen der Deskriptoren abgebildet werden. Die Skala für das Cross-Impact-Urteil des direkten, ursächlichen Einflusses reicht von -3 stark hemmend bis +3 stark fördernd. Zur Standardisierung der Ergebnisse muss die Summe der Urteile in jeder Bewertungsgruppe Null sein. Leere Zeilen enthalten Passivgrößen, die nicht das System beeinflussen; leere Spalten Rahmengrößen, die nicht vom System beeinflussbar sind. Die Aktivgrößen bewirken die wechselseitigen Einflüsse untereinander und beeinflussen außerdem die Passivgrößen. Eingriffsgrößen repräsentieren regulierende Eingriffe in das System (Gegenmaßnahmen, die an Entscheidungspunkten eingeleitet werden, unerwünschte Entwicklungen zu beheben). Wirkt ein Kriterium A nicht direkt auf B, sondern nur indirekt, indem A auf C wirkt und C auf B, erhält der Cross-Impact „A auf B“ den Wert 0. Im Ergebnis liegt eine vollständig ausgefüllte Matrix vor, aus der sich die systemischen Zusammenhänge ablesen lassen.

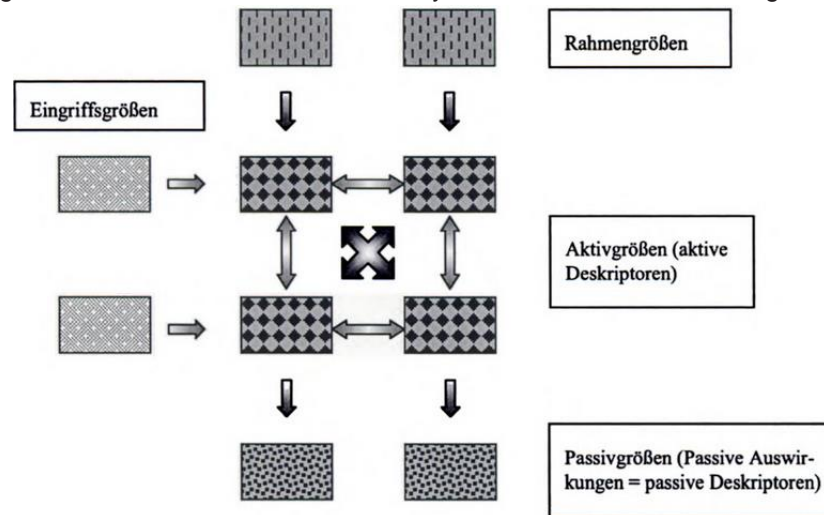


Abbildung 159: Wechselwirkungen der Systemgrößen in vernetzten Systemen, Quelle: (Fahl 2004)

4. Auswertung. Das Auswertungsergebnis der Cross-Impact-Matrix sind die Szenarien. Zur Berechnung der Wirkungsbilanzen aus den Rohszenarien werden die Zeilen markiert, die zu den angenommenen Zuständen des zu prüfenden Szenarios gehören und die markierten Zeilen anschließend spaltenweise addiert. Mithilfe einer Auswertungssoftware (z.B. ScenarioWizard, CIM 8.0) werden alle möglichen Szenarien ausgewiesen. Für tiefergehende Analysen können Sekundärauswertungen angestellt werden:

- Erstellung einer Rangordnung aller möglicher Szenarienkombinationen nach relativer Konsistenz (Verträglichkeit mit den Urteilen) und kombinatorischem Gewicht (Häufigkeiten, mit der Entwicklungspfade in die verschiedenen Szenarien eingehen).
- Ermittlung der Auftretshäufigkeiten von Zuständen in den konsistenten Szenarien (präferierte/unterdrückte Zustände).
- Korrelationen zwischen dem Verhalten verschiedener Deskriptoren.
- Wirkung eines externen Impulses auf Zustände (Impulswirkungsanalyse) bzw. inverse Impulswirkungsanalyse (welcher Eingriff bei welchen Deskriptoren gewünschten Zustand befördert).
- Sensitivitätsanalyse (Ermittlung von Unsicherheiten, Auswirkungen auf die Konsistenz/Inkonsistenz von Szenarien und kritischer Felder).

5. Ergebnisdurchsprache mit den Experten. Zur Qualitätssicherung und Vermeidung von sachfremd motivierten Aussagen erörtern die Experten die Auswertungsergebnisse und prüfen die Konsistenz des erstellten Systemmodells anhand der Urteilsbegründungen.

6. Optionale Nachprüfung. Bei Diskrepanzen kann eine erneute Auswertung der überprüften und verbesserten Cross-Impact-Matrix erfolgen.

7. Ergebnisinterpretation, Empfehlungen, Dokumentation. Den Abschluss des Verfahrens bildet die Interpretation der Ergebnisse und Formulierung von Empfehlungen durch die Experten.

Berichterstattung:

Es existieren keine Vorgaben für die Berichterstattung.

Datenverfügbarkeit:

Es findet eine Erhebung von Primärdaten bspw. über Fragebögen oder Interviews statt.

Stärken und Schwächen:

- +Die CIA gestattet im Gegensatz zu anderen Szenariotechniken die Entwicklung von Szenarien in interdisziplinärer Perspektive.
- +Die CIA ist ein hoch formalisiertes und flexibles Verfahren, mit dem konsistente und plausible Szenarien unter Berücksichtigung direkter und indirekter Einflüsse entwickelt werden können.
- +Die Beteiligung von Experten und weiteren Anspruchsgruppen am Szenarioprozess trägt gleichsam zur theoretischen Fundierung und Legitimation der konstruierten Szenarien bei.
- +Die Experten setzen sich während des Verfahrens auf neue Weise mit einem bekannten System, außerdem der Systemsicht anderer Experten auseinander. Dies kann neue Perspektiven und Erkenntnisse zu Tage fördern.
- +Die Offenlegung der individuellen mentalen Modelle verdeutlicht ferner sachlichen Dissens wie auch konsensuale Anteile und gibt Auskunft über die Begründungsmuster der Experten.
- +Wie bei allen sozialwissenschaftlichen Erhebungen besteht die Gefahr einer eingeschränkten Ergebnisqualität aufgrund von Störeffekten wie systematischen Antwortverzerrungen, deren Einflüsse aber durch den offenen Begründungsdiskurs minimiert werden.
- +Die prozessbegleitende Dokumentation ermöglicht die Nachvollziehbarkeit der konstruierten Szenarien und eine Analyse der Urteilsprozesse.
- Zur besseren Handhabbarkeit muss die Anzahl von Deskriptoren und Varianten überschaubar bleiben. Der Bezug auf dichotome Ausprägungen wird der Sachlage nur unzureichend gerecht, im Ergebnis liegen nicht reproduzierbare Informationen mit geringem Detaillierungsgrad vor.
- Die Ergebnisqualität hängt stark von der Verfahrensführung und der Eignung sowie Teilnahmebereitschaft der Experten ab, die durch den hohen Zeitaufwand eingeschränkt wird.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- Weimer-Jehle, Wolfgang (2010): Einführung in die qualitative System- und Szenarioanalyse mit der Cross-Impact-Bilanzanalyse.
- www.cross-impact.de, Hilfeseite zur Cross-Impact Bilanzanalyse

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Ein Ziel der deutschen Energiewende ist die Reduzierung des Energieverbrauchs. Der Energiebedarf der privaten Haushalte hängt von quantitativen wie auch qualitativen Faktoren ab (Haushaltsgröße, demografische Struktur, Einkommen, Energiekosten usw.), über die häufig lediglich implizite Annahmen gemacht werden (z.B. Trendprognosen zur Energienachfrage), ohne, dass Wechselwirkungen zwischen den Faktoren untersucht werden. Im Hinblick darauf wurden in einer CIB Szenarien für die Entwicklung des Energiesystems für die globale, nationale und sektorale Ebene erstellt.

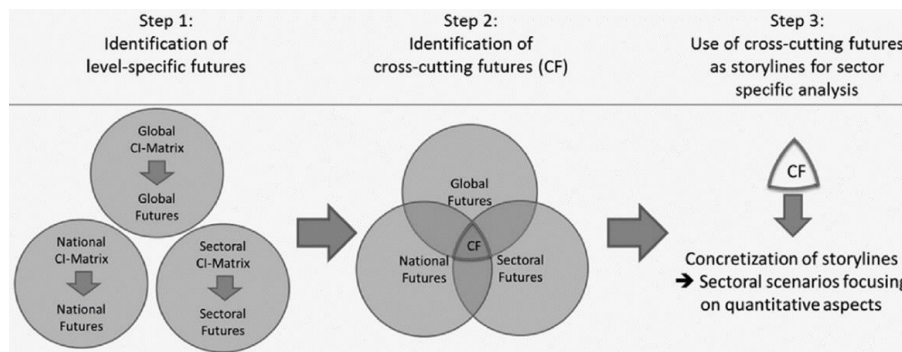


Abbildung 160: Schematische Vorgehensweise des dreistufigen Verfahrens, Quelle: (Vögele et al. 2017)

Während CIB normalerweise auf 10-20 Deskriptoren beschränkt sind, ermöglicht der mehrstufige Ansatz eine spezifische Auswahl an Faktoren für jede Ebene.

Factors on global level	Factors on national level	Factors on sectoral level
Oil price	Oil price	Oil price
Innovation dynamics	Innovation dynamics	Innovation dynamics
CO ₂ -reduction policy of EU	CO ₂ -reduction policy of EU	
Willingness to invest	Willingness to invest	
Energy resource scarcity	Resource scarcity	
	Climate change/energy policy	Climate change/energy policy
	Growth of GDP	Growth of GDP
	Population	Population
	Expansion of electricity grid	Expansion of electricity grid
	Regional level of diversification	Regional level of diversification

Abbildung 161: Auswahl an Deskriptoren für die drei betrachteten Ebenen, Quelle: (Vögele et al. 2017)

Für jede Ebene wurden unter Zuhilfenahme eines Simulationsmodells Szenarien konstruiert. Laut den Ergebnissen wird der Endenergiebedarf der privaten Haushalte bis 2030 unter den Wert von 1990 fallen, im Szenario „Trend“ um 8, im Szenario „Transformation“ um 30 Prozent.

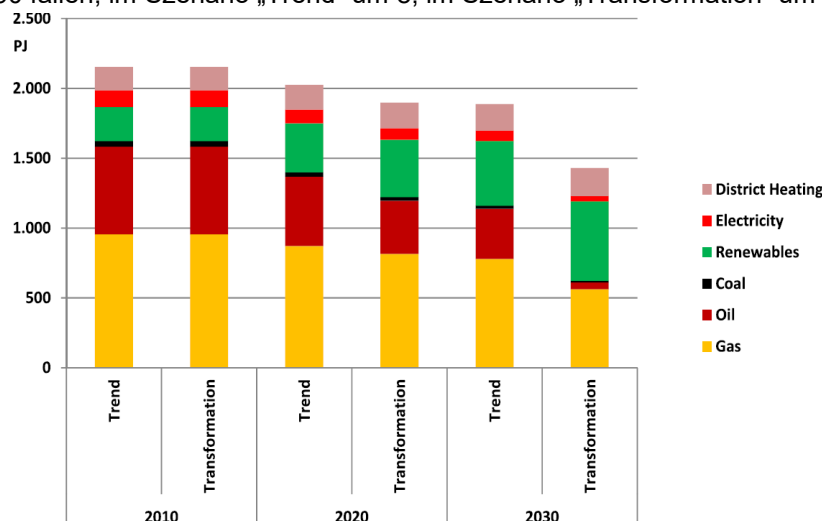


Abbildung 162: Entwicklung des Energieverbrauchs für Raumwärme und Warmwasser, Quelle: Vögele et al. (2017)

Teilergebnisse einer Wirkungsanalyse mit der Leitfrage: Hat die globale Entwicklung Auswirkungen auf die politische Priorität (Bewertungsskala von -3 bis +3, stark hemmender bis stark fördernder Einfluss). Das Ergebnis +2 im unteren mittleren Feld der Matrix besagt, dass eine stark konfrontative globale Entwicklung die Priorität von Sicherheitsfragen in der deutschen Politik stark erhöhen würde.

Studie zur strategischen Planung in einem Luft- und Raumfahrtcluster: Beispielhafte Simulationsergebnisse zu „Zufriedenheit der Mitglieder mit dem Cluster“ im Business-As-Usual-Szenario (BAUS) und mit Aktionen „Kooperation mit Niedersachsen aufbauen“ (Koop), „Luftfahrtforum Norddeutschland“ (Luftfahrtforum) und „Neuer Dienst einführen“ (Brokerage).

In einer CIB wurde untersucht, welche Bedingungen dazu führen könnten, dass die in Deutschland angesiedelten multinationalen Unternehmen (MNU) im Bereich der Kohlekraftwerks-technologien ihre F&E-Aktivitäten nach China verlagern. Bei der Strategie „asset exploiting“ bleiben F&E im Mutterland, entwickelte Technologie wird auf dem Weltmarkt verkauft. Ausländische F&E-Abteilungen unterstützen höchstens die ausländischen Produktionsstätten.

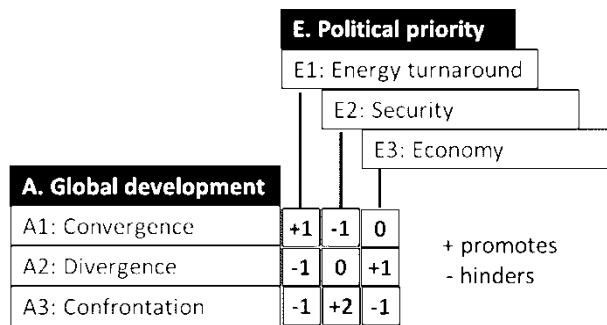


Abbildung 163: Ausschnitt einer Wirkungsanalyse, Zusammenhang von Deskriptor A (globale Entwicklung) auf Deskriptor E (politische Priorität), Quelle: (Weimer-Jehle et al. 2016)

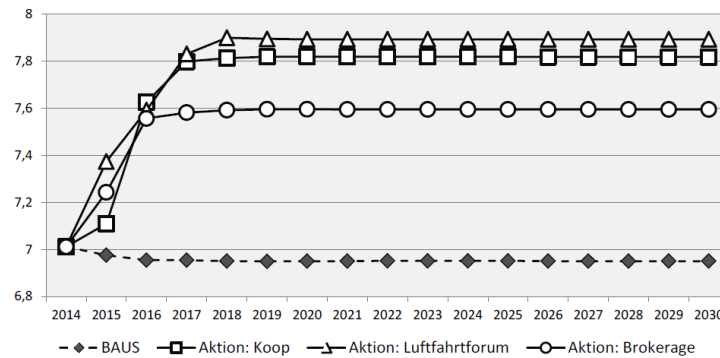


Abbildung 164: Ergebnis Trendvariable Zufriedenheit der Mitglieder, Quelle: (Duin und Thoben 2014)

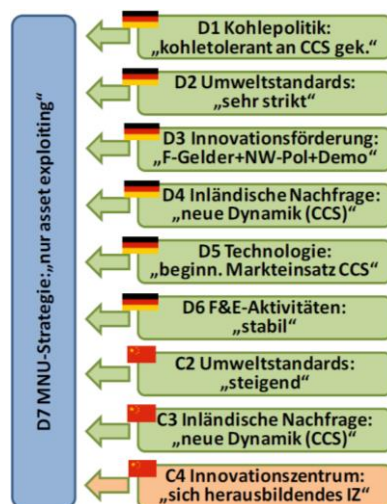


Abbildung 165: Hintergrundanalyse für den Szenariozustand „Strategie der deutschen MNU/asset exploiting“; grün=Faktoren, die diese Annahme stützen, sind, rot=gegenwirkende Faktoren, Quelle: (Weimer-Jehle et al. 2010)

Literaturverzeichnis

- Duin, Heiko; Thoben, Klaus-Dieter (2013): Die kausale Cross-Impact Analyse als Methode der Szenario-Technik zur Unterstützung der strategischen Planung in Unternehmensnetzwerken. 9. Symposium für Vorausschau und Technologieplanung. In: Vorausschau und Technologieplanung (1), S. 95-113.
- Fahl, Ulrich (2004): Energiemodelle zum Klimaschutz in liberalisierten Energiemärkten. Die Rolle erneuerbarer Energieträger. Münster.
- Götze, Uwe (1993): Szenario-Technik in der strategischen Unternehmensplanung. Wiesbaden.
- Götze, Uwe (2006). Cross-Impact-Analyse zur Bildung und Auswertung von Szenarien. In: Szenariotechnik: Vom Umgang mit der Zukunft. S. 145-181.
- Klein, Robert; Scholl, Armin (2012): Planung und Entscheidung. Konzepte, Modelle und Methoden einer modernen betriebswirtschaftlichen Entscheidungsanalyse. München.
- Kosow, Hannah; Gaßner, Robert; Erdmann, Lorenz; Luber, Beate-Josephine (2008): Methoden der Zukunfts- und Szenarioanalyse. Überblick, Bewertung und Auswahlkriterien. Werkstattbericht Nr. 103 des IZT (Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung), Berlin.
- Pruditsch, Nick; Zöphel, Christoph (2017): Szenarien für ein europäisches Energiesystem. In: uwf 25 (1-2), S. 81-90.
- Teich, Enrico; Brodhun, Christoph; Claus, Thorsten (2015): Einsatz der Szenariotechnik in der Produktionsplanung. In: Thorsten Claus, Frank Herrmann und Michael Manitz (Hg.): Produktionsplanung und -steuerung. Forschungsansätze, Methoden und deren Anwendungen. Berlin, S. 61-88.
- Vögele, Stefan; Hansen, Patrick; Poganietz, Witold-Roger; Prehofer, Sigrid; Weimer-Jehle, Wolfgang (2017): Building scenarios for energy consumption of private households in Germany using a multi-level cross-impact balance approach. In: Energy (120), S. 937-946.
- Weimer-Jehle, Wolfgang (2010): Einführung in die qualitative System- und Szenarioanalyse mit der Cross-Impact-Bilanzanalyse.
- Weimer-Jehle, Wolfgang; Wassermann, Sandra; Fuchs, Gerhard (Hg.) (2010): Erstellung von Energie- und Innovationsszenarien mit der Cross-Impact-Bilanzanalyse. Internationalisierung von Innovationsstrategien im Bereich der Kohlekraftwerkstechnologie. 11. Symposium Energieinnovation, Graz.
- Weimer-Jehle, Wolfgang (2014): Methodenblätter zur Cross-Impact Bilanzanalyse - Blatt Nr. 3. Mustertext „Experteninformation“, Hinweise zum Ausfüllen einer Cross-Impact-Analyse im Rahmen einer schriftlichen Erhebung.
- Weimer-Jehle, Wolfgang (2015): Cross-Impact-Analyse. In: Marlen Niederberger und Sandra Wassermann (Hg.): Methoden der Experten- und Stakeholdereinbindung in der sozialwissenschaftlichen Forschung. Wiesbaden, S. 243-258.
- Weimer-Jehle, Wolfgang; Buchgeister, Jens; Hauser, Wolfgang; Kosow, Hannah; Naegler, Tobias; Poganietz, Witold-Roger et al. (2016): Context scenarios and their usage for the construction of socio-technical energy scenarios. In: Energy (111), S. 956-970.

Bewertungssystem Nachhaltiges Bauen (BNB)

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Produkt
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Mit dem BNB wird die Integration von Nachhaltigkeitsaspekten in alle Planungs-, Bau- und Bewirtschaftungsprozesse zur Herstellung, Aufrechterhaltung und Verbesserung der Nachhaltigkeit von Bauwerken überprüft und zertifiziert.

Methodik:

Das BNB ermöglicht eine objektive und quantitative Bewertung der Nachhaltigkeitsperformance von Bauwerken bzw. Variantenvergleichen von Gebäudeentwürfen. Die Anwendung des BNB erfolgt planungs- und baubegleitend. Betrachtet werden eine Vielzahl von Einzelaspekten im Zusammenhang mit Nachhaltigkeit in den jeweiligen Lebenszyklusphasen unter Berücksichtigung von Abhängigkeiten und Wechselwirkungen. Neben der Darstellung der Gebäudequalität werden mit dem BNB Informationen über die Anpassung des Gebäudes an lokale Standortgegebenheiten gesammelt.

Dimensionen:

Eine ganzheitliche und integrale Planung stellt Anforderungen an die ökonomische, ökologische und soziokulturelle Qualität von Bauwerken sowie an die technische Ausstattung und die Güte der Prozesse zur Aufrechterhaltung der Funktionsfähigkeit eines Gebäudes.

Anwendungsmöglichkeiten:

- Das Bewertungssystem ist vorrangig auf den Einsatz auf Bundesbauten ausgerichtet, kann aber auch von Bauherren anderer Gebäude bei der Durchführung von Baumaßnahmen eingesetzt werden.
- Es dient sowohl als Arbeitshilfe als auch der kontinuierlichen Qualitätskontrolle. Projektbeteiligte und Interessierte erhalten mit dem BNB einen Leitfaden für eine systematische Herangehensweise und effiziente Prozessgestaltung im Hinblick auf eine nachhaltigkeitsorientierte Bauweise bzw. den nachhaltigen Betrieb von Gebäuden und Liegenschaften.
- Die Anwendung des BNB und Durchsetzung einer integralen Planung führt Management-, Planungs-, Bau- und Betriebskompetenzen zusammen und nutzt dabei Optimierungspotentiale und Synergien aus.
- Mit den existierenden Systemvarianten ist eine Zertifizierung von Bürogebäuden, Außenanlagen, Unterrichtsgebäuden und Laborgebäuden möglich.
- Eine Bewertung und der Vergleich erarbeiteter Varianten legt die Machbarkeit und Funktionsfähigkeit von Gebäudeentwürfen offen.

Rückblick:

Die Entwicklung der Betaversion des BNB mit dem Arbeitstitel „Deutsches Gütesiegel für Nachhaltiges Bauen“ (DGNB) fand zunächst in zweijähriger Zusammenarbeit des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS), Bundesinstituts für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR) und der Deutschen Gesellschaft für Nachhaltiges Bauen (DGNB) statt. Die Verantwortlichkeit für das Zertifizierungssystem liegt heute beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB). Mit der Einführung des „Leitfaden Nachhaltiges Bauen“ (LFNB) wurde die Anwendung des BNB für den Neubau von Bundesbaumaßnahmen verbindlich.

Betrachtungsbereich:

Das Gebäude liegt in direktem Einflussbereich des Bauherrn und stellt daher zugleich die räumliche Systemgrenze als auch die funktionale Einheit dar (z.T. werden weiterhin Nutzungsaspekte des Grundstücks hinzugezogen). Den zeitlichen Rahmen bilden die Lebenszyklusphasen des Gebäudes von der Planung bis zum Rückbau. Der Betrachtungszeitraum für den Neubau eines Büro- oder Verwaltungsgebäudes wird, unabhängig von der tatsächlichen Nutzungsdauer und der maximalen Gebrauchsdauer, bei 50 Jahren angesetzt.

Beschreibung und Ausführung:

Das Ziel nachhaltigen Bauens ist das Erreichen und Sichern einer möglichst hohen Gebäude- und Nutzungsqualität bei möglichst geringen Aufwendungen und Umweltwirkungen. Da ein Gebäude im Lebensweg von der Planung bis zum Rückbau verschiedene Nutzungs- und Optimierungsprozesse durchlaufen kann, ist das BNB modular aufgebaut und besteht aus den drei Teilen Neubau, Nutzen und Betreiben und Komplettmodernisierung. Für einige Sonderfälle die nutzungsbedingte Eigenheiten aufweisen, liegen des Weiteren kombinierte Systemvarianten vor, die eine Anpassung der Schwerpunkte, von Einzelaspekten oder Gewichtungen erfordern vor (für Büro- und Verwaltungsgebäude, Unterrichtsgebäude, Außenanlagen, Laborgebäude, überbetriebliche Berufsbildungsstätten). Um das BNB auch auf Gebäude anwenden zu können, die durch die bestehenden Systemvarianten nicht abgedeckt werden, werden seitens des BMUB detaillierte Anforderungen zur sinnigen Anwendung des BNB per Erlass vorgegeben, sodass ein einheitlicher Qualitätsstandard bei Bundesbauten realisiert werden kann. Das System steht auch für die Verwendung auf dem Markt zur Verfügung. Das Bewertungskonzept umfasst die Bewertung und Kommunikation der Ergebnisse in Übereinstimmung mit den gesetzlichen Anforderungen.

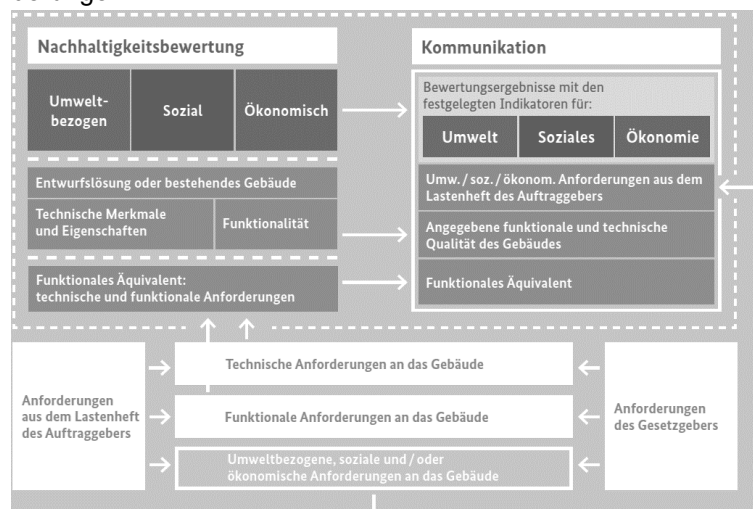


Abbildung 166: Bewertungskonzept BNB, Quelle: BBSR (2016)

Mit dem BNB sollen die bestehenden gesetzlichen Standards übertroffen und über individuell festgelegte Kriterien lokale und/oder globale Auswirkungen auf die Umwelt (Schutz der natürlichen Ressourcen und der Ökosysteme), auf den Menschen (Bewahrung von Gesundheit, Sicherheit und Behaglichkeit, Gewährleistung von Funktionalität, Sicherung der gestalterischen und städtebaulichen Qualität) und ökonomische Werte (Reduzierung der Lebenszykluskosten, Verbesserung der Wirtschaftlichkeit, Erhalt von Kapital / Wert) transparent dargestellt und bewertet werden. Das Ziel des BNB ist die Vergabe einer „Gebäudenote“ die aus Teilnoten gebildet wird. Die fünf Teilnoten setzen sich aus der ökologischen, ökonomischen, soziokulturellen und funktionalen Qualität sowie der technischen Qualität und Prozessqualität zusammen, sie erhalten je den gleichen Gewichtungsfaktor. Die technische Qualität sowie prozessuale Aspekte der Planung und Bauausführung bilden Querschnittqualitäten, die sich auf die anderen Bereiche und die Nachhaltigkeitsleistung insgesamt auswirken. Da das Gebäude in Reaktion auf herrschenden Standortgegebenheiten erstellt wird, werden ergänzend Informationen zu den Standortmerkmalen betrachtet (bei der Zertifizierung von Außenanlagen stellt die Standortqualität einen integralen Bestandteil der Bewertung dar).

Die vorhandenen Gesetze und Normen im Baubereich bilden Mindeststandards, die nicht das tatsächlich erreichbare energetische und ressourcenschonende Potential widerspiegeln, welches unter wirtschaftlichen Rahmenbedingungen möglich wäre. Die Ausrichtung der Planung auf eine (Über)Erfüllung der Nachhaltigkeitsleistungen und die Qualitätskontrolle bilden den Kern des BNB. Nach einem Top-Down-Ansatz werden die Schutzgüter und Schutzziele des nachhaltigen Bauens in Kriterien übersetzt, deren Erfüllung dann im Rahmen eines Zertifizierungsverfahrens anhand von Indikatoren bewertet werden. Das BNB unterscheidet fünf Hauptkriteriengruppen, die sich aus den Qualitäten der Nachhaltigkeit und den Standortmerkmalen ableiten.

<i>Nachhaltigkeitskriterien</i>	<i>Bedeutungsfaktor</i>	<i>Gewichtung/Gesamtbewertung [%]</i>
<i>Ökologische Qualität</i>		22,5
Wirkungen auf die globale und lokale Umwelt		
Treibhauspotenzial (GWP)	3	3,750
Ozonschichtabbaupotenzial (ODP)	1	1,250
Ozonbildungspotenzial (POCP)	1	1,250
Versauerungspotenzial (AP)	1	1,250
Überdüngungspotenzial (EP)	1	1,250
Risiken für die lokale Umwelt	3	3,750
Nachhaltige Materialgewinnung / Biodiversität	1	1,250
Ressourceninanspruchnahme		
Primärenergiebedarf	3	3,750
Trinkwasserbedarf und Abwasseraufkommen	2	2,500
Flächeninanspruchnahme	2	2,500
<i>Ökonomische Qualität</i>		22,5
Lebenszykluskosten		
Gebäudebezogene Kosten im Lebenszyklus	3	11,250
Wirtschaftlichkeit und Wertstabilität		
Flächeneffizienz	1	3,750
Anpassungsfähigkeit	2	7,500
Soziokulturelle Qualität und funktionale Qualität		
Gesundheit, Behaglichkeit und Nutzerzufriedenheit		
Thermischer Komfort	3	2,935

Innenraumlufthygiene	3	2,935
Akustischer Komfort	1	0,978
Visueller Komfort	3	2,935
Einflussnahmemöglichkeiten durch Nutzer	2	1,957
Aufenthaltsqualitäten	1	0,978
Sicherheit	1	0,978
<i>Funktionalität</i>		
Barrierefreiheit	2	1,957
Zugänglichkeit	2	1,957
Mobilitätsinfrastruktur	1	0,978
Sicherung der Gestaltungsqualität		
Gestalterische und städtebauliche Qualität	3	2,935
Kunst am Bau	1	0,978
Technische Qualität		22,5
<i>Technische Ausführung</i>		
Schallschutz	2	4,500
Wärme- und Tauwasserschutz	2	4,500
Reinigungs- und Instandhaltungsfreundlichkeit	2	4,500
Rückbau, Trennung und Verwertung	2	4,500
Widerstandsfähigkeit gegen Naturgefahren	1	2,250
Bedienungs- und Instandhaltungsfreundlichkeit der TGA	1	2,250
<i>Prozessqualität</i>		10,0
Planung		
Projektvorbereitung	3	1,429
Integrale Planung	3	1,429
Komplexität und Optimierung der Planung	3	1,429
Ausschreibung und Vergabe	2	0,952
Voraussetzungen für eine optimale Bewirtschaftung	2	0,952
Bauausführung		
Baustelle / Bauprozess	2	0,952
Qualitätssicherung der Bauausführung	3	1,429
Systematische Inbetriebnahme	3	1,429
<i>Standortmerkmale</i>		
Risiken am Mikrostandort	2	-
Verhältnisse am Mikrostandort	2	-
Quartiersmerkmale	2	-
Verkehrsanbindung	3	-
Nähe zu nutzungsrelevanten Einrichtungen	2	-
Anliegende Medien / Erschließung	2	-

Tabelle 41: Kriterientabelle der Systemvariante Büro- und Verwaltungsgebäude; Version 2015, die Standortqualität geht zwar in die Betrachtung ein, wird jedoch nicht bewertet, Quelle: (BMUB 2016)

- Die Realqualitäten in jeder der fünf Hauptkriteriengruppen wird über die Einzelkriterien anhand von Bewertungspunkten quantifiziert. Die getrennte Bewertung der Hauptkriteriengruppen ermöglicht es, herausragende Qualitäten in einzelnen Teilbereichen gesondert darzustellen. Standortmerkmale werden getrennt von den Objektqualitäten bewertet und lediglich informativ ausgewiesen.
- Insgesamt können in jedem Kriterium 100 Punkte entsprechend der jeweiligen Berechnungsvorschrift erreicht werden, wobei 100 der Zielwertdefinition entspricht. Die Bewertung erfolgt auf der Basis von Qualitätsniveaus, in die verschiedene Teilaspekte einfließen.
- Die Einzelergebnisse werden innerhalb der jeweiligen Hauptkriteriengruppe zusammengeführt. Die Gewichtung ist abhängig von der jeweiligen Relevanz für die Schutzziele und erfolgt über

einen festgelegten Bedeutungsfaktor von 1 bis 3.

- Der Erfüllungsgrad innerhalb der Hauptkriteriengruppe errechnet sich aus dem Verhältnis von maximal erreichbarer und tatsächlicher Punktzahl.
- Die Ergebnisse der fünf Hauptkriteriengruppen werden gewichtet zum Gesamterfüllungsgrad verrechnet. Je nach Gesamterfüllungsgrad kann der Qualitätsstandard Gold, Silber oder Bronze erreicht werden.
- Für jedes Einzelkriterium sind Mindesterfüllungsgrade als Grenzwerte im jeweiligen Bewertungsmaßstab einzuhalten. Abhängig von der Art des Gebäudes (Standardgebäude oder besonderes Gebäude, mit oder ohne Denkmaleigenschaften) bzw. von der Art der Maßnahme (Komplett oder Teilmodernisierung) sind außerdem Mindesterfüllungsgrade für die Hauptkriteriengruppen und für den Gesamterfüllungsgrad festgelegt.
- Es gilt der Grundsatz der Ausgewogenheit und Vollständigkeit, d.h. im Rahmen einer Zertifizierung müssen alle Kriterien bearbeitet werden. Das Erreichen von „Silber“ in allen Hauptkriteriengruppen ist die Voraussetzung für das Erreichen des Goldstandards. Der Mindeststandard für Bundesbauten ist Silber, für ausgewählte Gebäude wird der Goldstandard empfohlen.

Berichterstattung:

Zur frühzeitigen Abschätzung der Umsetzung der Nachhaltigkeitskriterien ist bereits bei der Projektvorbereitung der „Bericht zur Bewertung der Nachhaltigkeit“ (Anlage B5) zu erstellen und in der Entwurfs- und Genehmigungsplanung fortzuschreiben. Der Bericht baut auf den Ergebnissen eines Pre-Checks auf und stellt dar, mit welchen Maßnahmen die angestrebten Zielwerte erreicht werden können und dient somit als Entscheidungsgrundlage für die weitere Planung. Für die Überprüfung der Nachhaltigkeitsqualitäten durch die zuständigen Instanzen ist die Bewertung der Einzelkriterien, der Hauptkriteriengruppen sowie eine Gesamtbewertung mit Bestimmung des Gesamterfüllungsgrades vorzunehmen und dem Bericht voranzustellen.

Datenverfügbarkeit:

Die Betrachtung des Lebenszyklus basiert auf den Ist-Daten der Errichtung, die mit den Prognosedaten der Nutzungs- und Rückbauphase kombiniert werden. Die Anwendung der Steckbriefe, v.a. die Datensammlung und -aufbereitung wird unterstützt mit:

- Datenbanken und Tools: Gefahrstoff-Informationssystem WINGIS, Ökologisches Baustoffinformationssystem WECOBIS, Datenbank zur Ökobilanzierung von Bauwerken ÖKOBAUDAT, Umweltproduktdeklarationen (EPD) von Bauprodukten und -teilen, Daten zur Nutzungs-/Verweildauer von Bauteilen Service Life Table, Planungs- und Kostendatenprogramm der Länder und des Bundes PLAKODA, online Ökobilanzierungswerkzeug eLCA, Bewertungs- und Dokumentationsinstrument eBNB
- Referenz-, Grenz- und Zielwerten, Handlungsanleitungen und -empfehlungen wie Leitfäden und Arbeitshilfen, Informationen zur Berichterstattung und Dokumentation (z.B. Broschüren zu verschiedenen Systemvarianten, Systematik für Nachhaltigkeitsanforderungen in Planungswettbewerben (SNAP), Beschaffungshilfen (Nachhaltigkeitskompass))

Stärken und Schwächen:

- + Das BNB soll messen und motivieren, so findet eine Betrachtung des Gesamtsystems, von Gebäude- und Nutzungsart statt. Neben der Objektqualität wird auch die Qualität der laufenden Prozesse in der Nutzungsphase des Gebäudes bewertet, zudem wird zwischen Objekt- und Standortqualität unterschieden.
- + Das BNB schafft Systemtransparenz und ermöglicht es nachhaltigkeitsorientierte Planungsleistungen zu identifizieren und zu würdigen. Das Label unterstützt die Anliegen des nachhaltigen Bauens in den Bereichen Marketing und Marktdurchdringung, fördert desweiteren die

Verständigung über Aspekte des nachhaltigen Bauens zwischen öffentlicher Hand und Investoren.

+Im Gegensatz zur klassischen sequentiellen Planung, bei der sämtliche Planungsbeteiligten feste Aufgaben übernehmen und keine gewerkeübergreifenden Ansätze vorgesehen sind, wird eine integrale Planung fokussiert. Durch den vereinheitlichten Bewertungsansatz schafft das BNB für alle Projektbeteiligten (Bauherren, Planer, Nutzer, Investoren, weitere Marktteilnehmer) Systemtransparenz und erleichtert die Koordination und Absprache während der Projektentwicklung. In den Steckbriefen ist beschrieben, welche Akteure zu welchem Zeitpunkt in den Bauprozess einbezogen werden sollen.

–Insbesondere in der Planungsphase ist ein, im Vergleich zum konventionellen Vorgehen, erhöhter finanzieller/zeitlicher/personeller Mehraufwand zu bewältigen.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- DIN EN 15643:2016, Bewertung der Nachhaltigkeit von Gebäuden
- Bauer, Michael; Hauschild, Michael; Hegger, Manfred; Hegner, Hans-Dieter; Lützkendorf, Thomas; Radermacher, Franz Josef; Sedlbauer, Klaus; Sobek, Werner (2011): Nachhaltiges Bauen. Zukunftsfähige Konzepte für Planer und Entscheider.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2016): Leitfaden nachhaltiges Bauen, Zukunftsfähiges Planen, Bauen und Betreiben von Gebäuden.
- www.bnb-nachhaltigesbauen.de, u.a. zertifizierte Gebäude
- www.nachhaltigesbauen.de/, Informationsportal Nachhaltiges Bauen
- www.ebnb.bundesbau.de, Datenbasierte Anwendungssoftware für Bauaufgaben des Bundes

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Aufgrund der gestiegenen Zahl an Beschäftigten und als Ersatz von Containern mit erheblichen funktionalen und energetischen Mängeln benötigte das Umweltbundesamt eine Möglichkeit zur Unterbringung von 31 Arbeitsplätzen am Standort Berlin-Marienfelde. Der gesamte Prozess, die Planung, Bauausführung und der Betrieb, wurde nach den Vorgaben des BNB gestaltet. U.a. wurden systematisch Investitions- und Nutzungskosten im Rahmen einer Lebenszyklusbetrachtung geprüft. Im Ergebnis wurde ein ökologisch optimiertes Nullenergiehaus in Holzbauweise konstruiert, das im Juni 2013 fertig gestellt wurde. Mit der Inbetriebnahme des Gebäudes starteten das energetische Monitoring und die Dokumentation des Innenraumklimas. Im Oktober 2014 bestätigen die Auswertungen der Daten nach dem ersten Betriebsjahr eine ausgeglichene Bilanz zwischen Energieverbrauch und Energiegewinnung am Gebäude und verzeichneten einen Überschuss an Energie. Im Januar 2015 erhielt das „Haus 2019“ das „Gold“-Zertifikat des BNB.

Büro Neubau	Gold nach BNB_BN 2009_4
Bauherr	Bundesrepublik Deutschland
Architekt/Planer	Braun-Kerbl-Löffler architekten+ingenieure, Berlin
Auditor	Dipl.-Ing. Nicolas Kerz, BBSR im BBR
Fertigstellung	2013
Bruttogeschossfläche	1.253,56 m ²
Baukosten brutto	4,8 Millionen €
Herstellungskosten (KG 300, 400, 540)	2.218 €/m ² _{BGF} (netto)
Nutzungskosten	996 €/m ² _{BGF} (netto)
Lebenszykluskosten	3.214 €/m ² _{BGF} (netto)
Primärenergiebedarf (LCA)	gesamt: 214 kWh/(m ² _{NGFa} a) ne: 159 kWh/(m ² _{NGFa} a)
Treibhauspotenzial (LCA)	16,6 kg _{CO₂} Äquiv./(m ² _{NGFa} a)

Abbildung 167: Anwendungsmöglichkeiten der Module, Quelle: (BBSR 2017)

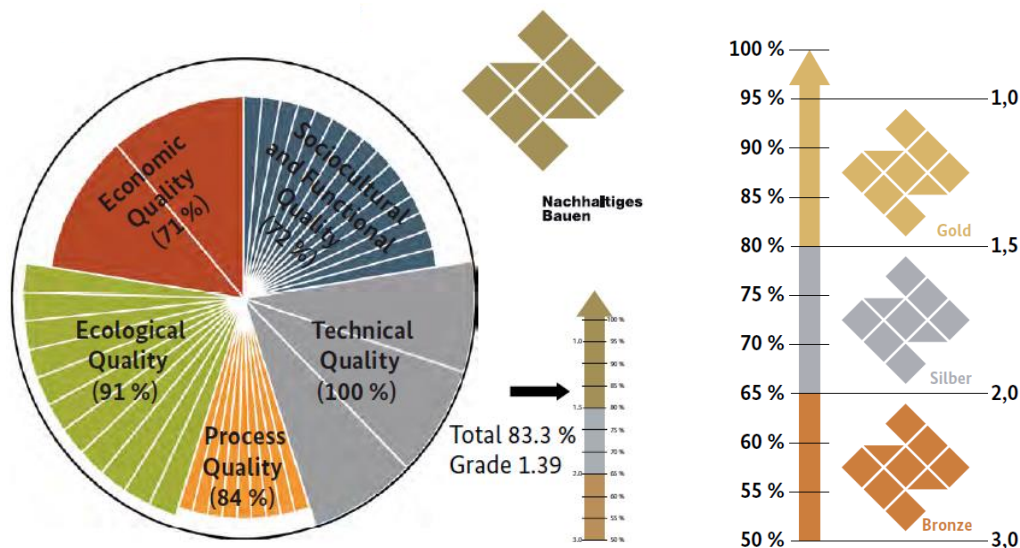


Abbildung 168: Gewichtung der Hauptkriteriengruppen Haus 2019 und Bewertungsskala BMB, Quelle: (BMUB 2016)

Das bekannteste Zertifizierungssystemen für Gebäude ist LEED aus den USA, außerdem zählen BREEAM/UK, HQE/Frankreich, CASBEE/Japan wie auch das Deutsche Siegel Nachhaltiges Bauen (DGNB) dazu. Viele setzen den Schwerpunkt auf ökologische Aspekte.



Abbildung 169: Zertifizierungs- und Bewertungsmethoden für Gebäude, Quelle: (Eßig 2011)

Das eBNB ist ein internetgestütztes Projektmanagementsystem zur Umsetzung des BNB für Bundesbauten. Zentrale Ziele sind die Harmonisierung der Nachweise und Dokumentationsprozesse im BNB, die Qualitätssicherung im Bereich der Konformitätsprüfungen sowie ein verbesserter Informationsfluss in die Bundesbauabteilungen.

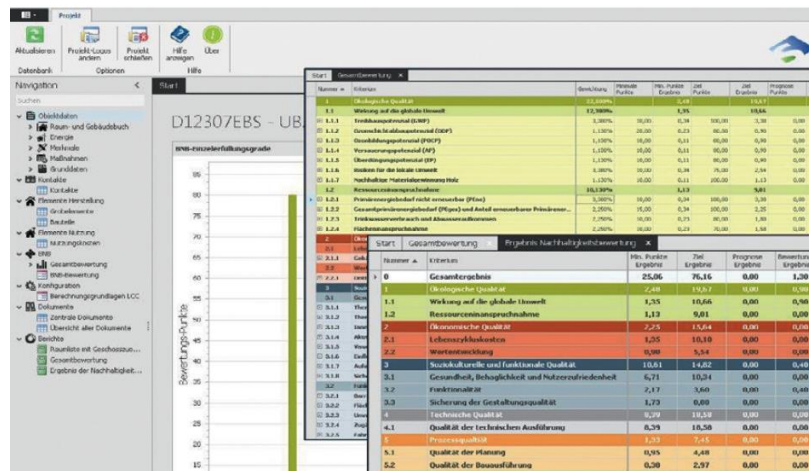


Abbildung 170: Ansicht Bewertung im eBNB, Quelle: (BBSR 2017)

Die Qualitätssicherung der Bauausführung kann durch verschiedene Messverfahren nachgewiesen werden und soll mit der Bauübergabe in die Baubestandsdokumentation einfließen. Ziel der Mess- und Analyseverfahren ist es, das Erreichen angestrebter Zielwerte zu kontrollieren und zu dokumentieren.



Abbildung 171: Thermografie der Straßenfassade des BMUB in Berlin zur Überprüfung der Ausführungsqualität, Quelle: (BMUB 2016)

Literaturverzeichnis

Bauer, Michael; Mösele, Peter (2011). In: DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Hg.): Nachhaltiges Bauen. Zukunftsfähige Konzepte für Planer und Entscheider. Berlin.

Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR) (2017): Nachhaltiges Bauen des Bundes. Grundlagen, Methoden, Werkzeuge.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2015): RBBau: Richtlinien für die Durchführung von Bauaufträgen des Bundes.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2016a): Bewertungssystem Nachhaltiges Bauen (BNB).

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2016b): Leitfaden nachhaltiges Bauen, Zukunftsfähiges Planen, Bauen und Betreiben von Gebäuden.

Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) (2010): Bekanntmachung des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung über die Nutzung und die Anerkennung von Bewertungssystemen für das nachhaltige Bauen.

Bundesregierung, Die (2012): Nationale Nachhaltigkeitsstrategie. Fortschrittsbericht 2012.

Eßig, Natalie (2011): Nachhaltigkeitsstandards für Sportstätten. Nachhaltiger und energieeffizienter Sportstättenbau. BLSV-Kongress: "Unverzichtbar und finanzierbar: Klimaschutz im Sport". Augsburg, 31.05.2011.

Hegner, Hans-Dieter (2011). In: DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (Hg.): Nachhaltiges Bauen. Zukunftsfähige Konzepte für Planer und Entscheider. Berlin.

Hegner, Hans-Dieter; Kerz, Nicolas (2010): Nachhaltiges Bauen in Deutschland - Bewertungssystem des Bundes für Büro- und Verwaltungsbauten. In: Mauerwerk 14 (4), S. 195-207.

Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2007): Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. Eine Leitmarktinitiative für Europa.

Umweltbundesamt (UBA) (2011): Haus 2019. Ersatzbau des Umweltbundesamtes am Standort Berlin-Marienfelde.

Umweltbundesamt (UBA) (2015): Neubau Bürogebäude "Haus 2019" in Berlin-Marienfelde. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/neubau-buerogebaeude-haus-2019-in-berlin>.

Verein zur Förderung der Nachhaltigkeit im Wohnungsbau (2016): Das Qualitätssiegel Nachhaltiger Wohnungsbau - NaWoh.

Human Development Index (HDI), Index der menschlichen Entwicklung**Zielgruppe:**

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Bewertung des Wohlstands einer Gesellschaft anhand des Einkommensniveaus sowie den Errungenschaften des Landes in den Bereichen Gesundheit und Bildung

Methodik:

Der HDI ist ein Summenindex, der den Entwicklungsstand einer Wirtschaftseinheit für ein Basisjahr beschreibt. Zur Messung des Wohlstands eines Landes werden die Bereiche Gesundheit, Bildung und Lebensstandard anhand von Indikatoren für ein Basisjahr quantifiziert. Die ermittelten Größen werden anschließend mit einer dimensionslosen Transformationsfunktion normiert und zu einer vollaggregierten Kennzahl zusammengefasst. Der Ergebniswert bewegt sich zwischen 0 und 1, je höher das Ergebnis ausfällt, desto ausgeprägter ist der Entwicklungsstand eines Landes und desto besser fällt seine Platzierung im Ländervergleich aus. Der HDI kann mit dem Ökologischen Fußabdruck kombiniert werden, zudem steht er in engem Zusammenhang mit den Sustainability Development Goals (SDGs) und den Zielen des Umwelt- und Entwicklungsprogramms der Vereinten Nationen (UNDP).

Dimensionen:

Der HDI ist eine Alternative zur eindimensionalen Bewertung des Wohlstands unter ökonomischen Gesichtspunkten mit dem Bruttoinlandsprodukt (BIP). Während der letzten 25 Jahre wurde der methodische Rahmen stetig um gesellschaftsrelevante Aspekte erweitert.

Anwendungsmöglichkeiten:

- Die Berechnung des HDI zeigt auf, welche Nationen oder Regionen entwicklungspolitische Unterstützung benötigen und welche diese Hilfestellung leisten können. Der HDI gibt politischen Entscheidern richtungsweisende Vorgaben, die über Wachstums- und Einkommensaspekte hinausgehen. Er ist ein relatives und kein absolutes Maß, das für internationale und intertemporale Vergleiche, nicht jedoch zur absoluten Beurteilung des Entwicklungszustands eines Landes verwendet werden kann.
- Der Bericht über die menschliche Entwicklung illustriert die Veränderung der Entwicklungssituation von Ländern im Zeitverlauf. Die Berichte dienen so zum einen der Erfolgskontrolle von entwicklungspolitischen Programmen, zum anderen zur Aufklärung der Öffentlichkeit und tragen zum Erhöhen des Verständnisses bezüglich der Ausgaben für Entwicklungsarbeit bei.

Rückblick:

Unter der Leitung von Mahub Ul Haq wurde im Auftrag der United Nations Development Programme (UNDP) bis 1990 der HDI konstruiert. Seither erscheint der jährliche „Bericht über die menschliche Entwicklung“ (Human Development Report, HDR) mit Werten zum Lebensstandard von (fast) allen Ländern der Welt. Der HDI wird stetig ausgebaut und um zusätzliche Messgrößen ergänzt. Die Berichte der letzten Jahre stehen dabei in engem Zusammenhang mit der Agenda 2030 und den Zielen für nachhaltige Entwicklung (SDGs). Zur Unterstützung politischer Entscheidungsprozesse fanden in den letzten drei Jahrzehnten auf nationaler, europäischer und internationaler Ebene eine Vielzahl von Aktivitäten zum Auffinden von Indikatoren statt, die sich, insbesondere im Vergleich zum BIP als klassischer Wohlstandsindikator, auf mehr als monetäre Größen stützen. Dazu gehören u.a. die Entwicklung des Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW) bzw. seines Nachfolgers, des Genuine Progress Indicator (GPI), die im Rahmen der Initiative „Beyond GDP“, einer Zusammenarbeit der Europäischen Kommission, des Europäischen Parlaments, der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) und dem World Wide Fund for Nature (WWF), noch weiter ausgearbeitet werden sollen. Außerdem die Entwicklung des Better-Life-Index und des Composite Leading Indicator (CLI) durch die OECD. Auf europäischer Ebene wurde 2008 die sog. Stiglitz-Sen-Fitoussi-Kommission (Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress, CMEPS) gebildet, die Indikatoren für acht Wohlfahrts-Dimensionen entwickelte. National wurde 2011 die Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages "Wachstum, Wohlstand, Lebensqualität" konstituiert, um die unterschiedlichen Perspektiven von Wachstum in Wirtschaft und Gesellschaft zu erörtern und die Möglichkeiten und Grenzen der Entkopplung von Wachstum, Ressourcenverbrauch und technischem Fortschritt auszumachen. Ein Ergebnis des zweijährigen Arbeitsprozesses war die Entwicklung der sog. W3-Indikatoren. Des Weiteren veröffentlicht das Statistische Bundesamt alle zwei Jahre einen Indikatorbericht mit 63 Indikatoren zum Stand der Umsetzung der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie unter Bezugnahme auf die 17 SDGs.

Betrachtungsbereich:

Als übergeordnete Indikatoren werden die Lebenserwartung zum Zeitpunkt der Geburt, die voraussichtliche und durchschnittliche Schulbesuchsdauer sowie das Bruttonationaleinkommen pro Kopf einer Volkswirtschaft, bezogen auf ein Referenzjahr bestimmt.

Beschreibung und Ausführung:

Lange Zeit wurden lediglich monetäre Größen wie das Bruttoinlandsprodukt pro Kopf oder der Reallohn zur Bemessung der gesellschaftlichen Wohlfahrt herangezogen. Sie setzten Lebensqualität mit materiellen Wohlstand gleich, während immaterielle Bedürfnisse und subjektive Elemente des Wohlfühlens ausgelassen oder nur indirekt betrachtet wurden (z.B. fokussiert das BIP Erwerbsarbeit, während Haus- und Familienarbeit, ehrenamtliche oder kreative Arbeit unberücksichtigt bleiben). Nach den Vorstellungen der Vereinten Nationen (UN) ist Wohlstand nicht ausschließlich anhand finanzieller Größen ermittelbar, sondern äußert sich generell durch Wahlmöglichkeiten und dem Potential zur persönlichen Entfaltung. Die Zielvorstellungen des Entwicklungsprogramms der UN betreffen entsprechend die Bereitstellung der Grundlagen für ein selbstbestimmtes und gleichberechtigtes Leben sowie die Förderung des persönlichen Entwicklungspotentials. Neben einem angemessenen Lebensstandard gehören zu einem guten Lebensbedingungen demnach Chancen zum Erwerb von Wissen, Gleichheit und soziale Gerechtigkeit, Umweltschutz, Sicherheit, die Einhaltung der Menschenrechte, Möglichkeiten zu politischem und gesellschaftlichem Teilhabe sowie Aussichten auf ein langes und gesundes Leben.

Die Berechnung des HDI sieht folgende Vorgehensweise vor:

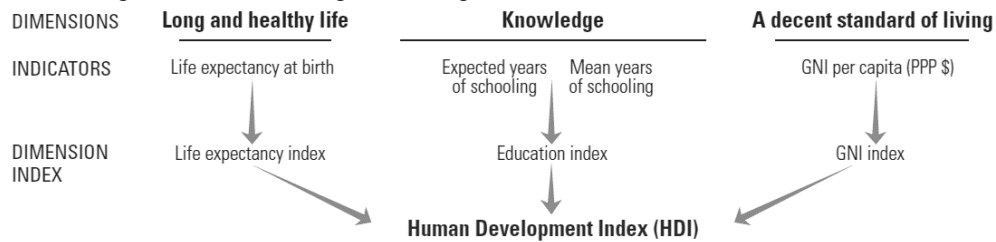


Abbildung 172: Berechnungsschema HDI, Quelle: (HDRO 2016)

1. Bildung der Indizes. Zur Messung des Entwicklungsstands eines Landes werden die drei Aspekte Gesundheit, Bildung und Lebensstandard mittels Indikatoren quantifiziert:

- **Lebenserwartungs-Index (LE):** durchschnittliche Lebenserwartung zum Zeitpunkt der Geburt
- **Bildungs-Index (BI):** voraussichtliche Schulbesuchsdauer (VSD) und durchschnittliche Schulbesuchsdauer (DSD) von Erwachsenen
- **Einkommens-Index (BNE):** Bruttonationaleinkommen pro Kopf

Die Indikatoren aus den drei Kategorien beziehen sich auf unterschiedliche Maßeinheiten und müssen zunächst vereinheitlicht werden. Nach sachlogischen Zusammenhängen werden hierzu für jede Kategorie Minimal- und Maximal-Werte abgeleitet, anhand derer eine Skalierung der Messwerte für das Intervall [0,1] erfolgen kann. Die Indikatorwerte sind nunmehr dimensionslos; 0 beschreibt den Mindeststandard (die natürliche Nullgrenze), 1 den anzustrebenden Zustand (den Bestwert).

Dimension	Indikator	Minimum	Maximum
Gesundheit	Lebenserwartung zum Zeitpunkt der Geburt [Jahre]	20	85
Bildung	voraussichtliche Schulbesuchsdauer [Jahre]	0	18
	durchschnittliche Schulbesuchsdauer [Jahre]	0	15
Lebensstandard	Bruttonationaleinkommen pro Kopf [2011 KKP \$]	100	75.000

Tabelle 42: Normierung der Indikatoren-Werte, Quelle: (HDRO 2016)

Die Indizes der einzelnen Kategorien werden berechnet nach der Gleichung:

$$\text{Teilindexwert} = \frac{\text{Landeswert} - \text{Minimalwert}}{\text{Maximalwert} - \text{Minimalwert}} \quad \text{bzw.} \quad \text{Dimensionsindex} = \frac{\text{tatsächlicher Wert} - \text{Minimalwert}}{\text{Maximalwert} - \text{Minimalwert}}$$

Für die Kategorie Bildung wird das arithmetische Mittel aus den Werten der Indizes voraussichtliche und durchschnittliche Schulbesuchsdauer gebildet. Um Wirtschaftsräume miteinander vergleichen zu können, werden die Unterschiede in den nationalen Preisniveaus eliminiert, indem das Bruttonationaleinkommen als Kaufkraftparitäten (KKP, [\$]) angegeben wird. Da jeder Index stellvertretend eine Reihe von Möglichkeiten wiedergibt, weist die Transformationskurve des Einkommens einen konkaven Verlauf auf (d.h. die Erträge durch jeden zusätzlichen Dollar Einkommen werden geringer je mehr Einkommen bereits vorhanden ist). Aus diesem Grund wird zur Berechnung der Minimal- und Maximalwerte in der Kategorie Lebensstandard der natürliche Logarithmus eingesetzt.

2. Aggregation der Indizes zum HDI. Die Berechnung des HDI erfolgt über die Zusammenfassung der drei Leitindikatoren als geometrisches Mittel:

$$\text{HDI} = (I_{\text{Gesundheit}} * I_{\text{Bildung}} * I_{\text{Einkommen}})^{1/3}$$

In den letzten 25 Jahren nahmen die Lebenserwartung und die Zahl der Kinder mit Schulausbildung weltweit zu, ebenso erhielten immer mehr Menschen Zugang zu sauberem Wasser und Sanitäranlagen. Eine Übersicht über den Entwicklungsstand einiger Länder gibt ein Auszug aus dem HDR von 2016:

Human Development Index (HDI)

HDI Rang	HDI	Lebenserwartung zum Zeitpunkt der Geburt [Jahre]	voraussichtliche Schulbesuchsdauer [Jahre]	durchschnittliche Schulbesuchsdauer [Jahre]	Bruttonationaleinkommen pro Kopf [2011 KKP \$]	BIP-Rang abzüglich HDI-Rang
1 Norwegen	0.949	81.7	17.7	12.7	67,6	5
2 Australien	0.939	82.5	20.4	13.2	42,8	19
3 Schweiz	0.939	83.1	16.0	13.4	56,4	7
4 Deutschland	0.926	81.1	17.1	13.2	45,0	13
...						
186 Chad	0.396	51.9	7.3	2.3	2,0	-19
187 Niger	0.353	61.9	5.4	1.7	889,0	1
188 Zentralafrika	0.352	51.5	7.1	4.2	587,0	4
human development groups						
very high human development	0.896	80.5	16.4	11.8	41,6	-
high human development	0.744	75.1	13.6	8.2	14,0	-
medium human development	0.630	68.6	11.8	6.2	6,4	-
low human development	0.505	60.6	9.0	4.5	3,1	-
Welt	0.711	71.5	12.2	7.9	14,3	-

Tabelle 43: HDI der Länder; Stand 2015, Quelle: (HDR 2017)

Der Entwicklungsstand der Länder wird in sehr hoch (>0,800), hoch (0,700-0,799), mittel (0,550-0,699) und gering (<0,550) unterschieden. Während die Werte in Industrienationen sehr ähnlich ausfallen, ergeben sich für die Entwicklungsländer meist erhebliche Unterschiede.

Neben dem HDI werden weitere Summenindizes berechnet und im Bericht dargestellt:

- Inequality-adjusted Human Development Index (IHDI): Berücksichtigt Ungleichheiten in Gesundheit, Bildung und Einkommen und zeigt auf diese Weise soziale Disparitäten innerhalb von Ländern auf
- Gender Development Index (GDI): Bewertet die drei Größen getrennt nach Geschlechtern, um geschlechterspezifische Unterschiede innerhalb eines Landes aufzuzeigen
- Gender Inequality Index (GII): Stellt Nachteile von Frauen und Mädchen in einer Gesellschaft heraus, indem Aspekte wie Müttersterblichkeit, die Geburtenrate Heranwachsender, Sitze im Parlament, Weiterbildungsrate, Erwerbsarbeit und -beteiligung gemessen werden
- Multidimensional Poverty Index (MPI): Umfasst vielfältige Faktoren zur Bewertung der Armut von Menschen einer Region oder einer ethnischen Gruppe

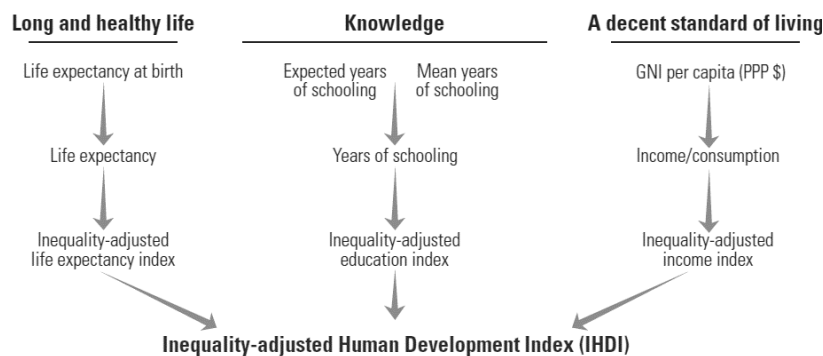


Abbildung 173: Berechnungsschema IHDI, Quelle: (HDRO 2016)

Ein Dashboard ist ein Kommunikationsinstrument, mit dem die verschiedenen Ebenen und Fortschritte der Entwicklungsindikatoren in farblich codierten Tabellen veranschaulicht werden sollen. Erstmals ist im HDR von 2016 ein „Dashboard Sustainable Development“ enthalten, in dem Indikatoren für alle drei Dimensionen der Nachhaltigkeit dargestellt sind:

ökonomische Indikatoren	ökologische Indikatoren	soziale Indikatoren
<ul style="list-style-type: none"> • Endenergie aus erneuerbaren Energieträgern (% am gesamten Endenergieverbrauch) • CO₂-Emissionen (t pro Kopf, durchschnittliche jährliche Änderungsrate in %) • Waldfläche (% der Gesamtfläche, Änderungsrate in %) • Süßwasserentnahme (% der erneuerbaren Wasserressourcen) 	<ul style="list-style-type: none"> • natürliche Ressourcenverknappung (% des GNI) • bereinigte Nettoersparnisse (% des GNI) • Auslandsverschuldung (% GNI) • Ausgaben für Forschung und Entwicklung (% GNI) • Konzentrationsindex (Exporte) (Wert) 	<ul style="list-style-type: none"> • Einkommensquintilverhältnis (durchschnittliche jährliche Veränderungsrate in %) • Index der Geschlechterungleichheit (durchschnittliche jährliche Veränderungsrate in %) • Anteil der Bedürftigen an der Bevölkerung (durchschnittliche jährliche Veränderungsrate in %) • Anteil an Personen über 65 an der Bevölkerung (pro 100 Leute zw. 15-64)

Tabelle 44: Indikatoren des Dashboard Sustainable Development, Quelle: (HDRO 2016)

Eng verwandt mit den beschriebenen Inhalten und Initiativen sind die Arbeiten im Bereich der Glücksforschung. Diese wird seit den 1970er Jahren in unterschiedlichen wissenschaftlichen Disziplinen (bspw. in den Wirtschaftswissenschaften unter dem Namen „Happiness Economics“) betrieben. Ziel der Glücksforschung ist die Messung von Glück im Sinne einer Bewertung des subjektiven Wohlbefindens. Tätigkeiten in diesem Feld sind bspw. die Entwicklung des Happy-Planet-Index (HPI) 2006, einer Zusammenarbeit der britischen Organisationen New Economics Foundation und Friends of the Earth. Der Indikator kombiniert die Komponenten Lebenserwartung, Lebenszufriedenheit und Ungleichheit mit dem Ökologischen Fußabdruck. Ferner die Beiträge des Instituts für europäische Glücksforschung (IFEG), einem Forum für den wissenschaftlichen Austausch über das Thema sowie die jährliche Veröffentlichung des „World Happiness Reports“ durch das United Nations Sustainable Solutions Network (SDSN) unter Schirmherrschaft des UNO-Generalsekretärs. Ende 1980 wurde von den Ökonomen Herman E. Daly und John B. Cobb der Index Measure of Economic Welfare (MEW) eingeführt. Er gilt als Vorarbeit zum Index des nachhaltigen wirtschaftlichen Wohlstands (ISEW) bzw. seines Nachfolgers, des Genuine Progress Indicator (GPI). Mithilfe der Indikatoren sollten Wohlfahrtsveränderungen von Gesellschaften in Abwägung des Nutzens und der Kosten wirtschaftlicher Aktivitäten beurteilt werden.

Berichterstattung:

Die Entwicklung des HDI von 188 Ländern wird jährlich im HDR veröffentlicht. In dem Bericht wird außerdem schwerpunktmäßig die Ungleichheit zwischen den Geschlechtern und die Ursachen von Armut thematisiert.

Datenverfügbarkeit:

Die Erstellung des Berichts erfolgt im Auftrag des United Nations Development Programme (UNDP) durch unabhängige Forschungsinstitute. Das Human Development Report Büro (HDRO) beauftragt internationale Statistikagenturen mit der Sammlung von Datensätzen. Diese stammen u.a. vom United Nations Department of Economic and Social Affairs (UNDESA), United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Institut für Statistik der Weltbank, Internationaler Währungsfonds (IMF), United Nations Statistics Division (UNSD), Kinderhilfswerk der Vereinten Nationen (UNICEF). Für einige Länder sind keine geeigneten Daten verfügbar: Kosovo (kein UNO-Mitglied), Taiwan (wird zur Volksrepublik China gerechnet), Vatikanstadt (nicht in der UNO, ohne eigenes Bildungssystem), zudem kann für die Marshallinseln, Monaco, Nauru, Nordkorea, San Marino, Somalia, Tuvalu kein HDI berechnet werden.

Stärken und Schwächen:

+Zur Beschreibung der Entwicklungssituation eines Landes werden nicht nur ökonomische Aspekte wie das Bruttonationaleinkommen berücksichtigt, sondern Indikatoren aus verschiedenen Entwicklungsbereichen zu einer Kennzahl aggregiert.

–Seit seiner Einführung werden dem HDI weitreichende konzeptionelle und methodische Schwächen vorgeworfen. Diese beziehen sich vor allen Dingen:

- auf die Auswahl und Anzahl der verwendeten Indikatoren deren Gewichtung; u.a. die Redundanz der herangezogenen Indikatoren, die stark mit dem BIP korrelieren,
- die Zusammenfassung von eigentlich zusammenhangslosen Indikatoren mit unterschiedlichen Skaleneinheiten,
- die Operationalisierung von theoretischen Konstrukten wie „Zufriedenheit“, „Lebensqualität“ oder „Glück“,
- die fehlende Berücksichtigung von möglichen Zielkonflikten zwischen den betrachteten Kategorien,
- die Vernachlässigung immaterieller Aspekte (z.B. von psychologische, ethische und spirituelle Faktoren) (ökologische Aspekte bzw. Nachhaltigkeit sind Gegenstand im aktuellen Bericht von 2016) sowie
- die Datenverfügbarkeit.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- Human Development Report Office (HDRO) (2015): Technical Notes.
- United Nations Development Programme (UNDP) (2015): Human Development Report 2015.
- hdr.undp.org, Datensätze und Erläuterungen

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Der HDR enthält unabhängige, wissenschaftlich fundierte Erläuterungen zu entwicklungspolitischen Inhalten, Trends und Handlungskonzepten. Die Ausgabe von 2015 behandelte schwerpunktmäßig das Thema Arbeit als ein wichtiges Kriterium für den Fortschritt einer Nation. In den letzten 25 Jahren haben viele Länder die Gruppe der niedrigen menschlichen Entwicklung verlassen. Waren 1990 noch 62 Länder mit insgesamt 3 Milliarden Menschen dieser angehörig, gehörten ihr 2014 nur noch 43 Länder und 1 Milliarde Menschen an. Ebenfalls sind in der gleichen Zeit viele in die Gruppe der Länder von hoher oder sehr hoher menschlicher Entwicklung aufgestiegen (1990 47 Länder mit 1,2 Milliarden, 2014 84 Länder mit 3,6 Milliarden). Von 7,3 Milliarden Menschen übten Stand 2014 3,2 Milliarden eine bezahlte Beschäftigung aus. Dazu kommen Pflegekräfte, Kreative, Ehrenamtliche, sich in Ausbildung befindliche Menschen und sonstig Tätige, die in unterschiedlicher Weise zur menschlichen Entwicklung beitragen.

Aus einer Vielzahl von Analysen werden politische Handlungsoptionen abgeleitet. Diese umfassen Strategien zur Schaffung von Arbeitsmöglichkeiten, zur Sicherstellung des Wohlergehens von Arbeitnehmern, außerdem die Aufstellung einer Handlungsagenda.

Bevölkerung im Erwerbsalter	Kinder	Älter als 64
Studenten	In der Schule	Ausreichende Rente
Nicht-Arme in Beschäftigung		
Unbezahlte Betreuungs- und Pflegekräfte	Nicht in der frühkindlichen Erziehung	Nicht ausreichende Rente
Erwerbstätige Arme (weniger als 2 US-Dollar pro Tag)		
Arbeitslos	Kinderarbeit	Keine Rente
Zwangsvertrieben		
Zwangsarbeit		

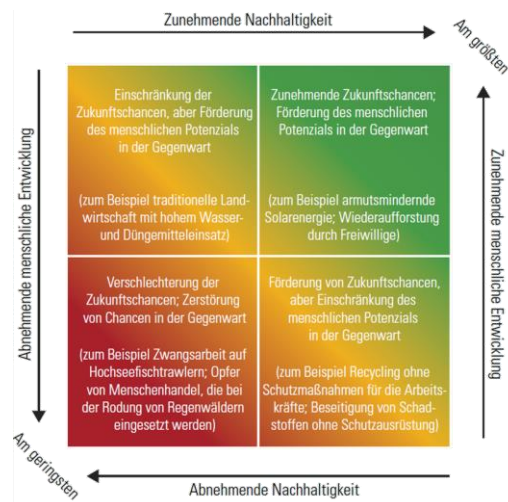


Abbildung 174: Matrix nachhaltiger Arbeit, Quelle: (UNDP 2015)

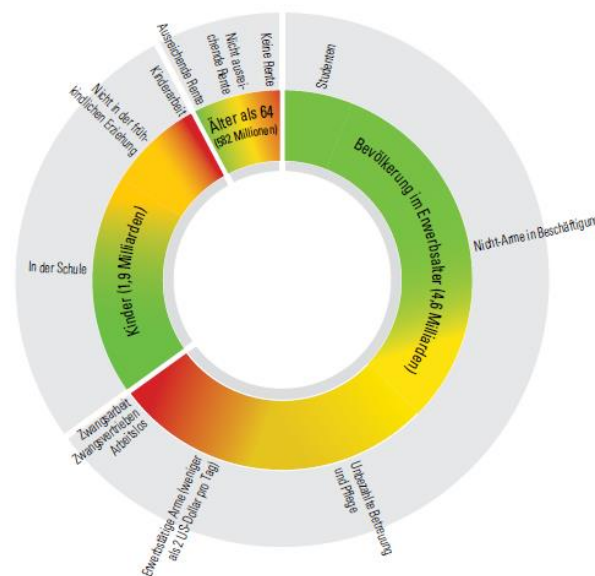


Abbildung 175: Weltweite Verteilung von Arbeit; grün=gut für das Potential, rot=schlecht „, Quelle: (UNDP 2015)

Human Development Index (HDI)

Der HDI Deutschlands betrug im Jahr 2017 0,936. Damit nimmt Deutschland Rang 5 in der Weltliste ein.

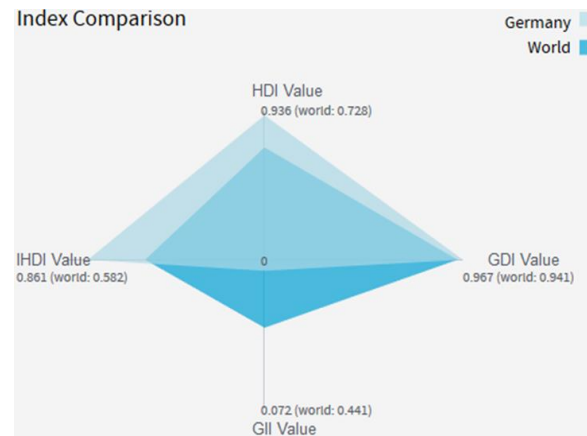


Abbildung 176: Graphischer Vergleich des Entwicklungsstands von Deutschland mit der restlichen Welt (Stand 2018), Quelle: (UNDP 2018)

Das Niveau der menschlichen Entwicklung hat sich zwischen 1990 und 2015 weltweit verbessert. Der aggregierte HDI-Wert der am wenigsten entwickelten Länder stieg in diesem Zeitraum um 46 Prozent, der Wert der Entwicklungsländer mit niedrigem HDI um 40 Prozent. Allgemein verlangsamten sich seit 2010 die Fortschritte.

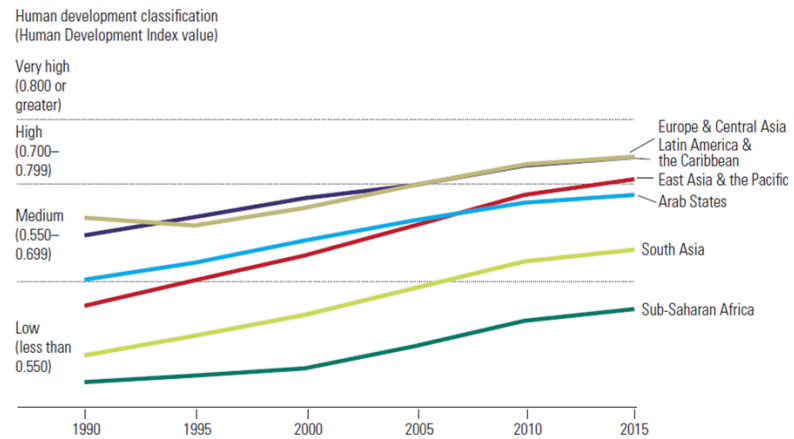


Abbildung 177: Regionale Trends des HDI, Quelle: UNDP (2016)

Die reichsten ein Prozent der Bevölkerung besaß im Jahr 2000 32 Prozent, 2010 46 Prozent des globalen Wohlstands.

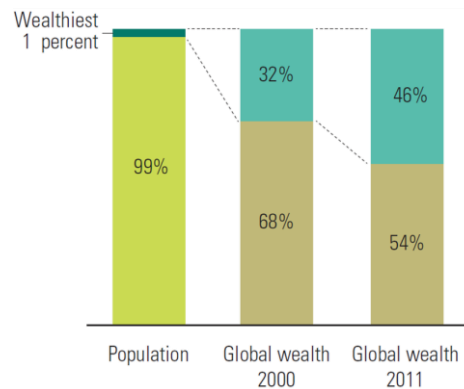


Abbildung 178: Globaler Wohlstand, Quelle: (UNDP 2016)

Literaturverzeichnis

- Brümmerhoff, Dieter; Grömling, Michael (2015): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen. Berlin.
- Enquete-Kommission "Wachstum, Wohlstand Lebensqualität" (2013): Schlussbericht, Bundestagsdrucksache, 17/13300.
- Helliwell, John F.; Layard, Richard; Sachs, Jeffrey (2017): World happiness report 2017.
- Human Development Report Office (HDRO) (2016): Technical Notes. Human Development Report 2016.
- Jochimsen, Beate; Raffer, Christian (2016): Herausforderungen bei der Messung von Wohlfahrt.
- Kleinewefers, Henner (2008): Einführung in die Wohlfahrtsökonomie. Theorie - Anwendung - Kritik. Stuttgart.
- Neuenfeldt, Sebastian (2012): Was sagt der Human Development Index über Entwicklung aus? Kritik und Erweiterung auf der Grundlage eines faktoranalytischen Ansatzes. Working Paper. Humboldt-Universität zu Berlin, Berlin.
- Palazzi, Paolo; Lauri, Alessia (1998): The Human Development Index: Suggested Corrections. In: BNL Quarterly Review (205), S. 193-221.
- Raith, Dirk (2016): BIP. Kritik und Alternativen.
- Ruckriegel, Karlheinz (2008): "Beyond GDP" - vom Bruttoinlandsprodukt zu subjektiven Wohlfühlindikatoren. In: WIST 37 (6), S. 309-316.
- Sagar, Ambuj D.; Najam, Adil (1998): The Human Development Index: A Critical Review. In: Climatic Change 39 (4), S. 294-264.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2016): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Indikatorenbericht 2016.
- United Nations Development Programme (UNDP) (2015): Bericht über die menschliche Entwicklung. Arbeit und menschliche Entwicklung.
- United Nations Development Programme (UNDP) (2016): Human Development Report 2015. Work for human development.
- United Nations Development Programme (UNDP) (2017). Online verfügbar unter <http://hdr.undp.org/en/composite/HDI>, zuletzt aktualisiert am 01.12.2017, zuletzt geprüft am 01.12.2017.
- United Nations Development Programme (UNDP) (2017): Human Development Reports. Human Development Index and its components. Online verfügbar unter <http://hdr.undp.org/en/composite/HDI>, zuletzt aktualisiert am 01.12.2017, zuletzt geprüft am 01.12.2017.
- United Nations Development Programme (UNDP) (2018): Human Development Reports. Online verfügbar unter <http://hdr.undp.org/en/countries/profiles/DEU>, zuletzt geprüft am 05.02.2018.
- World Wide Fund for Nature (WWF) (2014): Living Planet Report 2014. Species and spaces, people and places.

Methoden der empirischen Sozialforschung

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Analyse sozialer Verhaltensweisen und Sachverhalte

Methodik:

Die empirische Sozialforschung umfasst sowohl die Methodenlehre, die Auswahlverfahren als auch die statistischen Methoden zur Datenanalyse. Das Ziel qualitativer Methoden besteht in der Untersuchung und detaillierten Beschreibung individuellen Handelns (Hypothesenprüfung). Quantitative Methoden zielen auf die Ermittlung von verallgemeinerbaren Aussagen mittels einer standardisierten Datenerhebung ab (Theorienbildung). Zur Bearbeitung einer sozialwissenschaftlichen Hypothese und Messbarmachung komplexer und/oder latenter Sachverhalte werden diese nach bestimmten Kriterien in handhabbare Elemente zerlegt. Die in der Hypothese benutzten Begriffe werden operational definiert und Indikatoren angegeben, die eine empirische Beobachtung der Sachverhalte und Rückschlüsse über Ursache-Wirkungs-Beziehungen zulassen. Auf diese Weise wird ermittelt, ob und in welchem Ausmaß der mit dem Begriff gemeinte Sachverhalt mit der Wirklichkeit übereinstimmt. Auf Grundlage der gewonnenen Befunde können wiederum explizite Gesetze und Theorien formuliert werden. Ein Teilbereich der empirischen Sozialforschung bilden die dialogorientierten Ansätze und Methoden zur Analyse von Präferenzen bzw. deren Bildung unter Beteiligung der Öffentlichkeit.

Dimensionen:

Betrachtung sozialer Tatbestände (Merkmale, Ereignisse, Verhaltensweisen, Wissen, Erlebnisse).

Anwendungsmöglichkeiten:

- Anlässe für die Durchführung sozialwissenschaftlicher Studien sind praktische und wissenschaftliche Probleme wie gesellschaftliche Probleme oder Probleme der Theoriebildung (z. B. Drogenabhängigkeit zwischen Personen unterschiedlicher sozio-ökonomischer Schichten vs. mangelnde Erklärungskraft eines theoretischen Modells). Allgemein findet die empirische Sozialforschung Anwendung bei jeglichen Fragestellungen, für deren Beantwortung keine eindeutigen empirischen Befunde vorliegen und ein erkenntnisleitendes Interesse besteht. Dazu gehören:
 - Projekte der Grundlagenforschung zur Neuentwicklung von Methoden und Designs bspw. über Theorievergleiche
 - Anwendungsprojekte, in denen bewährte Methoden eingesetzt werden (etwa im Bereich der Markt- und Meinungsforschung)
 - Projekte der Auftragsforschung für öffentliche Einrichtungen wie Bundesministerien
 - Selbstinitiierte Projekte wie Graduierungsarbeiten
 - Explorative Projekte zur Schaffung von empirischem Basiswissen
 - Konfirmatorische Projekte, in denen Hypothesen nach methodischen Vorschriften getestet werden

Rückblick:

Systematische Datenerhebungen fanden bereits im Römischen Reich und dem Alten Ägypten für administrative Zwecke statt (Volkszählungen zur Finanzierung des Staatswesens mit Steuermitteln, Ermittlung des militärischen Potentials). Als die Wurzeln der heutigen empirischen Sozialforschung und Statistik gelten die Universitätsstatistik aus Deutschland und die politische Arithmetik aus England. Die Zunahme sozialer Missstände im Verlauf der industriellen Revolution lösten eine Vielzahl von soziologischen und statistisch-empirischen Forschungsaktivitäten aus. Die eigentliche Institutionalisierung und Verbreitung der Sozialforschung sowie Entwicklung empirischer Forschungsmethoden begann um 1920. So wurde 1919 auf Initiative des Oberbürgermeisters Konrad Adenauer das erste deutsche Forschungsinstitut für Sozialwissenschaften an der Universität in Köln eingerichtet. Das wenig später gegründete Frankfurter Institut für Sozialforschung brachte um 1930 die sog. „Frankfurter Schule“ hervor, deren Vertreter (darunter Max Horkheimer, Erich Fromm, Theodor Adorno, Herbert Marcuse) sich schwerpunktmäßig der „Kritischen Theorie“, der Analyse der bürgerlich-kapitalistischen Gesellschaft widmeten. Ein Meilenstein in der Entwicklung der modernen Sozialforschung war die Gründung der „Chicago Schule“ 1920, deren Gründer Robert Ezra Park und Ernest W. Burgess sozio-ökologische Studien zu Menschen in ihrem städtischen Umfeld durchführten. Außerdem die Arbeiten der „Wiener Schule“ um Marie Jahoda, Paul Lazarsfeld und Hans Zeisel, deren Marienthal-Studie zur Untersuchung der sozio-psychologischen Auswirkungen von Langzeitarbeitslosigkeit (1933) als frühes Musterbeispiel der Theorienbildung mit kombinierten Methoden („mixed methods“) gilt. Die „Kölner Schule“ unter Leitung von Rene König war maßgeblich an der weiteren Etablierung der akademischen und anwendungsorientierten Sozialforschung während der Nachkriegszeit beteiligt, die parallel zur Verbreitung der Markt- und Meinungsforschung stattfand.

Betrachtungsbereich:

Die Ansätze und Methoden kommen in verschiedenen Wissensgebieten und für unterschiedliche Untersuchungsgegenstände zum Einsatz. Im „sozialen Feld“ oder unter Laborbedingungen werden Daten auf der Ebene des Individuums, Kollektivs oder beidem erhoben.

Beschreibung und Ausführung:

Das Anliegen der empirischen Sozialforschung ist die Sammlung von Erkenntnissen über die soziale Wirklichkeit. Sie ist eine Querschnittsdisziplin, die in unterschiedlichen Wissenschaftsbereichen Eingang findet und sowohl metatheoretische Erörterungen zu den Grundlagen und Bedingungen einer guten sozialwissenschaftlichen Praxis als auch Auswahlverfahren bei der Planung sozialwissenschaftlicher Studien und Techniken zur statistischen Auswertung der gewonnenen Daten beinhaltet. In der quantitativen Sozialforschung werden zur Überprüfung theoretisch begründeter Hypothesen mit standardisierten Messinstrumenten strukturiert numerische Messwerte erhoben und statistisch ausgewertet. In der qualitativen Sozialforschung wird nach einer offenen, nicht-strukturierten Vorgehensweise verbales, visuelles und/oder audiovisuelles Datenmaterial erhoben und interpretativ ausgewertet, um einen Untersuchungsgegenstand detailliert beschreiben sowie Hypothesen und Theorien entwickeln zu können. Zur Erhöhung des Erkenntnisgewinns werden nach dem Mixed-Methods-Ansatz quantitative und qualitative Forschungsprozesse miteinander kombiniert und qualitative Daten nachträglich unter Bedeutungsverlust quantifiziert (Kategorisierung, Skalenbildung usw.).

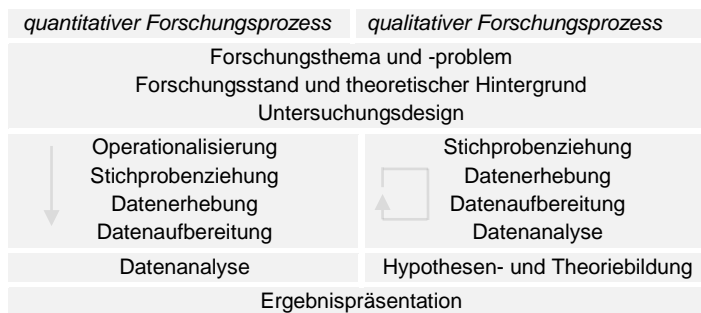


Abbildung 179: Schematische Darstellung des quantitativen, sequenziellen und qualitativen, zirkulären Forschungsprozesses, Quelle: zit. nach Döring und Bortz 2016, verändert nach Witt 2001)

Allgemein können empirische Untersuchungen grob nach fünf Hauptphasen unterschieden werden:

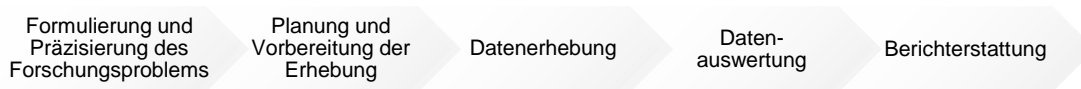


Abbildung 180: Phasen einer empirischen Untersuchung, Quelle: verändert nach (Diekmann 2013)

1. Formulierung und Präzisierung des Forschungsproblems. Auf die Auswahl des Forschungsproblems folgt die Erstellung eines Projektplans, der die Problemstellung, das Forschungsziel und die Forschungshypothese eindeutig beschreibt und die abhängigen und unabhängige(n) Variablen hervorhebt. Für die Theorieentwicklung und -bildung unter Einbezug vorhandener empirischer Befunde und theoretischer Erklärungsansätze ist eine ausführliche Literaturrecherche grundlegend.

2. Planung und Vorbereitung der Erhebung. Zur Ausarbeitung des Forschungsdesigns in Abstimmung mit dem Projektplan müssen Entscheidungen bezüglich der Erhebungsinstrumente, Untersuchungsform, Stichprobenverfahren sowie Vorprüfungen getroffen werden:

- Zur Operationalisierung eines theoretischen Sachverhalts erfolgt im Rahmen der Konzeptspezifikation die eindeutige Definition der Arbeitsbegriffe und der mit ihnen verbundenen Dimensionen. Für die Messung der Variablen existieren Mess- und Skalierungsverfahren, die in ihrer Gesamtheit das Erhebungsinstrument (Fragebogen, Beobachtungsprotokoll usw.) bilden. An die Wahl der Erhebungsform schließt die Erstellung des Erhebungsinstruments an (s.u.).
- Die Gestaltung des Forschungsdesigns umfasst weiterhin die Bestimmung der Untersuchungsebene, wobei als Untersuchungseinheiten Kollektive oder Individuen (Individual- oder Kollektivebene, hybride Mehrebenenuntersuchungen) in Frage kommen. Auch der zeitliche Verlauf eines Projekts bestimmt das Forschungsdesign (Querschnitt-/Längsschnitterhebungen, Trend-/Panel- oder Kohortenstudien). Außerdem muss festgelegt werden, ob eine Vergleichs- oder Kontrollgruppe berücksichtigt werden soll (nichtexperimentelles vs. quasiexperimentelles/experimentelles Design).
- Es schließt die Festlegung von Art und Umfang der Erhebungseinheiten sowie der Auswahlverfahren (einfache Zufallsauswahl, Klumpenauswahl, Quotenstichprobe) an.
- Bevor es in einem größeren Maßstab eingesetzt wird, muss das Erhebungsinstrument in Voruntersuchungen (Pretests) auf seine Zweckdienlichkeit hin überprüft und im Fall von Unstimmigkeiten wie mehrdeutigen oder schlechtverständlichen Fragen überarbeitet werden.

3. Datenerhebung. Die sog. Feldphase hat die Erstellung eines Datensatzes mittels der zuvor ausgewählten Erhebungsinstrumente und -methoden zum Ziel. Es existieren eine Vielzahl an Erhebungsinstrumenten mit Untervarianten, die eine zielgerichtete, systematische und regelgeleitete Erhebung von Daten ermöglichen und unterschiedliche Klassifikationsmerkmale aufweisen.

<ul style="list-style-type: none"> • <i>Beobachtungen: Erfassung, Dokumentation und Interpretation von Merkmalen, Ereignissen oder Verhaltensweisen mithilfe menschlicher Sinnesorgane und/oder technischer Sensoren zum Zeitpunkt ihres Auftretens.</i> 	
Strukturierung	unstrukturiert/teil-strukturiert/strukturiert
Gegenstand	Fremdbeobachtung/Selbstbeobachtung
Direktheit	indirekte Beobachtung von quantifizierbaren Verhaltensspuren (non-reaktive Beobachtung)
Ort	Feld-/Laborbeobachtung, Offline-/Online-Beobachtung
Involviertheit der Beobachter	nicht-teilnehmende/teilnehmende Beobachtung
Transparenz	offene Beobachtung/verdeckte Beobachtung
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Interviews: Generierung und Erfassung von verbalen Äußerungen einer oder mehrerer Befragungspersonen zu ausgewählten Aspekten ihres Wissens, Erlebens und Verhaltens in mündlicher Form.</i> 	
Strukturierung	unstrukturiert/teil-strukturiert/strukturiert
Anzahl der Interviewten	Einzelbefragung/Paar- oder Gruppenbefragungen (z.B. Fokusgruppendifkussion)
Art des Interviewkontakts	persönliches/direktes Interview/telefonisch/online
Anzahl der Interviewenden	ein/zwei/mehrere Interviewer (z.B. Tandem-, Board- Interviews)
Art der Zielpersonen	Experten- oder Laien-/Betroffenen-Interview
Art der Interviewtechnik	unterschiedliche Varianten von unstrukturierten Interviews (z.B. narrative/ethnografisches Interview) und halbstrukturierten Interviews (z.B. problemzentriertes/fokussiertes Interview)
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Fragebogen: Generierung und Erfassung von verbalen und numerischen Selbstauskünften von Befragungspersonen zu ausgewählten Aspekten ihres Erlebens und Verhaltens in schriftlicher Form.</i> 	
Strukturierung	nicht-standardisiert/teil-/halbstandardisiert/vollstandardisiert
Modus	Paper-Pencil-/digitaler Fragebogen
Verbreitungsweg	Austeilen und Einsammeln (z.B. Klassenraumbefragung)/postalisch/online/mobil/automatisierte Telefonbefragungen
Zielpersonen	Selbstauskünfte von Betroffenen/Expertenbefragungen
Anzahl Befragte	Befragung zu Einzelpersonen/Delphi-Methode/natürliche soziale Gebilde
Abfrageformat	unterschiedliche Varianten (z.B. Tagebuchmethode, semantisches Differenzial)
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Dokumentanalyse: Sammlung und Archivierung von vorhandenen (unabhängig vom Forschungsprozess produzierten) Dokumenten als Manifestationen menschlichen Erlebens und Verhaltens.</i> 	
Strukturiertheit	qualitativ induktiv/quantitativ deduktive Auswertung
Methode der Datenanalyse	qualitativ (v.a. qualitative Inhaltsanalyse, interpretative phänomenologische Analyse, Kodierung gemäß Grounded-Theory-Methodologie)/quantitativ (v.a. quantitative Inhaltsanalyse)
Art des Materials	Untersuchung textueller (verbalschriftlicher), visueller (z.B. Fotos), auditiver (z.B. Aufzeichnungen auf Anrufbeantwortern), audiovisueller (z.B. Videos), multimedialer (z.B. Multimedia-Lernprogramme) oder hypermedialer (z.B. Websites, Online-Diskussionsforen) Dokumente
Computerunterstützung	Auswertung manuell, mit universaler Bürosoftware (z.B. Textverarbeitungs-, Tabellenkalkulationsprogrammen) oder spezialisierter Software (NVivo, MaxQDA, TextQuest, SPSS)
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Psychologische Tests: Wissenschaftliches Datenerhebungsverfahren, das aus mehreren Testaufgaben (Testbogen, Testmaterial) sowie festgelegten Regeln zu deren Anwendung und Auswertung (Testmanual) besteht. Ziel eines psychologischen Tests ist es, ein latentes psychologisches Merkmal (Konstrukt), typischerweise eine Fähigkeit oder Persönlichkeitseigenschaft in seiner absoluten oder relativen Ausprägung zu Forschungszwecken oder für praktische Entscheidungen zu erfassen.</i> 	
Strukturierung	nicht-standardisiert (projektive Tests)/vollstandardisiert (psychometrische Tests)
Merkmale Testaufgaben	Formdeute-, verbal-thematische-, zeichnerische und Gestaltungsverfahren bei projektiven Tests/standardisierte Items bei psychometrischen Tests
Art des Merkmals	psychometrische Tests: Leistungs- bzw. Fähigkeits-/Persönlichkeitstests/klinische Tests (ein- oder mehrdimensional)
theoretische Grundlagen	Klassische Testtheorie (KTT)/Probabilistische Testtheorie (PTT) bzw. Item-Response-Theorie (IRT)
<ul style="list-style-type: none"> • <i>Physiologische Messungen: Zur objektiven Erfassung und Quantifizierung bestimmter Merkmale physiologischer Prozesse (sog. physiologischer Indikatoren oder Biosignale) in unterschiedlichen Organsystemen des Körpers</i> 	

mittels entsprechender Messgeräte.

physiologische Indikatoren Hirn-/Herz-Kreislauf-/elektrodermale/muskuläre/Augenaktivität

Tabelle 45: Erhebungsmethoden der Forschungspraxis, Quelle: (Döring und Bortz 2016)

4. Datenauswertung. Zur Datenauswertung gehören die Teilschritte der Datenerfassung einschließlich Fehlerkontrolle und ggf. -bereinigung wie auch die statistische Datenanalyse. Zur Aufbereitung von qualitativen Daten aus Bild-, Audio- oder Videodateien muss das erhobene Material zunächst in einem Kodierbogen verschriftlicht und strukturiert werden, ohne, dass eine inhaltliche Analyse vorweggenommen wird. Das Vorgehen bei der Transkription hängt vom Analyseziel ab, nicht nur der gesprochene Text kann von Relevanz sein, sondern auch weitere Merkmale des Gesagten (bspw. der Dialekt eines Sprechers, Lachen, Pausen, gleichzeitiges Reden verschiedener Personen, Heben/Senken der Stimme, besondere Betonungen, unvollständige Sätze, Füllworte usw.). Etablierte Vorgehensweisen bei der Datenauswertung sind die Globalauswertung, die qualitative Inhaltsanalyse, die Methoden der Grounded-Theory sowie sprachwissenschaftliche Auswertungsmethoden. Für die statistische Analyse quantitativer Daten muss ein maschinenlesbares Datenfile erstellt werden. Nach der Datenerhebung liegen (außer bei computergestützten Befragungen (CATI-/CAPI-)) handschriftliche Fragebögen oder Beobachtungsprotokolle vor. Sind diese nicht maschinenlesbar, müssen die Ergebnisse manuell in die Maske eines EDV-Programms eingetragen werden. Bei der Verkodung standardisierter Fragen wird für jede Antwortmöglichkeit ein bestimmter Zahlenkode hinterlegt (auch für Antwortausfälle oder nichtzutreffende Fragen). Fallspezifisch ist eine Umformung bzw. Zusammenführung von Variablen zu einem Index oder die Umkodierung und Verdichtung von Variablen sinnvoll. Fehlerkontrollen, darunter der wiederholte Abgleich mit den Originaldaten bei unstimmgigen Werten, verbessern die Datenqualität. Zur besseren Nachvollziehbarkeit, auch im Hinblick auf die Nutzung der Daten für Sekundäranalysen, müssen alle bei der Datenaufbereitung vorgenommenen Veränderungen am Originaldatensatz, etwa Korrekturen oder Streichungen, dokumentiert werden. Einfache Daten- und Textanalysen können über universale Bürosoftware vorgenommen werden, für komplexere statistische Berechnungen, zum Erstellen von Tabellen, Graphiken und Übersichten, eignen sich spezialisierte Programme (z.B. MaxQDA, Atlas.ti, SPSS, R, MATLAB). Im Rahmen der statistischen Datenanalyse sieht die deskriptive Statistik die Untersuchung der Zusammenhänge zwischen zwei oder mehreren Variablen mit statistischen Mitteln vor (univariate/bivariate/multivariate Analysen). In der Inferenzstatistik werden Schätzungen für bestimmte Parameter einer Grundgesamtheit aufgrund der über eine Stichprobe ermittelten Kennwerte vorgenommen (einschließlich Fehlerbereichen, Signifikanzprüfungen). Welches Verfahren zur statistischen Datenanalyse geeignet ist, ergibt sich u.a. aus dem Skalenniveau der Variablen (Nominal-/Ordinal-/Kardinalskala), welches von der Konstruktion des Erhebungsinstruments bestimmt wird.

5. Berichterstattung. Der letzte Schritt beinhaltet die Ergebnisdarstellung und -interpretation einschließlich der Darstellung der verwendeten Methodik in einem Forschungsbericht. Die Befunde werden häufig als Publikationen in Fachzeitschriften veröffentlicht.

Berichterstattung:

Die Projektart ist entscheidend für die Art der Berichterstattung. Die häufigste Form der Ergebnisveröffentlichung sind Publikationen in Fachzeitschriften, Graduierungsarbeiten, Forschungsberichte an den jeweiligen Auftraggeber und Gutachten für die praktische Umsetzung der Befunde.

Datenverfügbarkeit:

Die Erhebung der Primärdaten erfolgt zumeist in Eigenleistung oder durch kommerzielle Institute. Insofern möglich können bestehende Datensätze für Sekundäranalysen genutzt werden. Der Zusammenschluss des Bonner Informationszentrums (IZ), des Kölner Zentralarchivs für empirische Sozialforschung (ZA) und des Zentrums für Umfragen, Methoden und Analysen in Mannheim unter dem Dach der GESIS (Gesellschaft wissenschaftlicher Infrastruktureinrichtungen) bietet eine Plattform für die empirisch-sozialwissenschaftliche Forschung, einschließlich Datenbanken.

Stärken und Schwächen:

- +Offenlegung von bewussten Einstellungen und Meinungen wie auch latenten Werten, Weltbildern und Erklärungsmustern, die als Orientierungsrahmen und Sinnstrukturen dienen.
- Das Werturteilsproblem als Gegenstand der Forschungsethik beschreibt die Notwendigkeit von Objektivität und Wertneutralität seitens der Forscher zur Abwendung einer „hypothese-gesteuerten Beobachtung“ infolge verfolgter Eigeninteressen, Ideologien und Wertvorstellungen. Werturteile können bspw. die Auswahl der Fragestellung, das Einhalten einer guten wissenschaftlichen Praxis sowie die Verwertung der Befunde beeinflussen.
- Im Rahmen des Forschungsprozesses können eine Vielzahl von Störfaktoren auftreten, die sich auf die Aussagekraft der Befunde auswirken. Neben möglichen Fehlleistungen bei der Konzeption und Umsetzung des Forschungsdesigns (angefangen bei der Hypothesenbildung, über die Operationalisierung der Variablen und die Auswahl der Methoden (z.B. Mono-Operation- bzw. Mono-Method-Bias), Zufallsfehlern, bis hin zu einer fehlerhaften statistischen Analyse) birgt das erwartungsabhängige Verhalten beider Akteursgruppen, der Forscher und der Zielpersonen, die Gefahr von Störeffekten und systematischen Antwortverzerrungen, etwa aufgrund von Versuchsleiter-Erwartung (Rosenthal-Effekt) seitens der Forscher oder einem taktischen Antwortverhalten entsprechend sozialer Erwünschtheit, einem angepassten Verhalten unter Beobachtung (Hawthorne-Effekt), Meinungslosigkeit oder weiterer situationaler Effekte.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- Döring, Nicola; Bortz, Jürgen (2016): Forschungsmethoden und Evaluation in den Sozial- und Humanwissenschaften.
- www.gesis.org, Gesellschaft wissenschaftlicher Infrastruktureinrichtungen (GESIS)

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

In einer Studie zu den Anpassungsstrategien für alpine Tourismusdestinationen (vgl. Siegrist/Gessner, 2011) wurden im Rahmen einer Delphi-Analyse unter Beteiligung von Tourismus- und Klimaexperten mögliche Entwicklungen für den alpinen Sommer- und Wintertourismus untersucht. Im Zentrum der Analyse standen Fragen zur zukünftigen Entwicklungen der Gästezahlen, zu Anpassungsstrategien und der Rolle der einzelnen Akteure im Anpassungsprozess. Die Delphi-Analyse wurde in zwei Befragungsrunden zwischen März 2009 und Oktober 2010 durchgeführt. Die Erhebung fand über das Online-Evaluationstools „Q-Feedback“ der HSR Hochschule für Technik Rapperswil statt. An der ersten Runde waren 39, an der zweiten Runde 18 Experten aus den Alpenländern Deutschland, Frankreich, Italien, Österreich, Schweiz und Slowenien aus den Bereichen Forschung, Tourismusbranche, touristische Destinationen, öffentliche Administrationen, NGOs beteiligt. In den Fragebogen wurden Fragen zu bestimmten Themenfeldern (z.B. zu den Rahmenbedingungen des Klimawandels, Alpen als sensibler Raum, Gästeaktivitäten) mit halboffenen und offenen Antwortmöglichkeiten gestellt. Die Auswertung erfolgte anonym mittels der qualitativen Inhaltsanalyse. Dabei wurden die Antworten aller Experten nach einzelnen Fragen aufgelistet und in Schlüsselthemen zusammengefasst. Anschließend wurde das Material weiter verdichtet und auf die Kernaussagen reduziert. Die Ergebnisse der ersten Fragerunde wurden in der zweiten aufgegriffen und zur Diskussion gestellt. Als Gesamtergebnis konnten elf Aktionsfelder und maßgebliche Akteursgruppen identifiziert werden.

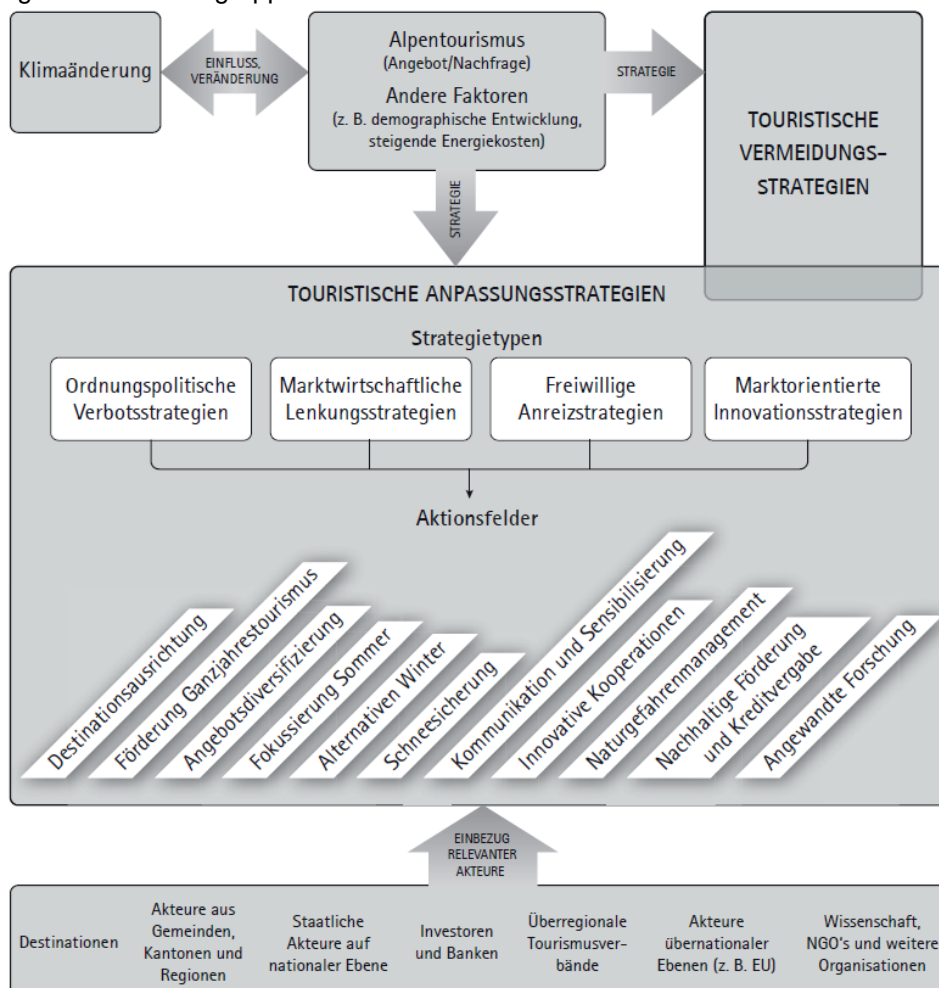
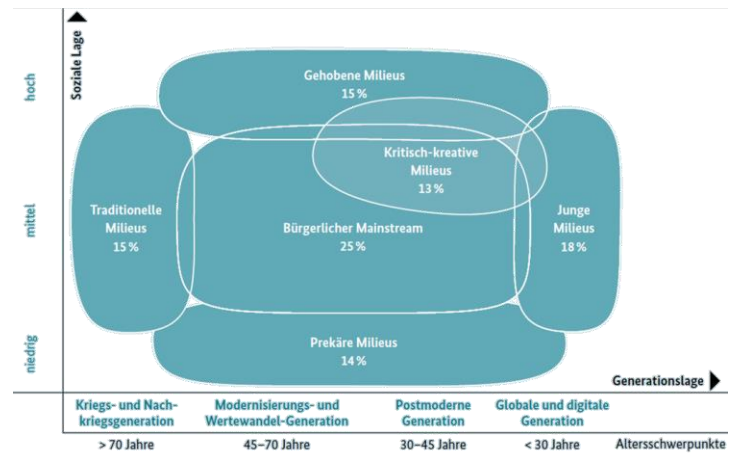


Abbildung 181: Aktionsfelder, Strategietypen und relevante Akteure, Quelle: (Siegrist und Gessner 2011)

Für die Studie „Umweltbewusstsein in Deutschland“ des BMUB wurde per Onlinebefragung die gesellschaftliche Haltung gegenüber Nachhaltigkeit ermittelt. Auf Grundlage der Ergebnisse konnten soziale Milieus bestimmt werden, die grundlegende Einstellungen und Werte wiedergeben und die Alltagskulturen unterschiedlicher Gesellschaftsschichten und die soziokulturelle Prägung verschiedener Generationen beschreiben.



N=2.030, Onlinebefragung, 1. Befragungswelle, Stichprobe ab 14 Jahren (Angaben in Prozentwerten der Anteile in der Stichprobe)

Abbildung 182: Soziale Milieus in Deutschland 2016, Quelle: (BMUB 2017)

Ziel der Studie „Politikbarometer zur Biodiversität in Deutschland“ des WWF war eine Analyse des Stands der Biodiversitätspolitik auf Bundesebene anhand von Interviews. Im Mittelpunkt stand der Praxisalltag von Akteuren und deren Erfahrungen mit dem Umgang mit Vorgaben, Dienstanweisungen, normativen Richtlinien. Das Ergebnis waren Schlüssel- und Teilindikatoren sowie Barometer, die den tatsächlichen Stand der Umsetzung anzeigten.

Schlüsselindikator	Teilindikator 1
1 Strategische Planung	Langfristperspektive
2 Der individuelle Faktor	Biodiversität und Personalentwicklung
3 Policy-Steuerung	Wahl der Policy-Instrumente
4 Umsetzung von Biodiversitätspolitik	Umsetzungsprobleme
5 Biodiversitätsziele und ihre Evaluation	Biodiversitätszielmarken
6 Wahrnehmung von Zielkonflikten	Zielkonflikte Politikfelder
7 Kooperation mit der Zivilgesellschaft	Kooperation mit nicht staatlichen Akteuren
8 Vertikale Politikintegration	Einfluss von EU und UN
9 Biodiversitätsverständnis	Politikfelder
10 Kooperation und Koordination	Kooperation der Ressourcen
11 Bedeutung von Biodiversität	Themenkonkurrenz

Abbildung 183: Auszug aus dem Indikatorensystem und beispielhaftes „Politikbarometer“, Quelle: (WWF 2014)

Auf der Internetseite WeGreen.de werden nachhaltige Produkte mithilfe einer Nachhaltigkeitsampel beworben. Ihr Beitrag zur Kaufentscheidung, kann u.a. über die Auswertung von Beobachtungsdaten ermittelt werden. Mittels Eyetracking wurden in einer Studie Blickbewegungen von Testpersonen analysiert und auf Grundlage der Ergebnisse Optimierungen an der Webseite vorgenommen.

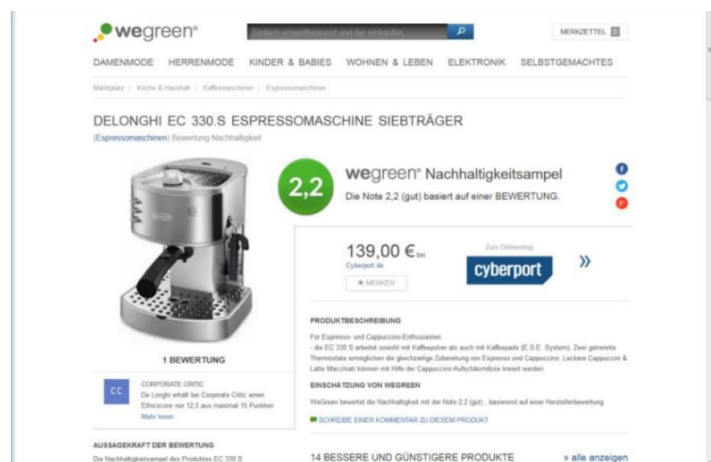


Abbildung 184: Angepasste Produktseite von WeGreen.de, Quelle: (Hemke et al. 2014)

Literaturverzeichnis

- Atteslander, Peter (2010): Methoden der empirischen Sozialforschung. Berlin.
- Bundesministerium für Umwelt; Naturschutz; Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2017): Umweltbewusstsein in Deutschland 2016 - Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage.
- Brüsemeister, Thomas (2008): Qualitative Forschung. Ein Überblick. Wiesbaden.
- Diekmann, Andreas (2013): Empirische Sozialforschung. Grundlagen, Methoden, Anwendungen. Reinbek bei Hamburg.
- Döring, Nicola; Bortz, Jürgen (2016): Forschungsmethoden und Evaluation in den Sozial- und Humanwissenschaften. Berlin, Heidelberg.
- Häder, Michael (2015): Empirische Sozialforschung. Eine Einführung. Wiesbaden.
- Hemke, Felix; Wohlgemuth, Volker; Schneider, Maximilian; Stanzus, Maurice (2014): Durchführung einer Eyetracking - Studie zur Optimierung der Usability einer nachhaltigen Produktsuche. In: Jorge Marx Gómez, Michael Sonnenschein, Ute Vogel, Andreas Winter, Barbara Rapp und Nils Giesen (Hg.): Information and communication technology for energy efficiency. Conference proceedings; EnviroInfo 2014 - 28th International Conference on Informatics for Environmental Protection ; 10th - 12th September, 2014, Oldenburg.
- Hopf, Christel (2016): Schriften zu Methodologie und Methoden qualitativer Sozialforschung. Herausgegeben von Wulf Hopf und Udo Kuckartz. Wiesbaden.
- Schnell, Rainer; Esser, Elke; Hill, Paul B. (2011): Methoden der empirischen Sozialforschung. München.
- Siegrist, Dominik; Gessner, Susanne (2011): Klimawandel. Anpassungsstrategien im Alpentourismus. Ergebnisse einer alpenweiten Delphi-Befragung. In: Zeitschrift für Tourismuswissenschaft 3 (2), S. 179-194.
- Witt, Harald (2001): Forschungsstrategien bei quantitativer und qualitativer Sozialforschung. In: Forum Qualitative Sozialforschung/Forum: Qualitative Social Research 2 (1).
- World Wide Fund For Nature (WWF) (2014): Politische Vorfahrt für biologische Vielfalt. Politikbarometer zur Biodiversität in Deutschland.

Ökonomische Bewertung von Umweltschäden einschließlich externer Kosten

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Bewertungsansätze zur Identifizierung, Quantifizierung und Monetarisierung von Umweltschäden mit dem Ziel der Erfassung und Bewertung negativer externer Effekte

Methodik:

Die ökonomische Bewertung von Umweltschäden basiert auf der Analyse der physischen Wirkungspfade in der Umwelt und Abbildung der mit den Umweltwirkungen verbundenen negativen ökonomischen Folgen als Nutzenbeeinträchtigungen. Für die ökonomische Bewertung der Umweltinanspruchnahme existieren Schadens- und Vermeidungskostenansätze. Als Bewertungsmaßstäbe werden individuelle Präferenzen, gesellschaftliche Werturteile oder Expertenurteile herangezogen. Die Präferenzen der Wirtschaftssubjekte kommen in Form von Zahlungsbereitschaften für eine verbesserte Umweltqualität oder Kompensationsforderungen zum Ausdruck. Die Messung der individuellen Zahlungsbereitschaften bzw. Entschädigungsansprüche basiert auf direkten und indirekten Bewertungsverfahren (Marktanalysen, Befragungen bzw. kontingente Bewertung). Umweltschadenkosten werden durch Umweltwirkungen oder verursachende Aktivitäten dargestellt (z.B. pro Einheit Emission/erzeugte Kilowattstunde). Die Umweltschadenkosten werden in Bezug zur Umwelteinwirkung (z. B. pro Einheit Emission) oder zur verursachenden Aktivität (z. B. pro erzeugter Kilowattstunde Strom) dargestellt. Die Resultate bilden Eingangsparameter für weitergehende Untersuchungen wie Kosten-Nutzen- oder Kosten-Wirksamkeits- und Multi-Kriterien-Analysen.

Dimensionen:

Umweltwirkungen in Form ökonomischer Nutzen- und Kostenkategorien

Anwendungsmöglichkeiten:

- Die Offenlegung der ökonomischen Folgen der Umweltnutzung dient generell als Ansatzpunkt zur Steigerung des Umweltschutzes: zur Rechtfertigung von umweltpolitischen Maßnahmen sowie ihre Beurteilung im Rahmen der Gesetzesfolgenabschätzung, für die verursachungsgerechte Zuordnung externer Kosten, Gestaltung von Internalisierungsstrategien (Anreizinstrumente, Informationen, Steuern, Subventionen, Haftungen usw.) und Ermöglichung einer vergleichenden Umweltbewertung
- Die ökonomische Bewertung der Umweltinanspruchnahme ist mehr als eine reine Inwertsetzung der Umwelt. Neben in Geldeinheiten quantifizierten Werten ist Wissen darüber, wer wann und wo von welchen Effekten in welcher Weise betroffen ist von zentraler Bedeutung.

Rückblick:

Das Konzept der externen Effekte stammt aus der Volkswirtschaftslehre und geht auf Alfred Pigou (1920) zurück. Er beschied, dass die Berücksichtigung externer Effekte zu einem gesamtwirtschaftlichen Wohlstandsmaximum führe (Pareto-Effizienz). Ab den 90er Jahren wurden zahlreiche Studien zur Verbesserung der Kostenschätzungen und der Methodik zur Schätzung der externen Kosten erstellt, etwa für den Verkehrssektor oder zur Berechnung der Kosten des Klimawandels als Teil der Schätzung der externen Kosten des Energiesektors.

Betrachtungsbereich:

Umweltprobleme treten auf lokaler Betrachtungsebene (z.B. Lärmemissionen, Geruchsbelästigung, Flächenaufheizung), regionaler Ebene (z.B. Sommersmog, Boden-, Gewässerversauerung) oder überregionaler bzw. auf globaler Ebene (z.B. Treibhauseffekt, Ressourcenverbrauch, stratosphärischer Ozonabbau) auf. In die ökonomische Bewertung können nutzungsabhängige und nicht-nutzungsabhängige Werte sowie tangible und intangible Kosten eingehen. Die Ermittlung von Umweltkosten kann für jetzt lebende wie auch zukünftige Generationen erfolgen.

Beschreibung und Ausführung:

Die Bewertung der Umweltinanspruchnahme ist im Hinblick auf den ungewissen Zeitpunkt des Schadenseintritts, den Umgang mit Unsicherheit und Risiko sowie ethische Fragestellungen bzgl. der Wertung bspw. irreversibler Schäden und gesundheitlicher Beeinträchtigungen schwierig. Als Bewertungsmaßstäbe dienen individuelle Präferenzen und Nutzenverluste, die als Zahlungsbereitschaften der Wirtschaftssubjekte zum Ausdruck kommen. Ist dieses Vorgehen nicht angemessen (z.B. bei generationenübergreifenden Bewertungen, hoher Unsicherheit, individuell nicht spürbaren Schäden), werden gesellschaftlich-politische Bewertungen und Expertenempfehlungen zu Rate gezogen. Des Weiteren bilden umweltschutzbezogene Ziele einen Bewertungsrahmen, als Ausdruck der gesellschaftlichen Zahlungsbereitschaft zur Erreichung eines bestimmten Umweltzustands. Für die ökonomische Bewertung der Umweltinanspruchnahme existieren generell verschiedene Verfahren, die sich in Schadens- und Vermeidungskostenansätze unterscheiden lassen. Schadenskostenansätze dienen zur Ermittlung der monetären Nachteile infolge von Umweltschäden bzw. des Wiederbeschaffungswerts von Ökosystemleistungen. Die Bewertung verschiedener Schadensarten (z. B. umweltbedingte Krankheiten, Materialschäden) erfolgt anhand bestimmter Kostenkategorien, die als Indikatoren für den entstandenen Nutzenverlust dienen. Vermeidungskosten umfassen die Kosten, die zur Vermeidung oder Verringerung von Umweltschäden aufzuwenden sind und in Bezug zur Vermeidungsaktivität stehen (z.B. Abwehrkosten für Lärmschutzfenster, Ausweichkosten für einen Umzug in ruhigeres Wohngebiet, Reparaturkosten für Instandsetzungsarbeiten an Gebäuden). Sie dienen als Hilfsgrößen zur Bestimmung von Umweltkosten bei unzureichenden Kenntnissen über Wirkungen, komplexen Schadwirkungen oder Unsicherheiten bei der Abschätzung vermuteter Schäden.

Externe Umweltkosten decken den Teil der Kosten ab, der nicht dem Verursacher zugerechnet wird (externe Effekte)¹. Umweltschadenskosten setzen sich aus den Schadensverringe-

¹*Positive externe Effekte* bewirken eine Nutzenerhöhung von Gesellschaftsmitgliedern, ohne, dass diese für den zusätzlichen Nutzen bezahlen. *Negative externe Effekte* hingegen verursachen Kosten, für die nicht der Verursacher, sondern wiederum unbeteiligte Dritte (z. B. Steuerzahler, künftige Generationen) aufkommen müssen. Sind externe Kosten nicht im Preis für ein Gut enthalten (externalisiert), werden diese unter den volkswirtschaftlichen Produktions-

rungskosten und den Kosten nicht vermiedener Umwelt- und Gesundheitsschäden zusammen. Sie geben die Untergrenze der Zahlungsbereitschaft der Betroffenen für eine Verbesserung der Umweltqualität wider. Je nach Untersuchungsgegenstand und Datenlage lassen sich Gesamtkosten, Durchschnittskosten oder Grenzkosten ermitteln. Die Berechnung von Umweltschadenskosten kann anhand folgender Ansätze erfolgen:

<i>Methode</i>	<i>Eigenschaften</i>
Wirkungspfadansatz	<ul style="list-style-type: none"> • Schätzung der Grenzkosten der Umweltbelastungen (Schadenskosten) • Bewertung der Umweltkosten Bottom-up, von der Aktivität entlang der Wirkungskette bis zum Wirkungsendpunkt (Schäden oder Risiken, z.B. Gesundheitsschäden, Material-, landwirtschaftliche Ertragsänderungen, (Lärm)Belästigung) anhand individueller Präferenzen
Standard-Preis-Ansatz	<ul style="list-style-type: none"> • bei unzureichenden Kenntnissen zur Beziehung zw. Umwelteinwirkung und Schäden • Auswahl eines gesellschaftlich akzeptierten Umweltschutzziels bzgl. der Exposition (Konzentrationen, Depositionen, Pegel) eines Schutzgutes (menschliche Gesundheit, Umweltmedien) • Berechnung der geringstmöglichen Kosten, die zur Verbesserung des Umweltzustands auf den Zielwert (Zielerreichungskosten) aufzuwenden sind (=gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft bzw. Opportunitätskosten)
erweiterter Wirkungspfadansatz	<ul style="list-style-type: none"> • Kombination aus Wirkungspfad- und Standard-Preis-Ansatz • Schätzung der Umweltkosten aus Schadenskosten, Schadensverringerkosten und Zielerreichungskosten
Top-down-Ansatz	<ul style="list-style-type: none"> • Modellierung makroökonomischer Zusammenhänge zw. wirtschaftlichen Aktivitäten und Umweltbelastungen • z.B. Schätzung der Schadenskosten pro kWh aus den Ergebnissen der Analyse des Beitrags der fossilen Stromerzeugung an der Menge an Gesamtemissionen für spezifische Schadenskategorien (Flora, Fauna, Gesundheit usw.) mittels gewichteter Toxizitätsfaktoren

Tabelle 46: Verfahren zur Schätzung der Umweltschadenskosten, Quelle: (UBA 2012)

Nachfolgend wird die Vorgehensweise zur Analyse und Bewertung von Umweltkosten des Umweltbundesamts verkürzt vorgestellt:

1. Beschreibung der Zielsetzung. Mögliche Zielsetzungen sind (1) umweltseitige Bewertung im Sinne der Ermittlung der Umweltkosten von Handlungsoptionen, (2) ökologisch erweiterte Nutzen-Kosten-Analyse, (3) Grundlage für die Ausgestaltung ökonomischer Umweltschutzinstrumente, Begründung umweltpolitischen Handlungsbedarfs, (5) Darstellung der Umweltkosten bestimmter Aktivitäten.

2. Konkretisierung des Untersuchungsgegenstands und Festlegung der Systemgrenzen bzgl. Verursacher/Aktivitäten, Umweltwirkungen, Schadenskategorien, betroffene Schutzgüter, regionale/zeitliche/projektbezogene Systemgrenzen etc.

3. Darstellung der relevanten (direkten/indirekten) Umweltwirkungen (z.B. Emissionen, Flächenverbrauch, Stoffeinträge in Gewässer) und ggf. Aggregation zu Belastungsindikatoren (z.B. CO₂-Äquivalente) auf Basis makroökonomischer Zusammenhänge (Top-down) oder die Ermittlung standortspezifischer Umweltbelastungen über eine Wirkungspfadanalyse (Bottom-up).

4. Darstellung der Ursache-Wirkungsbeziehungen (Wirkungsabschätzung). Beschreibung der Umweltwirkungen im Hinblick auf ihre Wirkungspotentiale und zu erwartende Schäden.

kosten verkauft, was zu einer Übernachfrage und Fehlallokationen (z. B. Übernutzung und ineffiziente Verwendung der Ressourcen) führt.

5. Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien. Wertekategorien zur Beschreibung der Nutzenänderungen der Wirtschaftssubjekte sind etwa unmittelbare Beeinträchtigungen des individuellen Nutzens, Beeinträchtigungen bei der Produktion von Gütern oder Beeinträchtigungen, die nicht zurechenbar sind, aber die Volkswirtschaft mit Kosten belasten sowie nicht-nutzungsabhängige Werte (Existenzwert, Vermächtniswert, altruistischer Wert).

6. Ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen. Die Beeinträchtigungen der nutzungsrelevanten Werte werden den ökonomischen Kosten- oder Nutzenkategorien zugeordnet.

<i>Kostenkategorien</i>	<i>Erläuterung</i>
Schadensverringerungskosten	
direkte Kosten (z. B. Wiederherstellungskosten, Sanierungskosten, Reparaturkosten, Nachsorgekosten)	durchgeführte/geplante Maßnahmen zur Begrenzung oder Beseitigung materieller Schäden und Gesundheitsschäden
indirekte Kosten (z. B. Anpassungskosten, Ausweichkosten)	durchgeführte/geplante Anpassungsreaktionen der Betroffenen zur Verringerung der Umweltbeeinträchtigung
Vorsorgekosten	Maßnahmen zur Verringerung der Schadenswahrscheinlichkeit oder des Schadensausmaßes
Kosten nicht vermiedener Umwelt- und Gesundheitsschäden	
Kosten weiterer Maßnahmen zur Schadensverringerung	mögliche Maßnahmen zur Schadensverringerung, die auf gesellschaftspolitischen Zielsetzungen und/oder Expertenurteilen über die zu vermeidende Beeinträchtigung beruhen
Kosten nicht vermiedener oder nicht vermeidbarer Umweltschäden (z. B. Ertragsverluste, Verringerung des Erholungsnutzens oder der Lebensqualität, Gesundheitsschäden)	Nutzeneinbußen von Betroffenen, die nicht durch weitere Abwehrmaßnahmen verringert werden. Maßnahmen zur Kompensation von Umweltschäden

Tabelle 47: Kostenkategorien zur Schätzung von Umweltschadenskosten, Quelle: (UBA 2012)

Nicht in der Tabelle enthalten sind intangible Kosten für den Verlust an Lebensqualität (Beeinträchtigungen des physischen und psychischen Wohlbefindens sowie nicht messbare Einflüsse auf Änderungen des Unfall- und Sterberisikos). Sie können aus dem beobachteten Marktverhalten der Konsumenten abgeleitet oder über Befragungen ermittelt werden.

- Darstellung vorhandener Zielwerte: Erörterung von quantifizierten Umweltqualitäts- oder -handlungszielen und Standards als Bewertungsmaßstab
- Auswahl geeigneter Bewertungsmethoden: Welche Methode bzw. Methoden zum Einsatz kommen hängt maßgeblich von dem betrachteten Gegenstand und den Wertkategorien, den verfügbaren Daten sowie zeitlichen und finanziellen Ressourcen ab.

<i>Bewertungsmethode</i>	<i>Beschreibung und erfasste Wertekategorien</i>
I. Marktanalyse (Marktbewertungsmethoden)	
1. Preisbasierte Ansätze (Marktpreise)	<ul style="list-style-type: none"> • Bewertung der Änderung der Wertschöpfung gehandelte Güter (z. B. Ertragsverluste in der Landwirtschaft) als Ersatz für direkte und indirekte Gebrauchswerte • Marktpreise bilden die Untergrenze der Zahlungsbereitschaft ab • direkte und indirekte Nutzwerte, die auf Märkten gehandelt werden • keine nutzungsunabhängigen Werte
2. Kostenbasierte Ansätze (Opportunitäts-, Vermeidungs-, Ersatz-, Wiederbeschaffungskosten)	<ul style="list-style-type: none"> • Schäden oder Funktionsverluste, die sich durch Wiederherstellungsmaßnahmen verringern/beheben lassen • Schätzung der Kosten zur Schadensverringerung/-beseitigung/-vermeidung als Schadensuntergrenze • (entgangene) direkte und indirekte Nutzwerte, die auf Märkten gehandelt werden
3. Produktionsfunktionsansatz	<ul style="list-style-type: none"> • Umwelt als Produktionsfaktor: der Wert der Inanspruchnahme ergibt sich aus den Änderungen im Produktionsprozess, die aus Umweltveränderungen

	<ul style="list-style-type: none"> resultieren • Schätzung der Substitutions- und Kompensationskosten aufgrund der Beziehung zw. der Nutzung der Umwelt und der Herstellung eines Produkts • direkte und indirekte Nutzwerte, die auf Märkten gehandelt werden
II. Methoden der offenbarten Präferenzen (indirekte Bewertungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft)	
1. Reisekostenmethode (Bruttoausgabemethode, Eintrittspreismethode, Gesamtaufwandsmethode)	<ul style="list-style-type: none"> • Erholungsnutzen von Naturlandschaften, ausgabenintensive Nutzungen • über Umfragen werden die Kosten, die Individuen bei einem Ausflug an einen Erholungsort entstehen als Ersatzgröße für den Erholungswert des Ortes genutzt • Ermittlung des Werts/der Wertminderung eines öffentlichen Gutes (Umwelt als nicht gehandeltes Marktgut) über das Nachfrageverhalten für marktlich gehandelte Güter • Nutzwerte, die nicht auf Märkten gehandelt werden
2. Hedonischer Preisansatz	<ul style="list-style-type: none"> • Einflüsse der Umweltqualität auf das Wohnumfeld und Grundstückspreise • Wert der Umweltkomponente wird durch eine Modellierung der Auswirkung aller Einflussfaktoren auf den Grundstückspreis festgehalten • Nutzwerte, die nicht auf Märkten gehandelt werden
III. Methoden der geäußerten Präferenzen (direkte Bewertungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft)	
1. Kontingente Bewertungsmethode	<ul style="list-style-type: none"> • Änderungen der Umweltqualität (Gesundheitsrisiken, Verringerung der Lebenserwartung, Zahlungsbereitschaft zum Erhalt der Biodiversität/unberührter Natur) • wenn Rückgriff auf individuelle Präferenzen nicht zielführend (z. B. weil individuellen Zahlungsbereitschaften sehr unterschiedlich, bei Informationsdefiziten, bei gesamtgesellschaftlich relevanten Risiken) • Erfragung der Zahlungsbereitschaften oder Entschädigungsforderungen der Betroffenen mittels Interviewtechniken • alle Nutzwerte und nutzungsunabhängigen Werte, nicht auf Märkten gehandelt
2. Choice-Modelling (auch attributbasierte Bewertungsansätze; Conjoint-Analysis, Choice-Experimente)	<ul style="list-style-type: none"> • Umfragen zu einzelnen Attributen eines Ökosystems • Vorlage von verschiedenen Kombinationen von Attributen, woraus bevorzugte Kombination zu wählen oder eine Rangliste zu erstellen ist; jede Kombination ist an einen Preis gekoppelt, der die Zahlungsbereitschaft wiedergibt • alle Nutzwerte und nutzungsunabhängigen Werte, die nicht auf Märkten gehandelt werden sowie Nutzwerte, die nicht auf Märkten gehandelt werden
3. Kontingentes Verhalten (Contingent Behaviour)	<ul style="list-style-type: none"> • Untersuchung des künftigen Reiseverhaltens angesichts geplanter Umweltveränderung, Veränderung der Reisekosten als Wertschätzung der Umweltveränderung • Umfragen, Erweiterung der Reisekostenmethode
Benefit Transfer	<ul style="list-style-type: none"> • Nutzung vorhandener Informationen für die ökonomische Bewertung • Primärstudien über vergleichbaren Betrachtungsgegenstand, Übertragung der Ergebnisse aus anderen Ländern

Tabelle 48: Überblick über ökonomische Bewertungsansätze und -methoden, Quelle: (Kaltschmitt und Schebek 2015; UBA 2012)

- Überprüfung der Abdeckung unterschiedlicher Kostenkategorien: Die Kombination von verschiedenen Methoden kann zu Doppelzählungen und Überschätzungen der Kosten von Umweltschäden führen, was durch eine exakte Zuordnung der Kosten in die spezifischen Kostenkategorien zu vermeiden ist
- Offenlegung und Begründung normativer Annahmen, z.B. bei der Diskontierung künftiger erwarteter Kosten und Nutzen, dem Umgang mit Ungewissheit und Risiken
- Überprüfung der Ergebnisse. Durchführung von Sensitivitätsrechnungen, z. B. für verwendete Diskontraten, Risikoaversionsfaktoren
- Erklärung über Auslassungen: Qualitative Darstellung des Ausmaßes nicht ökonomisch bewertbarer Umweltschäden

7. Darstellung und Interpretation der Ergebnisse. Darstellung der Ergebnisse nach Schadensarten, Ausweisung der angewandten Bewertungsmethoden und Kostenarten

Berichterstattung:

Die Methodenkonvention 2.0 des Umweltbundesamts gibt für die Bewertung der Umweltkosten Formblätter vor, in denen allgemeine Angaben und spezifische Angaben zu den Schadenskategorien gemacht werden können.

Datenverfügbarkeit:

Je nach Fragestellung müssen unterschiedliche Informationsquellen zur Abschätzung der Umweltkosten herangezogen werden. Dazu gehören vorliegende Studien und Datenbanken wie RED (Review of Externalities Data), ENVALUE (Environmental Valuation Database), EVRI (The Environmental Valuation Reference Inventory), die Valuation Source List for the United Kingdom des Department of Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) oder Marktdaten aus der amtlichen Statistik, Benefits Tables der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission zur Bewertung marginaler Kosten durch Luftschadstoffemissionen und Tools wie EcoSenseLE und DSS-Ecopy.

Stärken und Schwächen:

- +Umfassende, transparente und standardisierte Vorgehensweise
- +Die Bewertung über Marktpreise ermöglicht eine (direkte/indirekte) Abbildung der „wirklichen“ Präferenzen ohne großen Datenerhebungsaufwand. Über geäußerte Präferenzen wird zudem eine Darstellung nicht-nutzungsabhängiger Werte möglich.
- +Liegen bereits Primärstudien zu vergleichbaren Betrachtungsgegenständen vor, ist eine Übertragung der Daten auf andere Orte möglich.
- Die Verfahren sowie die in der Bewertung enthaltenen Maßstäbe sind mit Problemen behaftet, die zu einer großen Varianz in den Ergebnissen führen können. Methodische Schwierigkeiten bestehen etwa bei der Eingrenzung der zu erfassenden Schadstoffe, Datensammlung, Monetarisierung von psychischen und physischen Umweltbelastungen, Abschätzung von Folgekosten oder Angabe der Eintrittswahrscheinlichkeiten von großen Störungen.
- Bei der Ermittlung der individuellen Zahlungsbereitschaften kommt es häufig zu einer Unterschätzung von Umweltbelastungen und Diskrepanz zwischen hypothetischer und tatsächlicher Zahlungsbereitschaft bzw. zwischen der Zahlungsbereitschaft und Entschädigungsforderungen. Die Qualität der Ergebnisse wird außerdem maßgeblich beeinflusst durch die Wahl der Erhebungsverfahren, das Umfragedesign, die Bereitstellung von komplexen Informationen, mögliches strategisches Verhalten und Rollenverhalten der Befragten.

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- Umweltbundesamt (2012): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten.
- Naturkapital Deutschland TEEB DE (2012): Naturkapital Deutschland: Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft.

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Für eine Analyse des Verkehrs aus gesellschaftlicher Sicht müssen alle externen Kosten und Nutzen berücksichtigt werden. In einer Metastudie für die EU-27 Mitgliedsländer wird ein Überblick über existierende Studien und spezifische Methoden zur Ermittlung der externen Kosten im Zusammenhang mit Unfällen, Luftverschmutzung, Lärm, dem Klimawandel, Upstream- und Downstream-Effekten (vor- und nachgelagerte Effekte, die alle Auswirkungen und Prozesse vor und nach der Nutzungsphase umfassen) und sonstigen Effekten (Flächennutzung, trennende Effekte, usw.) gegeben. U.a. wurden zur Ermittlung der externen Kosten für „Unfälle“, die Todesfälle, schwere oder leichte Verletzungen zur Folge haben, die externen Kosten für Auswirkungen auf die körperliche Gesundheit, administrative Unterstützung, Abwesenheit am Arbeitsplatz, neue Lebensplanung, psychologische Auswirkungen, langfristige körperliche Komplikationen, Verlust des Lebens, Gefühl von Trauer und Schmerz, Eigentumsschäden mit einem spezifischen Ansatz bemessen:

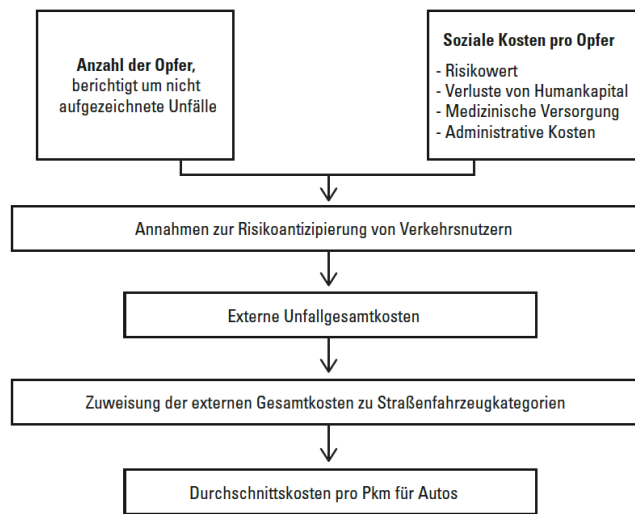


Abbildung 185: Ansatz zur Berechnung der externen Unfallkosten, Quelle: (Becker/Becker/Gerlach 2012)

Die Gesamtkosten für alle Länder beliefen sich auf 373 Milliarden € für das Jahr 2008, dies entspricht einem Betrag von 750 € für nicht internalisierte Verkehrskosten pro Einwohner der Europäischen Union pro Jahr, die von Dritten (Personen ohne Auto, aus anderen Ländern, spätere Generationen) getragen werden müssen.

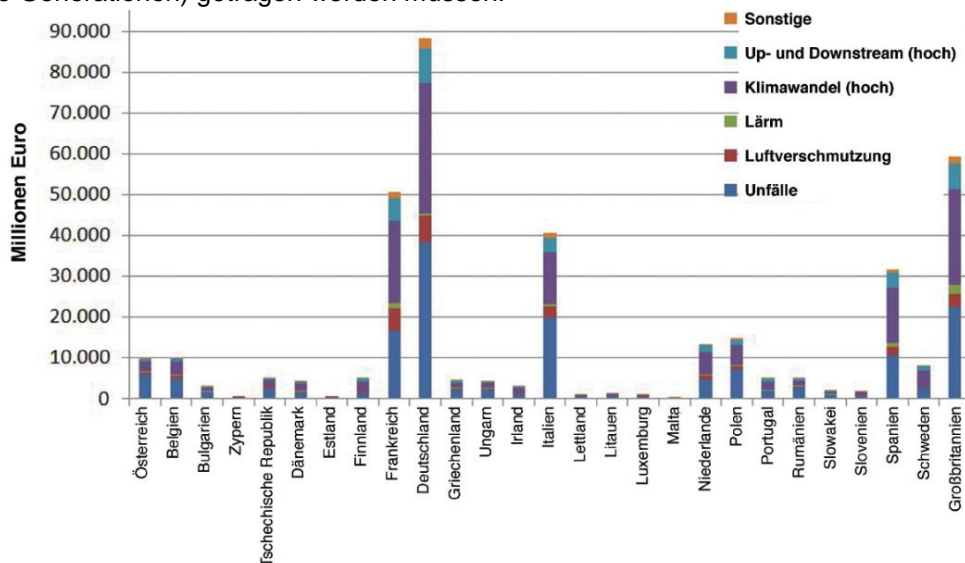


Abbildung 186: Externe Gesamtkosten für Autos für 2008 nach Ländern, Quelle: (Becker/Becker/Gerlach 2012)

Ein wichtiger Wert bei der Schätzung von Umweltkosten sind die Klimafolgeschäden, die bei der Bewertung der Energieerzeugung aus fossilen Brennstoffen den Großteil der Kosten bilden. Aus vorliegenden Studien zu Schadens- und Vermeidungskosten empfiehlt das Umweltbundesamt einen Best-Practice-Kostensatz in Höhe von 80 €₂₀₁₀/t CO₂.

	Klimakosten in EUR ₂₀₁₀ / t CO ₂		
	Kurzfristig 2010	Mittelfristig 2030	Langfristig 2050
Unterer Wert	40	70	130
Mittlerer Wert	80	145	260
Oberer Wert	120	215	390

Abbildung 187: UBA Empfehlung zu den Klimakosten (in €₂₀₁₀ / t CO₂), Quelle: (UBA 2013)

Stromerzeugung durch	Luftschadstoffe	Treibhausgase	Umweltkosten gesamt
	Eurocent ₂₀₁₀ pro Kilowattstunde _{elektrisch}		
Braunkohle	2,07	8,68	10,75
Steinkohle	1,55	7,38	8,94
Erdgas	1,02	3,90	4,91
Öl	2,41	5,65	8,06
Erneuerbare Energien			
Wasserkraft	0,14	0,04	0,18
Windenergie	0,17	0,09	0,26
Photovoltaik	0,62	0,56	1,18
Biomasse*	2,78	1,07	3,84

Abbildung 188: Umweltkosten der Stromerzeugung nach Energieträgern; *nach Erzeugungsanteilen gewichteter Durchschnittswert für Biomasse gasförmig, flüssig, fest, Haushalte und Industrie, Bandbreite von 0,3-7,2 Cent/kWh, Stand 2010, Quelle: (UBA 2017)

Nutzen durch den Erhalt von Grünland: Annahme I beruht auf unterschiedlichen Zahlungsbereitschaften, Annahme II auf unterschiedlichen Kostensätzen zur Vermeidung einer t CO₂, Annahme III auf unterschiedlichen Kosten-Wirkungs-Relationen für die Vermeidung eines kg N.

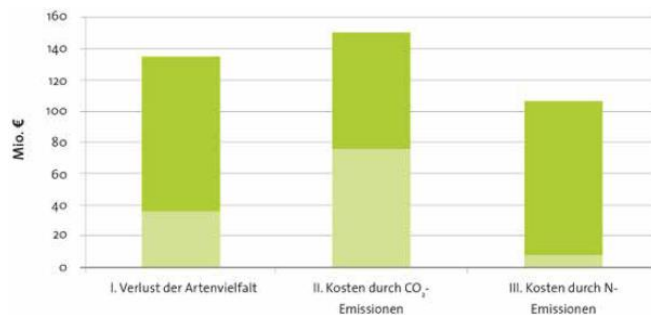


Abbildung 189: Gesellschaftlicher Nutzen für den Erhalt von 5 Prozent des Grünlandes in Deutschland; Annahme A (hellgrün)=Vermeidungskosten von 20 €/t CO₂, Annahme B (dunkelgrün)=Vermeidungskosten von 40 €/t CO₂, Quelle: (TEEB DE 2016 nach Matzdorf und Reutter 2014)

Die Kosten durch den Klimawandel betragen jährlich bis zu 20 Prozent des globalen Bruttoinlandsprodukts. Im Jahr 2014 hat die Nutzung fossiler Energieträger zur Erzeugung von Strom in Deutschland Umweltkosten in Höhe von ca. 47 Milliarden € verursacht.

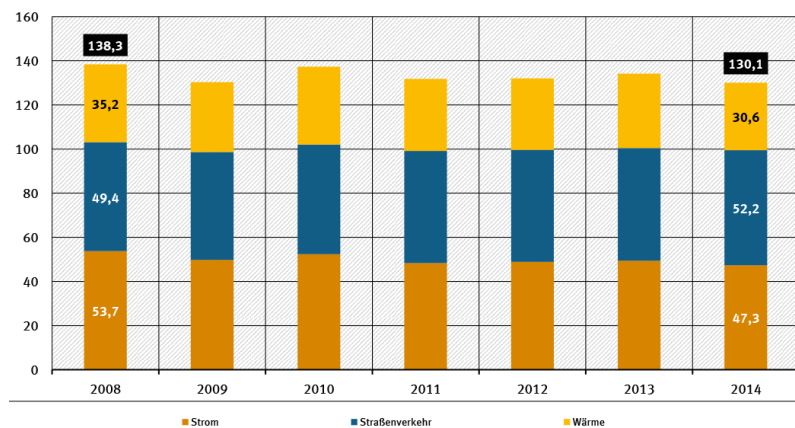


Abbildung 190: Umweltkosten durch Treibhausgase und Luftschadstoffe für Strom- und Wärmeerzeugung sowie Verkehr; basierend auf der Kaufkraft 2010 [Mrd. €], Quelle: UBA (2017)

Literaturverzeichnis

Brockmann, Christiane; Hansjürgens, Bernd; Hickel, Christian; Kühling, Wilfried; Lahl, Uwe et al. (2015): Elemente von Umweltbewertungsmethoden. In: Martin Kaltschmitt und Liselotte Schebek (Hg.): Umweltbewertung für Ingenieure. Berlin, Heidelberg, S. 43-172.

Matzdorf, Bettina, Reutter, Michaela (2014): Leistungen des Grünlandes - eine Auseinandersetzung mit dem Konzept der Ökosystemleistungen im Bereich der Landwirtschaft. In: Schröter-Schlaack, Christoph; Wittmer, Heidi; Mewes, Melanie; Schniewind, Imma (Hg.) (2014): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop IV: Landwirtschaft. BfN-Skripten 359, S. 45 - 60.

Naturkapital Deutschland TEEB DE (2012): Naturkapital Deutschland: Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft - Eine Einführung.

Naturkapital Deutschland TEEB DE (2016): Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen. Grundlagen für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung.

Pigou, Alfred C. (1920): The economics of welfare. London.

Rogall, Holger (2008): Ökologische Ökonomie. Wiesbaden.

Umweltbundesamt (UBA) (2012): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten.

Umweltbundesamt (UBA) (2013): Schätzung der Umweltkosten in den Bereichen Energie und Verkehr. Empfehlungen des Umweltbundesamtes.

Umweltbundesamt (UBA) (2017): Gesellschaftliche Kosten von Umweltbelastungen. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/daten/umwelt-wirtschaft/gesellschaftliche-kosten-von-umweltbelastungen#textpart-1>, zuletzt aktualisiert am 03.08.2017, zuletzt geprüft am 03.08.2017.

Beteiligungsformate- und verfahren, „soziale Bewertungsmethoden“

Zielgruppe:

- Geistes- und Sozialwissenschaft
- Ingenieurwissenschaft
- Pädagogik
- Naturwissenschaft
- Wirtschaftswissenschaft

Betrachtungsgegenstand:

- Nation/Raumeinheit
- Unternehmen/Organisation
- Prozess
- Produkt/Dienstleistung
- Person/Lebensstil

Kurzbeschreibung:

Prozess- und dialogorientierte Verfahren zur Bewertung von Präferenzen, Untersuchung der Bildung von Präferenzen und Beteiligung von Anspruchsgruppen oder der Öffentlichkeit

Methodik:

Die Ansätze zur ökonomischen Bewertung von nicht-handelbaren Gütern (z.B. Umweltgütern und -leistungen) beruhen auf den offenbarten bzw. geäußerten Präferenzen der Wirtschaftssubjekte. Deliberative Verfahren stellen eine Kombination aus ökonomischen Bewertungs- und gesellschaftlichen Teilnahmeverfahren dar. Sie eröffnen Interessierten und Betroffenen Möglichkeiten zur Information, Mitsprache oder Mitbestimmung an Entscheidungen von öffentlichem Interesse. Wesentliche Motive für die Durchführung von Teilnahmeverfahren sind die systematische Erfassung von Wissen als Beratungsleistung oder die Bewertung von Sachverhalten. Besondere Anforderungen ergeben sich in diesem Zusammenhang aus dem Umgang mit Wertpluralismus, Inkommensurabilität, nicht-menschlichen Werten („Eigenwerten“) und sozialer Gerechtigkeit. Die Ergebnisse können Eingangsparemeter für weitergehende Untersuchungen, etwa zur Konstruktion von Szenarien, für Kosten-Nutzen-, Kosten-Wirksamkeits- und Multi-Kriterien-Analysen darstellen.

Dimensionen:

Nachhaltige Entwicklung impliziert den Ausgleich von verschiedenen Interessen und Ansprüchen. Im Zentrum steht das Wirkungsgefüge Mensch, Umwelt und Gesellschaft.

Anwendungsmöglichkeiten:

- Möglichkeiten zur Partizipation an Projektvorhaben, Planungsprozessen oder der Politikgestaltung unterstützen die Entscheidungsfindung. Dialogorientierte Verfahren bzw. kombinierte Ansätze mit repräsentativen, deliberativen und direktdemokratischen Elementen kommen gleichermaßen auf politischer Ebene zum Einsatz bei der Bestimmung sozialer Werte der Natur bzw. von Ökosystemleistungen im Hinblick auf die Erarbeitung von Strategien, Leitbildern, strategischen Konzepten oder Rechtsakten wie auch im Zusammenhang mit Plänen, Programmen und Projekten von Organisationen. So sind Verfahren zur Öffentlichkeitsbeteiligung zentrale Bestandteile von Industrie- und Infrastrukturprojekten.
- Neben der Vermittlung und dem Erwerb von Wissen, ist die Identifikation der Beteiligten mit einem Vorhaben ein wesentliches Motiv zur Durchführung von Teilnahmeverfahren.
- Eine frühzeitige Beteiligung kann zur Vermeidung von Verzögerungen und finanziellen Verlusten und Rechtsstreitigkeiten beitragen, da Interessenkonflikte in einem frühen Stadium Berücksichtigung finden.

Rückblick:

Viele vergangene politische Beschlüsse vor dem Hintergrund nachhaltiger Entwicklung trugen zur Stärkung der Öffentlichkeitsbeteiligung in öffentlichen Entscheidungsprozessen bei (z.B. Rio-Deklaration/Lokale Agenda 21, Charta von Aalborg, EU Wasserrahmenrichtlinie, EU Strategie für Nachhaltige Entwicklung). Hervorzuheben ist die Aarhus-Konvention als internationales Übereinkommen zur Regelung des Informationszugangs, des Rechts auf Öffentlichkeitsbeteiligung an Entscheidungsverfahren sowie des Zugangs zu Gerichten in Umweltangelegenheiten. Die Konvention wurde im Rahmen der Vereinten Nationen (UN) bzw. der UN/ECE (United Nations Economic Commission for Europe) verhandelt und 1998 im Rahmen der vierten Pan-Europäischen Ministerkonferenz "Umwelt für Europa" angenommen. In Deutschland stellt v.a. die kommunale Ebene Leitlinien und Best Practice Beispiele zur Öffentlichkeitbeteiligung bereit. Eine zunehmende Institutionalisierung findet jedoch auch auf Bundesebene statt. So verabschiedete die Bundesregierung 2012 das „Gesetz zur Verbesserung der Öffentlichkeitsbeteiligung und Vereinheitlichung von Planfeststellungsverfahren“. Im gleichen Jahr wurde im Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) ein Referat für Bürgerbeteiligung geschaffen. Des Weiteren hält der 2013 unterzeichnete Koalitionsvertrag der 18. Legislaturperiode zwischen CDU, CSU und SPD die Stärkung der Bürgerbeteiligung fest. Aktuelle Beispiele sind der Bundesverkehrswegeplan des Bundesverkehrsministerium (2016), der Dialog der Bundesregierung „Gut leben in Deutschland“ (2015/2016), das Internetforum zum Abschlussbericht der Endlagerkommission des Deutschen Bundestages (2016), der Bürgerdialog „GesprächStoff: Ressourcenschonend eben“ des BMUB (2017).

Betrachtungsbereich:

Gesellschaftlich relevante Themen bzw. Projekte oder Vorhaben im öffentlichen Bereich

Beschreibung und Ausführung:

Mittels verschiedener Beteiligungsformate sollen Anspruchsgruppen die Gelegenheit erhalten, ihre Meinungen und Bedürfnisse zu äußern oder an Lösungsvorschlägen mitzuarbeiten. Die Möglichkeiten der Beteiligung umfassen (1) die reine Information mit wenigen Mitwirkungsmöglichkeiten am Entscheidungsprozess und einer einseitigen Kommunikation (z.B. Informationsveranstaltungen, Aushänge, Flyer), (2) die Konsultation, mit Möglichkeiten zur Stellungnahme und Meinungsäußerung (z.B. Internet-Foren, Befragungen, Bürgerversammlungen) und (3) die Kooperation, die aktive Beteiligung von Anspruchsgruppen an der Entwicklung eines Vorhabens, seiner Ausführung und Umsetzung (z.B. Mediation, runder Tisch, Planungszelle). Auch die Übergänge zwischen sozialwissenschaftlichen und ökonomischen Methoden zur gesellschaftlichen Bewertung von Umweltgütern sind fließend.

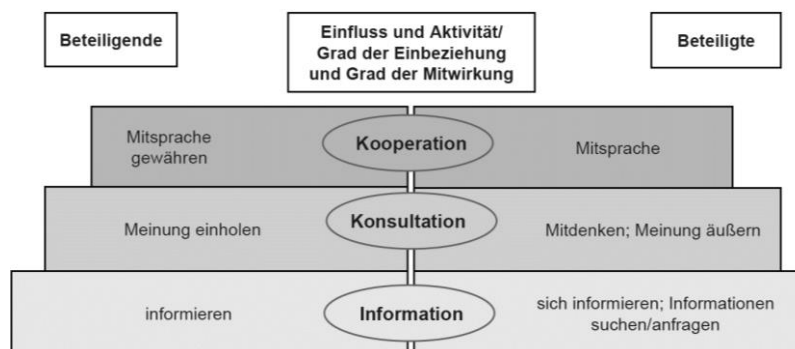


Abbildung 191: Stufen der Beteiligung, Quelle: (BMVI 2014)

Beteiligungsformate werden in formale und informelle Beteiligungsverfahren unterschieden. Zu den formalen Verfahren gehören jene, die durch Gesetze vorgegeben sind. Ablauf, Teilnehmerkreis, Umfang der Beteiligungsrechte sowie Verbindlichkeit der Entscheidungen sind festgelegt. Die Beteiligungsmöglichkeiten reichen von Informations- und Stellungnahme- bis zu Antrags- und Einspruchsrechten. Im Ergebnis liegt zumeist eine behördliche Entscheidung vor (z. B. Bescheid, Raumordnungsplan, -programm), deren Umsetzung wiederum gesetzlich geregelt ist. Informelle Beteiligungsverfahren unterliegen keinen solchen Vorgaben, sondern werden fallbezogen und eigenverantwortlich gestaltet und basieren auf Freiwilligkeit. Die gemeinsame Aufgabenbearbeitung hat zumeist eine konsensuale Lösung und Umsetzung zum Ziel. Teilnehmerkreis, Arbeitsweise und zu vereinbarende Regeln werden von den Mitwirkenden meist selbst und kooperativ geregelt. Je nach eingesetztem Verfahren besteht eine Verpflichtung zur Umsetzung der erarbeiteten Ergebnisse. Informelle Verfahren können formale Verfahren ergänzen oder eigenständig durchgeführt werden.

<i>formale Verfahren</i>	<i>informelle Verfahren</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Verfahren zur Genehmigung von Projekten oder zur Vorbereitung von Gesetzen • Planungsverfahren der Raumordnung zur Erstellung von Flächenwidmungsplänen • Verfahren zur Erstellung von Regionalentwicklungskonzepten oder sektoralen Programmen (z. B. Verkehrsplanungen) • Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVP)/Strategische Umweltprüfungen (SUP) bei Plänen und Programmen 	<ul style="list-style-type: none"> • Beteiligungsverfahren zur Entwicklung von Politiken, Strategien oder Aktionsplänen • lokale/regionale Entwicklungsprozesse (z. B. Lokale Agenda 21-Prozesse) • Prozesse zur Bearbeitung von Konflikten wie Mediationsverfahren oder Runde Tische

Tabelle 49: Beispiele für formale und informelle Beteiligungsverfahren, Quelle: (Lebensministerium 2012)

Politische Beratungsprozesse streben eine verstärkte Einbindung der Öffentlichkeit in demokratische Prozesse und die Offenlegung von Präferenzen und Bedürfnissen an. Neben der Stärkung der Partizipation stehen das Einbringen des Wissens der Anspruchsgruppen in den politischen Prozess sowie die Konsensfindung im Mittelpunkt. In Gruppen werden in einem mehrstündigen oder mehrtägigen Prozess politische Optionen diskutiert. Beispiele sind:

- **Fokusgruppen:** Zur Ermittlung der Standpunkte der Teilnehmer zu bestimmten Themen oder um herauszufinden, wie sie interagieren, wenn sie diese diskutieren. Ähnlich sind Gruppentiefeninterviews, jedoch treffen sich die Fokusgruppen häufiger und werden in geringerem Maß angeleitet, da der Schwerpunkt auf dem Diskurs an sich liegt.
- **Bürgerforen (Citizens' Jury):** Eine Auswahl von Bürgern diskutiert in der Gruppe bestimmte Themen, bspw. die Kosten und Nutzen von Umweltveränderungen. Sie besprechen auch die Aussagen von Experten und anderen Stakeholdern. Die Bewertung der Gruppenmeinungen erfolgt rein qualitativ.
- **Planungszellen:** Ähnlich wie in Bürgerforen werden mehrerer kleine Gruppen mit etwa fünf Teilnehmern gebildet, ggf. mit wechselnder Zusammensetzung. Diese diskutieren etwa eine Woche über ein Thema, abwechselnd mit Sitzungen im Plenum (25-80 Personen). Das Ziel besteht in der Konsensfindung zwischen den Beteiligten. Nach der Anhörung im Plenum berät die Bürgergruppe und entscheidet über Verfahren und Inhalte. Die Ergebnisse sind verbindlich.
- **Konsensuskonferenzen:** Bürger, Fachleute und Entscheider erarbeiten über eine Dauer von drei bis vier Tagen Kompromisse zu Themen von hoher gesellschaftlicher Relevanz. Vorbereitend findet häufig ein Bürgerforum mit allen Lagern in zwei Sitzungen statt, in dem Fragen erarbeitet werden, die in der späteren Konferenz von Experten beantwortet werden.

Mit deliberativen, partizipativen Verfahren soll über den Austausch von Argumenten Verständigung und Konsens bei politischen, normativen Fragen erreicht und kooperativ Lösungen gefunden werden. Sie sind ein Hybrid zwischen politischen Beratungsprozessen und ökonomischen

Methoden der geäußerten Präferenzen. Mit ihnen findet eine Monetarisierung von Präferenzen statt, wobei die Teilnehmer die Gelegenheit haben, ihre Wertvorstellungen in Gruppendiskussionen und mit Hilfe von umfangreichen Informationen zu reflektieren. Beispiele sind:

- **Bewertungsworkshop (Valuation-):** Die Gesprächsführung wird kombiniert mit bspw. Choice-Experimenten oder Zahlungsbereitschaftsanalysen, um eine aggregierte Zahlungsbereitschaft z.B. für ein Umweltgut zu erhalten. In Gruppen mit etwa zehn bis fünfzehn Teilnehmern wird die zu bewertende Umweltveränderung von einem Moderator und von Experten vorgestellt. Nach intensiver Diskussion äußert jeder Teilnehmer individuell und anonym in einem Fragebogen seine Zahlungsbereitschaft.
- **Marktstandmethode (Market Stall):** Erweiterung des Bewertungsworkshops. Die Teilnehmer werden nach der ersten Sitzung dazu angeregt ihre geäußerten Präferenzen zu diskutieren. Einige Tage später werden in einer zweiten Sitzung, postalisch oder telefonisch die Zahlungsbereitschaften erhoben.

Welches Verfahren durchgeführt wird, hängt, neben der Art des Beteiligungsverfahrens, wesentlich von der Bereitschaft der Entscheidungsträger, der Anzahl der Teilnehmer, der verfügbaren Zeit sowie der angestrebten Stufe der Beteiligung ab. Möglich ist auch eine Kombination mehrerer Methoden oder die Anwendung einzelner Elemente einer Methode.

<i>Information</i>	<i>Konsultation</i>	<i>Kooperation</i>
<ul style="list-style-type: none"> • Bürgerversammlung • Epesos-Modell • National/Local Issues Forum • Szenario-Workshops/-Konferenz • Workshop 	<ul style="list-style-type: none"> • 21st Century Town Meetings/Summit • Agenda Konferenz • Aktivierende Befragung • Bewertungsworkshop • Bürgerforum/Bürgerpanel (Citizens' Jury/Citizens' Panel) • Bürgerrat (Creative Insight Council) • Bürgerversammlung • Delphi-Befragung • Dialog • Epesos-Modell • Fish Bowl • Fokusgruppe • Internetforum • Konsensuskonferenz/Bürgerkonferenz/Bürgerberatungsgruppe (Citizen Advisory Group) • Marktstandmethode (Market Stall)/Deliberative Polling/„Meetings of Citizens) • Neo-Sokratischer Dialog • Open Space Konferenz • Planspiel • Systemisches Konsensieren • Workshop • World Café 	<ul style="list-style-type: none"> • Agenda Konferenz • Anwaltsplanung • Appreciative Inquiry • Bürgerhaushalt/Quartierfonds • Charrette (Perspektivenwerkstatt) • Community Organizing • Dragon Dreaming • Dyade • Dynamic Facilitation • Epesos-Modell • Gewaltfreie Kommunikation • Holacracy • Konsensuskonferenz/Bürgerkonferenz/Bürgerberatungsgruppe (Citizen Advisory Group) • Kooperativer Diskurs • Laddering • Mediation • Open-Space-Konferenz • Planning for Real • Planspiel • Planungszellen/Bürgergutachten • Runder Tisch • Soziokratie • SUP am runden Tisch • Systemisches Konsensieren • THANCS • World Café • Zukunftskonferenz • Zukunftswerkstatt

Tabelle 50: Auswahl prozess- und gruppenbasierter Ansätze und Methoden, Quelle: (partizipation.at 2017; Nanz und Fritsche 2012)

Eine frühe Öffentlichkeitsarbeit beugt zeitlichen und finanziellen Verlusten vor. Die VDI 7000 ist ein Standard für die Beteiligung von Anspruchsgruppen an der Entwicklung von Industrie- und Infrastrukturprojekten. Die einzuhaltenden Schritte für eine frühe Öffentlichkeitsbeteiligung sind hiernach:

1. Strukturen und Kompetenzen aufbauen. Vorbereitend findet für die Zusammenführung von Öffentlichkeitsbeteiligung und Projektentwicklung eine Analyse der Anspruchsgruppen und Themenfelder statt. Die daraus gewonnenen Erkenntnisse dienen intern zur Klärung von Handlungsspielräumen und Möglichkeiten sowie Planung der Beteiligungsprozesse und Kommunikation.

2. Öffentlichkeit strukturiert beteiligen. Festlegung der Inhalte, Prozessschritte, Fakten und Bewertungskriterien des Dialogverfahrens. Einbindung der Anspruchsgruppen in die Projektplanung und Entwicklung der Antragsvarianten.

3. Genehmigungsverfahren unterstützen. Durchführung des gesetzlich geregelten Genehmigungsverfahrens einschließlich fachlicher und juristischer Überprüfung des Projekts durch die Genehmigungsbehörde. Beteiligung der Öffentlichkeit zur Lösung möglicher Konflikte.

4. Bauphase und Projekt begleiten. Neben der Organisation der Information und Medienarbeit vor Ort, müssen das Stakeholder-Management und die Krisenkommunikation sichergestellt werden. Zur Beteiligung der Anspruchsgruppen während der Bauphase und im späteren Normalbetrieb werden kontinuierlich Nachbarschaftsdialoge durchgeführt und organisationales Lernen praktiziert.

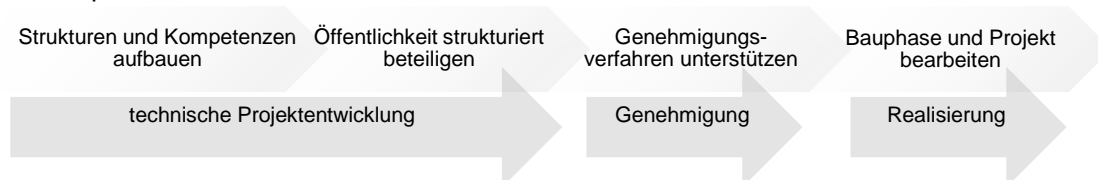


Abbildung 192: Ablaufdiagramm Öffentlichkeitsbeteiligung, Quelle: (VDI 7000 2015)

Berichterstattung:

Die VDI empfiehlt den Aufbau eines Berichtswesens mithilfe eines Projekthandbuchs, in dem die Erkenntnisse und Ergebnisse dokumentiert werden. Bei vielen Methoden ist die Kommunikation der Ergebnisse an die Teilnehmer oder die Öffentlichkeit ein integraler Bestandteil des Verfahrens.

Datenverfügbarkeit:

In den meisten Fällen werden Primärdaten erhoben.

Stärken und Schwächen:

+Gesellschaftliche Entwicklungen (u.a. Vertrauensverlust in Organisationen und Personen, Individualisierungstendenz, Heterogenität sozialer Gruppen, Zugang zu Wissen und Vernetzungsmöglichkeiten durch das Internet) fördern das Bedürfnis nach Teilhabe an öffentlichen Entscheidungsprozessen. Soziale Bewertungsansätze und Beteiligungsverfahren eröffnen Möglichkeiten zur Zusammenführung gesellschaftlicher und institutioneller Belange.

+Deliberative Verfahren wirken den Kritikpunkten an der klassischen Erhebung von Zahlungsbereitschaften (z.B. über die kontingente Bewertungsmethoden) entgegen. Der Ausgangspunkt sind nicht bestehende Präferenzen, sondern deren Konstruktion unter Berücksichtigung der Multidimensionalität von Interessen und Neigungen.

–Prozess- und gruppenbasierte Ansätze stoßen auf ihre Grenzen: bei einer fehlenden Bereitschaft zur Beteiligung, einer mangelnden Unterstützung seitens der Politik, dem Fehlen von Handlungs- und Gestaltungsspielräumen, der Missachtung gesetzlich geregelter Standards

und Grenzwerte, dem Ausschluss sozialer Gruppen sowie beim Vorliegen unvereinbarer Positionen. Werden die Beteiligungsmöglichkeiten nicht frühzeitig geklärt, entstehen Missverständnisse und Enttäuschungen aus unerfüllten Erwartungen.

–Gefahr der Instrumentalisierung von Beteiligungsverfahren (öffentliche Darstellung gemeinsamer Lösungen als Erfolg anderer, selektive, unvollständige oder unsachgemäße Verwertung der Ergebnisse, Prozess als „Hinhaltetaktik“ bzw. Scheinprozess usw.)

Normen und Standards / Arbeitshilfen und weiterführende Informationen:

- VDI 7000:2015, Frühe Öffentlichkeitsbeteiligung bei Industrie- und Infrastrukturprojekten
- VDI 7001:2014, Kommunikation und Öffentlichkeitsbeteiligung bei Planung und Bau von Infrastrukturprojekten
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Lebensministerium) (2012): Arbeitsblätter zur Partizipation.
- Nanz, Patrizia; Fritsche, Miriam (2012): Handbuch Bürgerbeteiligung.
- www.partizipation.at, Methoden, Fallbeispiele, Standards der Öffentlichkeitsarbeit

Anschauungsbeispiele aus der Praxis:

Für die Implementierung von erneuerbaren Energieträgern ist ein Ausbau der Übertragungsnetze notwendig. Dieser stößt lokal häufig auf großen Widerstand. In dem Forschungsprojekt Demoenergie wurden informelle und formale Verfahren miteinander verknüpft und untersucht, ob und wie Bürgerbeteiligungsprozesse strukturelle Konflikte beim Netzausbau lösen können. Die Planung von Stromtrassen fand in Zusammenarbeit in einer Kleingruppe zufällig ausgewählter Bürger und anderen Stakeholdern statt, außerdem wurden öffentliche Veranstaltungen für die Gesamtbevölkerung abgehalten.

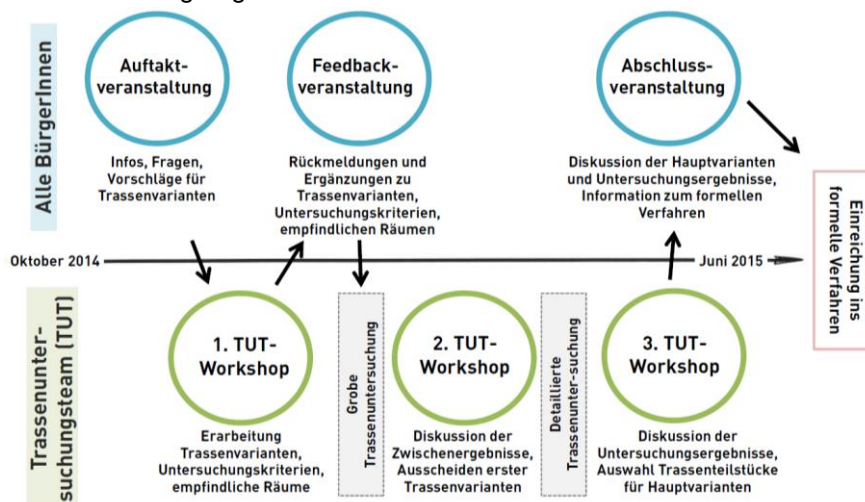


Abbildung 193: Beteiligungsdesign in Windischeschenbach, Quelle: (Molinengo und Danelzik 2015)

Die entwickelten Trassenvarianten wurden anhand zuvor festgelegter Kriterien durch die Umweltplaner in Form von Bewertungstabellen miteinander verglichen und im Raumordnungsverfahren eingereicht.

UMWELTFACHLICHE KRITERIEN	Variante 1	Variante 2	Variante 3
Baumbestand von Variante 1 im Vergleich zu Variante 3 fällt unter Beachtung der zuvor genannten Vorteile weniger stark ins Gewicht.			
Schutzgut Landschaft			
Querungslänge Landschaftsbildeinheiten mit sehr hoher Bedeutung (m)	4.847	7.524	7.533
Querungslänge Bereiche mit hoher visueller Empfindlichkeit (m)	495	220	205
Querungslänge Landschaftsschutzgebiete (m)	6.997	10.558	4.612
Querungslänge bedeutsame Kulturlandschaften (m)	1.975	1.975	681
Querungslänge Naturparke (m)	12.325	15.376	8.369
<i>Zusammenfassung:</i> Variante 1 besitzt einen Vorteil gegenüber den übrigen Varianten aufgrund der wesentlich geringeren Beeinträchtigung von Landschaftsbildeinheiten mit sehr hoher Bedeutung, sodass die geringfügig höhere Querungslänge von Bereichen mit hoher visueller Empfindlichkeit weniger stark ins Gewicht fällt.			

Abbildung 194: Bewertungstabelle zum Schutzgut Landschaft; rot=Kriterium von hoher Bedeutung, gelb=Kriterium von mittlerer Bedeutung, grün=Kriterium von geringer Bedeutung, Quelle: (Molinengo und Danelzik 2015)

Die Durchführung formaler und informelle Beteiligungsprozesse zur Entwicklung und Realisierung von Projekten und Konzepten ist in den Bereichen Energiewende, Stadtentwicklung und Klimaschutz auf der kommunalen Ebene sind fest verankert.

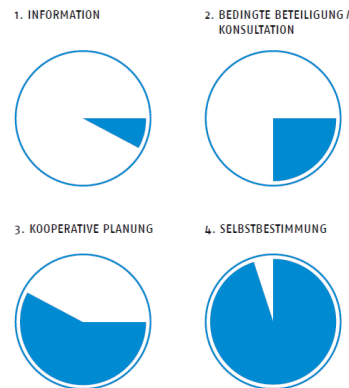


Abbildung 195: Grad der Bürgerbeteiligung in Kommunen, Quelle: (VKU 2016)

Zur Entwicklung von Varianten gehen informelle Verfahren häufig formalen voran. Die Grundlagen der Freiraumentwicklung in Dortmund bilden ein Freiraumentwicklungsprogramm und ein Radial-Konzentrisches Freiraummodell. Weitere planerische Instrumente decken jeweils verschiedene räumliche und inhaltliche Schwerpunkte ab.

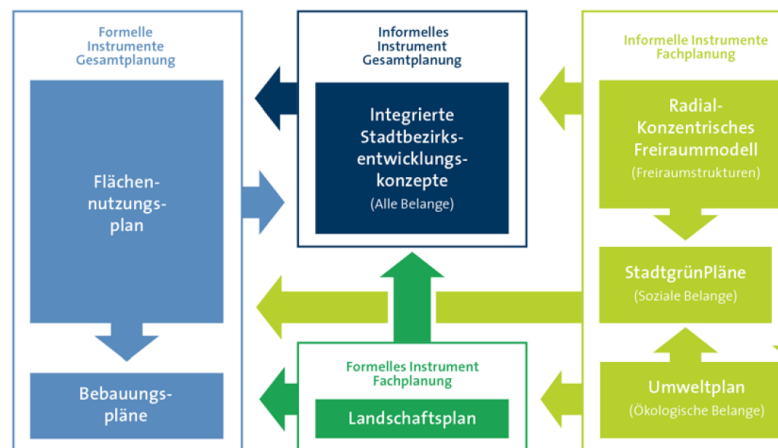


Abbildung 196: Zusammenwirken formeller und informeller Instrumente zur Freiraumentwicklung: Stadt Dortmund, Quelle: (TEEB DE 2016)

Ergebnisse der Themenfeldanalyse des Bürgerratschlags zum Thema „Ressourcenschonend leben“. Beteiligungsprozesse auf Bundesebene unterscheiden sich im Vergleich zu kommunalen Verfahren v.a. in der Komplexität der Fragestellung, der einzubeziehenden Akteure, der Entscheidungsträger und der Bekanntmachung des Beteiligungsangebots.

1	2	3	4	5	6
Verpackung & Abfallvermeidung	Verkehr, Tourismus & Freizeit	Kleidung & Textilien	IT & Telekommunikation	Bauen & Wohnen	Sonstiges & schnittsthe
1.1 Recycling, Pfand/Mehrweg und Mülltrennung	2.1 ÖPVN und Fahrradinfrastruktur	3.1 Einheitliche Produktkennzeichnung	4.1 Energie- und ressourceneffiziente Produktion und Nutzung	5.1 Energie- und ressourcenschonende Bauweise	6.1 Konsum Nachhaltig
1.2 Verpackungsvermeidung	2.2 Car-Sharing, E-Mobilität, Dienstwagenprivileg	3.2 Erhöhung von Qualität und Lebensdauer	4.2 Reparatur	5.2 Teilen und Wiederverwendung	6.2 Informativermittlu
1.3 Abfallvermeidung	2.3 Umweltbilanz von Mobilität und Flugreisen	3.3 Mehr Second Hand und Wiederverwertung	4.3 Produktlebensdauer/Geplante Obsoleszenz	5.3 Flächenverbrauch	6.3 Nutzungs- und Langleb
1.4 Alternativen zu Plastik	2.4 Lokale Alternativen	3.4 Verbesserte Informationsvermittlung	4.4 Standardisierung	5.4 Besteuerungsstrategie	6.4 Lebens- und Landwirt
1.5 Bewusstseinsbildung	2.5 Bewusstseinsbildung		4.5 Recycling		6.5 Energ
1.6 Langlebigkeit durch Reparatur und Weiterverwendung	2.6 Gütertransport		4.6 Produktkennzeichnung		

Abbildung 197: Ergebnisse auf Ebene der Themenfelder und Diskussionspunkte in der Reihenfolge ihrer Gewichtung (links nach rechts, oben nach unten), Quelle: (UBA 2017)

Literaturverzeichnis

Brockmann, Christiane; Hansjürgens, Bernd; Hickel, Christian; Kühling, Wilfried; Lahl, Uwe (2015): Elemente von Umweltbewertungsmethoden. In: Martin Kaltschmitt und Liselotte Schebek (Hg.): Umweltbewertung für Ingenieure. Berlin, Heidelberg, S. 43-172.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Lebensministerium) (2012): Arbeitsblätter zur Partizipation.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Lebensministerium): Partizipation.

Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) (2014): Handbuch für eine gute Bürgerbeteiligung.

Glaab, Manuela (Hg.) (2016): Politik mit Bürgern - Politik für Bürger. Praxis und Perspektiven einer neuen Beteiligungskultur. Wiesbaden.

Initiative Allianz für Beteiligung e.V. (2016): (Neu)Land gestalten! Methoden und Praxisbeispiele für Bürgerbeteiligung in kleinen Städten und Gemeinden.

Molinengo, Giulia; Danelzik, Mathis (2015): Bürgerbeteiligung zur Stromtrasse "Ostbayernring". Analyse des Beteiligungsdesigns und Evaluation. Forschungsprojekt Demoenergie.

Nanz, Patrizia; Fritsche, Miriam (2012): Handbuch Bürgerbeteiligung. Verfahren und Akteure, Chancen und Grenzen.

Naturkapital Deutschland TEEB DE (2016): Ökosystemleistungen in der Stadt. Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen.

Österreichische Gesellschaft für Umwelt und Technik (ÖGUT); Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Lebensministerium) (2005): Das Handbuch Öffentlichkeitsbeteiligung. Die Zukunft gemeinsam gestalten.

Umweltbundesamt (UBA); Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2017): Wie gelingt Bürgerbeteiligung auf Bundesebene? Erfahrungen aus dem Bürgerdialog „GesprächStoff: Ressourcenschonend leben“.

VDI 7000:2015-01, Frühe Öffentlichkeitsbeteiligung bei Industrie- und Infrastrukturprojekten.

Vehrkamp, Robert B.; Hierlemann, Dominik; Wohlfahrt, Anna (2012): Politik beleben, Bürger beteiligen. Charakteristika neuer Beteiligungsmodelle.

Verband kommunaler Unternehmen e.V. (VKU) (2016): Stadtwerke und Bürgerbeteiligung.

6. Fazit und Ausblick

Nachhaltigkeit und damit die Beachtung bzw. Wahrnehmung von Verantwortung gegenüber Umwelt und Gesellschaft wird bereits seit mehreren Jahren als Megatrend erkannt und anerkannt. Vorangetrieben durch die Veröffentlichung und Diskussion von aktuellen Zielen für eine nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen gewinnt das Thema derzeit noch an Bedeutung und erfasst alle Ebenen von Gesellschaft, Wirtschaft, Politik und Wissenschaft. Ursprünglich ausgelöst durch die Sorge um den Erhalt der natürlichen Lebensgrundlagen sowie das Mühen um Ressourcenschonung, Umwelt- und Klimaschutz geht es zunehmend auch um inter- und intragenerative Gerechtigkeit, den Erhalt sozialer und kultureller Werte sowie um betriebs- und volkswirtschaftliche Fragen. Die Auseinandersetzung mit der Nachhaltigkeitsthematik folgt nicht mehr nur imagegetriebenen Motiven, sie ist längst eine Managementaufgabe, deren Lösung über die Zukunftsfähigkeit von Unternehmen oder Produkten entscheidet. Nicht-Nachhaltigkeit wird zum neuen Risiko.

Der Megatrend Nachhaltigkeit steht in enger Wechselbeziehung mit weiteren wesentlichen Themen und Trends - u.a. der Globalisierung, Digitalisierung bzw. dem demografischen Wandel. Diese wiederum führen zur Suche nach Lösungen oder haben spezifische Auswirkungen, die hinsichtlich ihrer Konsequenzen für Umwelt, Gesellschaft und Wirtschaft zu untersuchen sind. Damit wird die Bewertung von Beiträgen zu einer nachhaltigen Entwicklung im Sinne einer Analyse ökologischer, sozialer und ökonomischer Auswirkungen von Entwicklungen und Entscheidungen zu einem hilfreichen Instrument der Beobachtung und Beeinflussung. Angeführt wird die Diskussion um Forschungsaktivitäten und Handlungsempfehlungen von existentiellen Fragen bezüglich der Sicherung der Lebensgrundlagen des Menschen. Da sich bei Nachhaltigkeit nicht um ein Einzelmerkmal, sondern um ein System sich in gegenseitiger Wechselbeziehung befindlicher Teilthemen handelt, lässt sich die Thematik schwer fassen.

Nach dem Prinzip „messen - bewerten - handeln“ (Grunwald und Kopfmüller, 2012, S. 76) unterstützt die Nachhaltigkeitsbewertung Entscheidungsträger bei der Entscheidungsfindung und der Steuerung von Aktivitäten (Maßnahmen, Programmen, Projekten usw.) in Richtung Nachhaltigkeit. Jedoch erschwert die Vielschichtigkeit und Undifferenziertheit des Nachhaltigkeitsbegriffs die Erarbeitung konsistenter Bewertungsansätze und Ableitung von Empfehlungen zur Um- oder Neugestaltung der bestehenden Strukturen. Zudem erfordert die Untersuchung realer Wirkzusammenhänge neben der Abbildung von Aspekten aus den drei Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales die Einbindung von konkurrierenden Werten und Zielen wie auch der Erfahrungen, Perspektiven und Wahrnehmungen unterschiedlicher Akteure. Vor diesem Hintergrund soll die Bereitstellung von Informationen zu den angesprochenen Themen sowie eines Angebots an ziel- und handlungsorientierten Hilfsmitteln dazu dienen, das Verständnis und die Umsicht der Leser bezüglich Nachhaltigkeit zu erhöhen und die Basis der integrativen Nachhaltigkeitsbewertung weiter zu verbreitern.

Die Nachhaltigkeitsbewertung liefert Hinweise, wie Entscheidungen in Richtung Nachhaltigkeit gelenkt werden können. Maßgeblich sind hierbei nicht nur eine Analyse der Folgen von Handlungen, sondern auch von Unterlassungen, ferner die Darstellung von negativen Auswirkungen wie auch positiven Effekten. Angesichts des diskursiven Charakters des Leitbilds sind die Zielsetzungen des gesellschaftlichen Wandels letztlich immer nur eine Momentaufnahme und

das Ergebnis eines steten Aushandlungsprozesses. Die Herangehensweise bei der Nachhaltigkeitsbewertung muss immer an den jeweiligen Betrachtungsgegenstand angepasst, die Bewertung in den jeweiligen Entscheidungsprozess integriert und die Handlungsmöglichkeit und Handlungsbereitschaft relevanter Akteure im Rahmen ihres Arbeits- und Verantwortungsbereiches betrachtet werden. Die Entwicklung der Nachhaltigkeitsbewertung seit ihren Anfängen um die Jahrtausendwende zeigt Fortschritte, insgesamt ist aber noch immer eine starke Vernachlässigung der sozialen Dimension festzustellen. Aktuell ereignen sich vielversprechende Aktivitäten in der Forschungsgemeinde zur Entwicklung eines integrierten, lebenszyklusbasierten Ansatzes zur Nachhaltigkeitsbewertung von Produkten, die weiter zu beobachten sind.

Anhang

Überblick über wichtige Normen im Nachhaltigkeitsbereich:

<i>Nachhaltiges Wirtschaften</i>
DIN CEN ISO/TS 14067, D DIN SPEC 35801:2014-09, Treibhausgase - Carbon Footprint von Produkten - Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung und Kommunikation (ISO/TS 14067:2013); Deutsche und Englische Fassung CEN ISO/TS 14067:2014.
DIN EN 15900:2010-10, Energieeffizienz-Dienstleistungen - Definitionen und Anforderungen; Deutsche Fassung EN 15900:2010.
DIN EN 16212:2012-11, Energieeffizienz- und -einsparberechnung - Top-Down- und Bottom-Up-Methoden; Deutsche Fassung EN 16212:2012.
DIN EN 16231:2012-11, Energieeffizienz-Benchmarking-Methodik; Deutsche Fassung EN 16231:2012.
DIN EN 16247-1:2012-10, Energieaudits - Teil 1: Allgemeine Anforderungen; Deutsche Fassung EN 16247-1:2012.
DIN EN 16247-2:2014-08, Energieaudits - Teil 2: Gebäude; Deutsche Fassung EN 16247-2:2014.
DIN EN 16247-3:2014-08, Energieaudits - Teil 3: Prozesse; Deutsche Fassung EN 16247-3:2014.
DIN EN 16247-4:2014-08, Energieaudits - Teil 4: Transport; Deutsche Fassung EN 16247-4:2014.
DIN EN 16247-5:2015-06, Energieaudits - Teil 5: Kompetenz von Energieauditoren; Deutsche Fassung EN 16247-5:2015.
DIN EN 16258:2013-03, Methode zur Berechnung und Deklaration des Energieverbrauchs und der Treibhausgasemissionen bei Transportdienstleistungen (Güter- und Personenverkehr).
DIN EN 16325:2016-01, Herkunftsnachweise bezüglich Energie - Herkunftsnachweise für Elektrizität; Deutsche Fassung EN 16325:2013+A1:2015.
DIN EN 16751:2014-07, Biobasierte Produkte - Nachhaltigkeitskriterien; Deutsche Fassung prEN 16751:2014.
DIN EN 16760:2016-02, Biobasierte Produkte - Ökobilanzen; Deutsche Fassung EN 16760:2015.
DIN EN 16887:2015-06, Leder - Ökologischer Fußabdruck - Produktkategorieregeln (PCR) - CO ₂ -Fußabdrücke; Deutsche und Englische Fassung prEN 16887:2015 (Entwurf).
DIN EN 60300-3-3:2014-09, Zuverlässigkeitsmanagement - Teil 3-3: Anwendungsleitfaden - Lebenszykluskosten (IEC 56/1549/CD:2014) (Entwurf).
DIN EN ISO 14001:2016-03, Umweltmanagementsysteme - Anforderungen mit Anleitung zur Anwendung; Berichtigung zu DIN EN ISO 14001:2015-11.
DIN EN ISO 14004:2016-08, Umweltmanagementsysteme - Allgemeine Leitlinien zur Verwirklichung (ISO 14004:2016); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14004:2016.
DIN EN ISO 14006:2011-10, Umweltmanagementsysteme - Leitlinien zur Berücksichtigung umweltverträglicher Produktgestaltung (ISO 14006:2011); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14006:2011.
DIN EN ISO 14021:2012-04, Umweltkennzeichnungen und -deklarationen - Umweltbezogene Anbietererklärungen (Umweltkennzeichnung Typ II) (ISO 14021:1999 + Amd 1:2011); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14021:2001 + A1:2011.
DIN EN ISO 14024:2001-02, Umweltkennzeichnungen und -deklarationen Umweltkennzeichnung - Typ I, Grundsätze und Verfahren (ISO 14024:1999); Deutsche Fassung EN ISO 14024:2000.
DIN EN ISO 14025:2011-10 Umweltkennzeichnungen und -deklarationen - Typ III Umweltdeklarationen - Grundsätze und Verfahren (ISO 14025:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14025:2011.
DIN EN ISO 14031:2013-12, Umweltmanagement - Umweltleistungsbewertung - Leitlinien (ISO 14031:2013); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14031:2013.
DIN EN ISO 14040:2009-11, Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14040:2006.
DIN EN ISO 14044:2006-10, Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14044:2006.
DIN EN ISO 14045:2012-10, Umweltmanagement - Ökoeffizienzbewertung von Produktsystemen - Prinzipien, Anforderungen und Leitlinien (ISO 14045:2012); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14045:2012.
DIN EN ISO 14046:2016-07, Umweltmanagement - Wasser-Fußabdruck - Grundsätze, Anforderungen und Leitlinien

(ISO 14046:2014); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14046:2016.
DIN EN ISO 14050:2010-08, Umweltmanagement - Begriffe (ISO 14050:2009); Dreisprachige Fassung EN ISO 14050:2010.
DIN EN ISO 14051:2011-12, Umweltmanagement - Materialflusskostenrechnung - Allgemeine Rahmenbedingungen (ISO 14051:2011); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14051:2011.
DIN EN ISO 14064-1:2012-05, Treibhausgase - Teil 1: Spezifikation mit Anleitung zur quantitativen Bestimmung und Berichterstattung von Treibhausgasemissionen und Entzug von Treibhausgasen auf Organisationsebene (ISO 14064-1:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14064-1:2012.
DIN EN ISO 14064-2:2012-05, Treibhausgase - Teil 2: Spezifikation mit Anleitung zur quantitativen Bestimmung, Überwachung und Berichterstattung von Reduktionen der Treibhausgasemissionen oder Steigerungen des Entzugs von Treibhausgasen auf Projektebene (ISO 14064-2:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14064-2:2012.
DIN EN ISO 14064-3:2012-05, Treibhausgase - Teil 3: Spezifikation mit Anleitung zur Validierung und Verifizierung von Erklärungen über Treibhausgase (ISO 14064-3:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14064-3:2012.
DIN EN ISO 19011:2011-12, Leitfaden zur Auditierung von Managementsystemen (ISO 19011:2011); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 19011:2011.
DIN EN ISO 19011:2012-05, Berichtigung - Leitfaden zur Auditierung von Managementsystemen (ISO 19011:2011); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 19011:2011; Berichtigung zu DIN EN ISO 19011:2011-12.
DIN EN ISO 50001:2001-12, Energiemanagementsysteme - Anforderungen mit Anleitung zur Anwendung (ISO 50001:2011); Deutsche Fassung EN ISO 50001:2011.
DIN EN ISO 9000:2015-11, Qualitätsmanagementsysteme - Grundlagen und Begriffe (ISO 9000:2015); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 9000:2015.
DIN EN ISO 9001:2015-11, Qualitätsmanagementsysteme - Anforderungen (ISO 9001:2015); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 9001:2015.
DIN EN ISO 9004:2009-12, Leiten und Lenken für den nachhaltigen Erfolg einer Organisation - Ein Qualitätsmanagementansatz (ISO 9004:2009); Dreisprachige Fassung EN ISO 9004:2009.
DIN EN ISO/IEC 17021-1:2015-11, Konformitätsbewertung - Anforderungen an Stellen, die Managementsysteme auditieren und zertifizieren - Teil 1: Anforderungen (ISO/IEC 17021-1:2015); Deutsche und Englische Fassung EN ISO/IEC 17021-1:2015.
DIN Fachbericht ISO TR 14062, Umweltmanagement - Integration von Umweltaspekten in Produktdesign und -entwicklung; Deutsche und Englische Fassung ISO/TR 14062:2002.
DIN ISO 13065:2014-10, Nachhaltigkeitskriterien für Bioenergie (ISO/DIS 13065:2014) (Entwurf).
DIN ISO 14015:2003-11, Umweltmanagement - Umweltbewertung von Standorten und Organisationen (UBSO) (ISO 14015:2001); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14015:2010.
DIN ISO 26000:2011-01, Leitfaden zur gesellschaftlichen Verantwortung (ISO 26000:2010).
DIN SPEC 35201:2015-04, Referenzmodell für die Entwicklung nachhaltiger Dienstleistungen.
DIN SPEC 79014:2015-05, Nachhaltigkeit in Sport und Freizeit - Nachhaltigkeitsmerkmale für Produkte und Dienstleistungen - Ermittlung, Priorisierung, Bewertung.
DIN EN ISO 14020:2002-02, Umweltkennzeichnungen und -deklarationen - Allgemeine Grundsätze (ISO 14020:2000); Deutsche Fassung EN ISO 14020:2001.
DIN-Fachbericht 107, Umweltmanagement - Ökobilanz - Anwendungsbeispiele zu ISO 14041 zur Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie zur Sachbilanz; Deutsche und Englische Fassung ISO/TR 14049:2000.
ISO/TR 14047:2012-08, Environmental management - Life cycle assessment - Illustrative examples on how to apply ISO 14044 to impact assessment situations.
ISO/TR 14049:2012-07, Environmental management - Life cycle assessment - Illustrative examples on how to apply ISO 14044 to goal and scope definition and inventory analysis.
ISO/TS 14048:2002-11, Environmental management - Life cycle assessment - Data documentation format.
PAS 1044:2004-07, Leistungsmessung und Bewertung des Beitrags zum nachhaltigen Wirtschaften.
VDI 2871-1:2017-01, Ganzheitliche Produktionssysteme - Führung.
VDI 2871-2:2016-12, Ganzheitliche Produktionssysteme - Führung - Methodenkatalog.
VDI 3330:2007-06, Kosten des Materialflusses.
VDI 3780:2000-09, Technikbewertung - Begriffe und Grundlagen.
VDI 3925-1:2016-09, Methoden zur Bewertung von Abfallbehandlungsverfahren.
VDI 3925-2:2016-08, Methoden zur Bewertung von Abfallbehandlungsverfahren - Beispielberechnungen.
VDI 4010:2016-02, Zuverlässigkeitsverbesserung in der Produktnutzungsphase (Entwurf).
VDI 4050:2001-09, Betriebliche Kennzahlen für das Umweltmanagement - Leitfaden zu Aufbau, Einführung und

Nutzung.
VDI 4055:2015-11, Betriebssicherheitsmanagement.
VDI 4070-1:2016-02, Nachhaltiges Wirtschaften in kleinen und mittelständischen Unternehmen - Anleitung zum nachhaltigen Wirtschaften.
VDI 4091:2006-01, Wirtschaften in Kreisläufen und Stoffstrommanagement - Methodikpapier.
VDI 4600:2012-01, Kumulierter Energieaufwand (KEA) - Begriffe, Berechnungsmethoden.
VDI 4600:2015-08, Kumulierter Energieaufwand - Beispiele.
VDI 4800-1:2016-02, Ressourceneffizienz - Methodische Grundlagen, Prinzipien und Strategien.
VDI 4800-2:2016-03, Ressourceneffizienz - Bewertung des Rohstoffaufwands.
VDI 4801:2016-02, Ressourceneffizienz in kleinen und mittleren Unternehmen (KMU) - Strategien und Vorgehensweisen zum effizienten Einsatz natürlicher Ressourcen (Entwurf).
VDI 2884:2005-12, Beschaffung, Betrieb und Instandhaltung von Produktionsmitteln unter Anwendung von Life Cycle Costing (LCC).
VDMA 34160:2006-06, Prognosemodell für die Lebenszykluskosten von Maschinen und Anlagen.

Kommunikation

DIN EN ISO 14063:2010-10, Umweltmanagement - Umweltkommunikation - Anleitungen und Beispiele (ISO 14063:2006); Deutsche Fassung EN ISO 14063:2010.
VDI 7001:2014-03, Kommunikation und Öffentlichkeitsbeteiligung bei Planung und Bau von Infrastrukturprojekten - Standards für die Leistungsphasen der Ingenieure.
VDI 7000:2015-01, Frühe Öffentlichkeitsbeteiligung bei Industrie- und Infrastrukturprojekten.

Nachhaltigkeit im Bauwesen

DIN EN 15643-1:2010-12, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Bewertung der Nachhaltigkeit von Gebäuden - Teil 1: Allgemeine Rahmenbedingungen; Deutsche Fassung EN 15643-1:2010.
DIN EN 15643-2:2011-05, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Bewertung der Nachhaltigkeit von Gebäuden - Teil 2: Rahmenbedingungen für die Bewertung der umweltbezogenen Qualität; Deutsche Fassung EN 15643-2:2011.
DIN EN 15643-3:2012-04, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Bewertung der Nachhaltigkeit von Gebäuden - Teil 3: Rahmenbedingungen für die Bewertung der sozialen Qualität; Deutsche Fassung EN 15643-3:2012.
DIN EN 15643-4:2012-04, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Bewertung der Nachhaltigkeit von Gebäuden - Teil 4: Rahmenbedingungen für die Bewertung der ökonomischen Qualität; Deutsche Fassung EN 15643-4:2012.
DIN EN 15643-5:2016-03, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Bewertung der Nachhaltigkeit von Gebäuden und Ingenieurbauwerken - Teil 5: Rahmenbedingungen für die Bewertung der Nachhaltigkeit von Ingenieurbauwerken; Deutsche und Englische Fassung prEN 15643-5:2016 (Entwurf).
DIN EN 15804:2014-07, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Umweltproduktdeklarationen - Grundregeln für die Produktkategorie Bauprodukte; Deutsche Fassung EN 15804:2012+A1:2013.
DIN EN 15942:2012-01, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Umweltproduktdeklarationen - Kommunikationsformate zwischen Unternehmen; Deutsche Fassung EN 15942:2011.
DIN EN 15978:2012-10, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Bewertung der umweltbezogenen Qualität von Gebäuden - Berechnungsmethode; Deutsche Fassung EN 15978:2011.
DIN EN 16309:2014-12, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Bewertung der sozialen Qualität von Gebäuden - Berechnungsmethoden; Deutsche Fassung EN 16309:2014+A1:2014.
DIN EN 16627:2015-09, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Bewertung der ökonomischen Qualität von Gebäuden - Berechnungsmethoden; Deutsche Fassung EN 16627:2015.
DIN SPEC 18941:2010-11, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Umweltproduktdeklarationen - Methoden für Auswahl und Verwendung von generischen Daten; Deutsche Fassung CEN/TR 15941:2010.
DIN V 18599-1:2016, Teile 1-11 (siehe auch Beiblätter), Energetische Bewertung von Gebäuden - Berechnung des Nutz-, End- und Primärenergiebedarfs für Heizung, Kühlung, Lüftung, Trinkwarmwasser und Beleuchtung
DIN 18040-1:2010-10, Barrierefreies Bauen - Planungsgrundlagen - Teil 1: Öffentlich zugängliche Gebäude.
DIN 18205:2015-11, Bedarfsplanung im Bauwesen (Entwurf).
DIN 18960:2008-02, Nutzungskosten im Hochbau.
DIN 276-1:2008-12, Kosten im Bauwesen - Teil 1: Hochbau.
ISO 15392 :2008-05, Nachhaltiges Bauen - Allgemeine Grundsätze

ISO 21930:2017, Sustainability in buildings and civil engineering works - Core rules for environmental product declarations of construction products and services.

ISO 21931-1:2010-06, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Rahmenbedingungen für Methoden zur Bewertung der umweltbezogenen Qualität von Bauwerken - Teil 1: Gebäude.

ISO/TR 21932:2013-11, Bauwesen - Nachhaltigkeit von Gebäuden und Ingenieurbauwerken - Übersicht der Terminologie

ISO/TS 12720:2014-04, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Leitfaden für Anwendung der allgemeinen Grundsätze der Nachhaltigkeit nach ISO 15392.

ISO/TS 21929-2:2015-03, Entwurf zur Nachhaltigkeit von Gebäuden und Ingenieurbauwerken - Nachhaltigkeitsindikatoren - Teil 2: Rahmenwerk für die Entwicklung von Indikatoren für Ingenieurbauwerke.

VDI 3810-1:2014-09, Betreiben und Instandhalten von Gebäuden und gebäudetechnischen Anlagen - Grundlagen Betreiberverantwortung.

VDI 4703:2013-11, Facility-Management - Lebenszykluskostenorientierte Ausschreibung (Entwurf).

VDI 6028:2013-11, Bewertungskriterien für die Technische Gebäudeausrüstung - Technische Qualität für nachhaltiges Bauen.

VDI 6050:2015-08, Bewertung der Nachhaltigkeit der gebauten Umwelt - Weiterbildung von Fachleuten.

Nachhaltigkeit in Kommunen

DIN ISO 37120:2016-02, Nachhaltige Entwicklung von Kommunen - Indikatoren für städtische Dienstleistungen und Lebensqualität (ISO 37120:2014); Text Deutsch und Englisch (Entwurf).