

VDI

REIHE 23
TECHNISCHE
GEBÄUDE-
AUSRÜSTUNG



Fortschritt- Berichte VDI

Dipl.-Ing. (FH) René Stang, M.Eng.;
Kutzleben

NR. 6

Methode zur Ökoeffizienzbewertung wärmetechnischer Anlagen in Gebäuden

BAND
1 | 1

VOLUME
1 | 1

Methode zur Ökoeffizienzbewertung wärmetechnischer Anlagen in Gebäuden

Ein Beitrag zur ganzheitlichen Nachhaltigkeit

Von der Fakultät Architektur und Urbanistik
der Bauhaus-Universität Weimar
zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)

genehmigte

Dissertation

vorgelegt von

Dipl.-Ing. (FH) René Stang, M.Eng.

Gutachter: Prof. Dr.-Ing. Bernd Nentwig
Prof. Dr.-Ing. Prof. h.c. Jens Mischner
Prof. Dr.-Ing. Hartmut Krause

Tag der Disputation: 30. April 2021

Diese Dissertation ist auf den Internetseiten der Hochschulbibliothek online verfügbar.

VDI

REIHE 23
TECHNISCHE
GEBÄUDE-
AUSRÜSTUNG



Fortschritt- Berichte VDI

Dipl.-Ing. (FH) René Stang, M.Eng.;
Kutzleben

NR. 6

Methode zur Ökoeffizienzbewertung wärmetechnischer Anlagen in Gebäuden

BAND
1|1

VOLUME
1|1

VDI verlag

Stang, René

Methode zur Ökoeffizienzbewertung wärmetechnischer Anlagen in Gebäuden

Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 23, Nr. 6. Düsseldorf: VDI Verlag 2021.

212 Seiten, 82 Bilder, 24 Tabellen.

ISBN 978-3-18-300623-6, ISSN 2192-6727

76,00 EUR/VDI-Mitgliederpreis: 68,40 EUR

Für die Dokumentation: Energiewirtschaft – Nachhaltigkeitsbewertung – Ökobilanz – Ökoeffizienz – Primärenergie – Primärenergiefaktor – regenerative Energien – Umweltleistung – Wärmetechnik – Wirtschaftlichkeit

Keywords: energy supply chain – energy industry – sustainability assessment – life cycle assessment – eco-efficiency – primary energy – primary energy factor – renewable energies – environmental performance – heat technology – economic efficiency

Die vorliegende Arbeit richtet sich an Ingenieur*innen und Wissenschaftler*innen der technischen Gebäudeausrüstung. Sie greift einen sich abzeichnenden Änderungsbedarf in der Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertung von Gebäuden und wärmetechnischen Anlagen auf. Der aktuell genutzte nicht erneuerbare Primärenergiebedarf wird insbesondere hinsichtlich künftiger politischer Klima- und Umweltschutzziele als alleinige Bewertungsgröße nicht ausreichend sein. Die mit dieser Arbeit vorgestellte Ökoeffizienzbewertungsmethode kann als geeignetes Instrument zur Lösung der Probleme beitragen. Sie ermöglicht systematische, ganzheitliche Bewertungen und reproduzierbare Vergleiche wärmetechnischer Anlagen bezüglich ihrer ökologischen und ökonomischen Nachhaltigkeit. Die wesentlichsten Neuentwicklungen sind die spezifische Umweltleistung, in Erweiterung zum genutzten Primärenergiefaktor, und der Ökoeffizienzindikator UWI.

Bibliographische Information der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliographische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information published by the Deutsche Bibliothek (German National Library)

The Deutsche Bibliothek lists this publication in the Deutsche Nationalbibliographie (German National Bibliography); detailed bibliographic data is available via Internet at www.dnb.de.

© VDI Verlag GmbH | Düsseldorf 2021

Alle Rechte, auch das des auszugsweisen Nachdruckes, der auszugsweisen oder vollständigen Wiedergabe (Fotokopie, Mikrokopie), der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, im Internet und das der Übersetzung, vorbehalten. Als Manuskript gedruckt. Printed in Germany.

ISBN 978-3-18-300623-6, ISSN 2192-6727

Vorwort

Diese Dissertation entstand während meiner Tätigkeit als Angestellter der Fakultät Gebäudetechnik und Informatik an der Fachhochschule Erfurt sowie bei den Stadtwerken Jena in Kooperation mit der Bauhaus-Universität Weimar. Für die vielfältige Hilfe bei der Erstellung der Dissertation und das Gelingen des Promotionsvorhabens bin ich einer Reihe von Personen und Institutionen sehr dankbar.

Mein besonderer Dank gilt zunächst Herrn Prof. Dr.-Ing. Prof. h.c. Jens Mischner für die beharrliche, intensive Betreuung und verständnisvolle Unterstützung meiner Forschungsarbeit. Mein Dank gilt ebenso Herrn Prof. Dr.-Ing. Bernd Nentwig der dieses Promotionsvorhaben befürwortet und die Dissertation als Gutachter konstruktiv betreut hat. Weiterhin bedanke ich mich bei Herrn Prof. Dr.-Ing. Hartmut Krause für die Begutachtung meiner Arbeit.

Ich bedanke mich darüber hinaus bei allen Kollegen der Fachrichtung Gebäude- und Energietechnik der Fachhochschule Erfurt für ihre fortwährende Unterstützung bei der Umsetzung meines Vorhabens. Besonders erwähnen möchte ich Herrn Dipl.-Ing. (FH) Uwe Sandner für die stets wertvollen und tiefgreifenden Diskussionen über die Forschungsarbeit. Auch seien Frau Prof. Dr.-Ing. Cornelia König und Herr Prof. Dr.-Ing. Michael Kappert genannt, die als Leitende der Fachrichtung jederzeit förderliche Hinweise und Hilfestellungen zur Umsetzung meiner Arbeit gegeben haben.

Ebenso bin ich der Stadtwerke Jena Netze GmbH, die meine Dissertation besonders gefördert hat, zu großem Dank verpflichtet.

Nicht zuletzt empfinde ich tiefe Dankbarkeit gegenüber meiner lieben Frau Karina sowie unseren Kindern Johanna und Theo, ohne deren Unterstützung und Verständnis dieses Promotionsvorhaben nicht gelungen wäre.

Kutzleben, August 2021

René Stang

Wir haben die Erde nicht von unseren Vorfahren geerbt, wir
haben sie von unseren Nachkommen geliehen.

Alte indianische Weisheit

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	VIII
Abstract	X
Nomenklatur	XII
1 Einführung	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung	3
1.3 Herangehensweise	4
1.4 Aufbau der Arbeit	6
2 Nachhaltigkeitsbewertung in Wissenschaft und Technik	7
2.1 Lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung	7
2.1.1 Nachhaltigkeitsgedanke	7
2.1.2 Nachhaltigkeitsquantifizierung	10
2.2 Nachhaltigkeitsbewertung wärmetechnischer Anlagen	14
2.2.1 Primärenergetische Bewertung gemäß Gesetzgebung	14
2.2.2 Auswahlkriterium Wirtschaftlichkeit	19
2.3 Ökoeffizienzbewertung	21
2.3.1 Methodischer Bewertungsrahmen	21
2.3.2 Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen	24
2.3.3 Umweltbewertung mittels Ökobilanz	26
2.3.4 Monetärer Produktsystemnutzen	29
2.3.5 Ökoeffizienzquantifizierung	30
2.3.6 Auswertung	32
3 Methodenentwicklung	34
3.1 „Erfurter Methode“	34
3.1.1 Bewertungskonzept	34
3.1.2 Bewertungsablauf	37
3.2 Umweltbewertung	45
3.2.1 Vorgehensweise	45
3.2.2 Umweltleistung	46
3.2.2.1 Definition	46

3.2.2.2	Anlagenkomponenten	49
3.2.2.3	Endenergieträger	62
3.2.3	Umweltleistungsindikator	75
3.2.4	Spezifische Umweltleistung	75
3.2.4.1	Definition	75
3.2.4.2	Sachbilanz	76
3.2.4.3	Wirkungsabschätzung	86
3.2.5	Unsicherheitsanalyse	98
3.2.5.1	Unsicherheit	98
3.2.5.2	Standardfehler der Regression	101
3.2.5.3	Stichprobenstandardabweichung	102
3.3	Wirtschaftlichkeitsbewertung	106
3.3.1	Vorgehensweise	106
3.3.2	Wirtschaftlichkeit	109
3.3.2.1	Definition	109
3.3.2.2	Anlagenkomponenten	109
3.3.2.3	Endenergieträger	113
3.3.3	Wirtschaftlichkeitsindikator	119
3.4	Ökoeffizienzbewertung	119
3.4.1	Ökoeffizienz	119
3.4.2	Ökoeffizienzindikator	120
3.4.3	Ökoeffizienznomogramm	121
4	Methodenanwendung	127
4.1	Bewertungsszenario	127
4.1.1	Zielsetzung und Untersuchungsrahmen	127
4.1.2	Umwelt- und Wirtschaftlichkeitsbewertung	129
4.2	Ergebnisinterpretation	130
4.2.1	Umweltbewertung	130
4.2.2	Wirtschaftlichkeitsbewertung	132
4.2.3	Ökoeffizienzbewertung	133
4.2.4	Unsicherheitsanalyse	134
5	Zusammenfassung	140
5.1	Fazit	140
5.2	Ausblick	142
Anhang A	Ergänzungen zur Nachhaltigkeitsbewertung	145
A.1	Lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden	145
A.2	Methodenauswahl	145

Anhang B Ergänzungen zur Methodenentwicklung	148
B.1 Berechnung der Skalierfaktoren	148
B.2 Spezifische Umweltleistung und deren Unsicherheit	148
B.3 Sachbilanzpläne der Anlagenkomponente <i>Fußbodenheizung</i>	151
B.4 Datenbanken zur Ökobilanzierung	160
B.5 Korrektur des Fernwärmemix	166
Anhang C Ergänzungen zur Methodenanwendung	170
C.1 Energetische Bewertung	170
C.2 Unsicherheitsanalyse	170
Literatur	178

Kurzfassung

Die vorliegende Dissertation greift eine aktuell zur Diskussion gestellte und sich abzeichnende Änderung in der Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertung von Gebäuden und wärmetechnischen Anlagen sowie deren Endenergieträgern auf. Es ist zu vermuten, dass die gegenwärtige Verfahrensweise gemäß Energieeinsparverordnung (EnEV) künftig zu praktischen Problemen führt und eine Neuausrichtung erforderlich ist. Der nichterneuerbare Primärenergiebedarf wird in Zukunft nicht als alleinige Umweltbewertungsgröße für die Auswahl wärmetechnischer Anlagen sowie deren Endenergieträger ausreichend sein. Dies gilt besonders für die Umsetzung bevorstehender politischer Klima- und Umweltschutzanforderungen, wie die weitere Reduzierung von Treibhausgasen oder Ressourceneinsparungen.

Die Herausforderung für Systemplaner besteht somit zunehmend in der Aufgabe, ganzheitlich nachhaltige Anlagen zu konzipieren und zu errichten. In diesem Zusammenhang müssen die Akteure mehr oder weniger bewusst die Frage beantworten, welche mögliche Anlagenvariante für ein gegebenes Gebäude die gestellten Nachhaltigkeitskriterien im Zusammenwirken mit den baulichen Wärmeschutzmaßnahmen optimal erfüllt. Um diese komplexe Aufgabenstellung zu lösen sowie eine umfängliche Beurteilung wärmetechnischer Anlagen hinsichtlich ihrer Umweltbeeinflussung und Nachhaltigkeit vornehmen zu können, sind neue, erweiterte und ganzheitliche Bewertungsinstrumente notwendig. Mit Blick auf die Problemstellung sowie den aktuellen Stand der Wissenschaft und Technik wurde das primäre Ziel dieser Forschungsarbeit formuliert. Es sollte ein geeignetes quantitatives Bewertungsinstrument zur Ökoeffizienzbewertung wärmetechnischer Anlagen entwickelt und bereitgestellt werden.

In dieser Dissertation wird unter dem Arbeitstitel „Erfurter Methode“ eine mögliche Lösung vorgeschlagen. Sie verknüpft ökologische und ökonomische Größen zu einem gemeinsamen Nachhaltigkeitsindikator. Die Beurteilung erfolgt ganzheitlich über den gesamten Lebensweg. Für die Umweltbewertung und die Aggregation der Bewertungsgrößen zu einem Vergleichsindikator mussten neue Ansätze entwickelt werden. Mit der vorliegenden Umweltbewertungsmethode und der zugehörigen Umweltleistungsermittlung der Anlagenkomponenten stellt die Methode gegenüber dem Primärenergieverfahren eine zukunftsweisende Erweiterung dar. Zur ökonomischen Beurteilung konnte hingegen auf bekannte Verfahren der Wirtschaftlichkeitsberechnung zurückgegriffen werden. Insbesondere mit dem Ökoeffizienzindikator als vollaggregiertem Vergleichsindikator ist die quantitative Verknüpfung ökologischer und ökonomischer Nachhaltigkeitsbewertungsergebnisse möglich. Er wird zudem genutzt, um bei mehreren wärmetechnischen Anlagenvarianten für ein Gebäude die vorteilhafteste (ökoeffizienteste) Lösung zu finden. Zur

einfachen Ergebnisinterpretation wurde zusätzlich ein Ökoeffizienznomogramm entwickelt. Es stellt die Resultate der Umwelt-, Wirtschaftlichkeits- und Ökoeffizienzbewertung mehrerer Anlagenvarianten gegenüber und ist für deren Vergleich nutzbar.

Künftig soll die „Erfurter Methode“ auch auf andere gebäudetechnische Anlagen (Sanitär-, Klimatechnik) und das gesamte Gebäude erweitert werden. Ebenso ist die Bewertung sozialer Aspekte mit dem Ziel einer ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbeurteilung angedacht.

Abstract

This dissertation deals with a currently discussed and emerging change in the environmental and sustainability assessment of buildings, heating systems and their final energy sources. Presumably, the current procedure according to the Germany Energy Saving Ordinance (EnEV) will lead to future practical problems and a realignment will be necessary. In the future, the non-renewable primary energy demand will not be sufficient as the only environmental assessment value for the selection of heating systems and their final energy sources. This applies particularly to the implementation of upcoming political climate and environmental protection requirements, such as the further reduction of greenhouse gases or resource savings.

Therefore, the challenge for system planners is increasingly to design and build holistically sustainable installations. In this context, the participants have to answer more or less consciously the question of which system variant for a given building best meets the sustainability requirements in conjunction with the structural thermal protection measures. In order to solve this complex task and to carry out a comprehensive assessment of heating systems with regard to their environmental impact and sustainability, new expanded and holistic assessment instruments are needed. The primary goal of this research work was formulated in view of the problem and the current state of science and technology. A suitable quantitative assessment tool for the eco-efficiency assessment of heating systems had to be developed and made available.

In this dissertation, a possible solution is proposed under the working title "Erfurt Method". It combines ecological and economic parameters into a joint sustainability indicator. The assessment considers the entire life cycle. New approaches had to be developed for the environmental assessment and the aggregation of the assessment parameters into a single comparative indicator. With the present environmental assessment method and the associated environmental performance determination of system components, the procedure represents a forward-looking extension compared to the primary energy method. For the economic assessment, however, known methods of profitability analysis could be used. The eco-efficiency indicator in particular, as a fully aggregated comparison indicator, enables the quantitative combination of ecological and economic sustainability assessment results. It is also used to find the most favorable (eco-efficient) solution for a building from several heating systems. In addition, an eco-efficiency nomogram was developed for easy interpretation of the outcome. It shows the results of the environmental, economic and eco-efficiency assessment of the system variants and can be used for their comparison.

In the future, the “Erfurt Method” is to be expanded to include other building technology systems (sanitary, air conditioning) and the entire building. The evaluation of social aspects, aiming at a holistic sustainability assessment, is also being considered.

Nomenklatur

Abkürzungen

AA	Additional Aspects, zusätzliche Aspekte
AGFW	Arbeitsgemeinschaft Fernwärme, Energieeffizienzverband für Wärme, Kälte und KWK e.V.
AL	Aluminium
BHKW	Blockheizkraftwerk
BNB	Bewertungssystem Nachhaltiges Bauen für Bundesgebäude
BREEAM	Building Research Establishment Environmental Assessment Method
BW	Brennwertkessel
CF	Carbon Footprint, CO ₂ -Fußabdruck
CH ₄	Methan
CLR	Closed-Loop Recycling, Recycling im geschlossenen Kreislauf
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
DALY	Disability-adjusted loss of life years, Lebenszeitverlust aufgrund von Krankheit, Behinderung und vorzeitigem Tod
DE	Deutschland
DGNB	Deutsche Gesellschaft für Nachhaltiges Bauen
ED	Ecosystem Diversity, Ökosystemdiversität
EEA	Eco-Efficiency Analysis, Eco-Efficiency Assessment, Ökoeffizienzanalyse, Ökoeffizienzbewertung
XII	

ELCA	Environmental/Ecology Life Cycle Assessment, Ökobilanz
EM	Exergiemethode, Stromverlustmethode
EMAS	Eco-Management and Audit Scheme, Umweltmanagement und Umweltbetriebsprüfung
EoL	End of Life, Lebensende
EPD	Environmental Product Declaration, Umweltproduktdeklaration
EPDM	Ethylen-Propylen-Dien-Monomerkautschuk
EPS	expandiertes Polystyrol
EU	Europäische Union
FW	Fernwärme
GEG	Gebäudeenergiegesetz, Gesetz zur Vereinheitlichung des Energieeinsparrechts für Gebäude
GEMIS	Globales Emissions-Modell integrierter Systeme
GM	Gutschriftenmethode
GuD	Gas- und Dampfkraftwerk
GWP	Global Warming Potential, Treibhauspotenzial
HH	Human Health, menschliche Gesundheit
HKW	Heizkraftwerk
HS	Hochspannung
HW	Heizwerk
ILCSA	Integrated Life Cycle Sustainability Assessment, integrierte lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung
KEA	kumulierter Energieaufwand
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
LCA	Life Cycle Assessment, Ökobilanz
LCC	Life Cycle Costs, Lebenszykluskosten

Nomenklatur

LCEA	Life Cycle Environmental/Ecology Assessment, Ökobilanz
LCI	Life Cycle Inventory, Sachbilanz
LCIA	Life Cycle Impact Assessment, Wirkungsabschätzung
LCSA	Life Cycle Sustainability Assessment, lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung
LEED	Leadership in Energy and Environmental Design
LPG	Liquefied Petroleum Gas, Flüssiggas
m	mit
MIPS	Material-Input pro Serviceeinheit
MKWK	Mikro-Kraft-Wärme-Kopplung
MS	Mittelspannung
MöK	Methode der ökologischen Knappheit
NS	Niederspannung
o	ohne
o.WG	ohne Wärmegutschrift
OLR	Open-Loop Recycling, Recycling im offenen Kreislauf
PE	Primärenergie
PE-X	vernetztes Polyethylen
PEF	Product Environmental Footprint, Umweltfußabdruck
PROSA	Product Sustainability Assessment, Produktnachhaltigkeitsbewertung
RA	Resource Availability, Ressourcenverfügbarkeit
ReCiPe	Akronym aus den Initialen der Organisationen (RIVM, Radboud University Nijmegen, Center of Environmental Sciences (CML, Leiden University), PRé Consultants), die diese Methode entwickelt haben
RNE	Rat für Nachhaltige Entwicklung
SEEbalance	Socio-Eco-Efficiency, Sozio-Ökoeffizienz-Bewertung
XIV	

SG	Standgerät
SLCA	Social Life Cycle Assessment, Sozialbilanz
TCO	Total Cost of Ownership, Gesamtbetriebskosten
TFA	Technikfolgenabschätzung
ts	thinkstep
UBP	Umweltbelastungspunkte, Einheit der bewerteten Umweltwirkung nach der UBP-Methode
ULA	Umweltleistungsanteil, Einheit der Umweltleistung nach der „Erfurter Methode“
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
UZBP	Umweltzielbelastungspunkte
VOFI	vollständiger Finanzplan
WBCSD	World Business Council for Sustainable Development
WE	Wohneinheiten
WF	Water Footprint, Wasser-Fußabdruck
WG	Wandgerät
WP	Wärmepumpe
WTA	wärmetechnische Anlage
ZE	Zementestrich

Formelzeichen

α	Anteil, Aufteilungsfaktor
β	Jahresheizwärme-, Energiebedarfs-, Energieanteil, spezifische Exergie, Stromverlustkoeffizient
Δ	Differenz

Nomenklatur

η	Nutzungsgrad
\hat{Y}	Regressionsfunktionswert
ϕ	Raumheizlast
ρ	Dichte, Raumgewicht
σ	Stromkennzahl, Standardabweichung der Grundgesamtheit
ε	relative Genauigkeit, relative Abweichung des Stichprobenmittelwertes vom Mittelwert der Grundgesamtheit
ϑ	Temperatur
\dot{Q}	Leistung, Wärmeleistung
c	Konstante nach ReCiPe $\left(\frac{10^{11}}{a}\right)$
e	Anlagenaufwandszahl, <i>Eulersche</i> Zahl
f	Faktor, Funktion
m	Masse
TA	Amortisationsdauer
TN	Nutzungsdauer einer Anlagenkomponente
u	spezifische Umweltleistung
VA	Verlegeabstand von Fußbodenheizungsrohren
v	empirischer Variationskoeffizient
\bar{u}	Mittelwert der simulierten spezifischen Umweltleistung
a, b, c, d, e	Koeffizienten, Konstanten
AN	Annuität
A	Ein-/Auszahlungen, Ausgaben
a	Aufteilungsfaktor, Annuitätenfaktor
B	Bauhöhe, Barwert
b	preisdynamischer Barwertfaktor

D	Durchmesser
d	Diskontierungssummenfaktor
E	Einzahlungen, Einnahmen, Erlöse
G	Gewichtungsfaktor
g	Faktor zur simulativen Gewichtung der Schadenskategorien für die Umweltwirkungsabschätzung
I	Investitionskosten
KI	Konfidenzintervall
K	Charakterisierungsfaktor, Kapitalwert, Kosten
k	Korrekturfaktor, spezifische Kosten
l	Länge
N	Umfang der Grundgesamtheit oder Population
n	Stichprobenumfang, Ersatzhäufigkeit
P	Leistung, elektrische Leistung, Anteilsschätzer, Anteil der Werte unter- oder oberhalb des Mittelwertes einer Grundgesamtheit
p	Anzahl unabhängiger Variablen, Freiheitsgrade
Q	Energie, Wärmebedarf
q	Abzinsungsfaktor, Zinsfaktor
R^2	Bestimmtheitsmaß
R	Widerstand, Wärmewiderstand, Restwert
r	Preisänderungsfaktor
SER	standard error of regression, Standardregressionsfehler
SQR	sum of squares residual, Residuenquadratsumme
SQ	sum of squares, Abweichungsquadratsumme
s	Stärke, Wand- bzw. Materialstärke, Stichprobenstandardabweichung

Nomenklatur

<i>TB</i>	Betrachtungszeitraum
<i>T</i>	Typ, Heizkörpertyp, thermodynamische Temperatur
<i>UI</i>	Umweltleistungsindikator
<i>UWI</i>	Ökoeffizienzindikator
<i>UW</i>	Umweltwirkung, charakteristische Menge einer Umweltwirkungskategorie (Schadenskategorie)
<i>U</i>	Umweltleistung
<i>V</i>	Volumen
<i>WI</i>	Wirtschaftlichkeitsindikator
<i>W</i>	Wirtschaftlichkeit, Energie, Hilfsenergiebedarf
<i>x</i>	Elementarflussmenge
<i>Y</i>	Auslegungsgroße, Bezugsauslegungsgroße, empirischer Wert einer Zufallsgröße oder eines Merkmals
<i>Z</i>	Zahl, Anzahl
<i>z</i>	Quantil, z-Wert, zentrale Wahrscheinlichkeit der Standardnormalverteilung

Indizes

λ	Wärmeleitfähigkeit
0	Investitionszeitpunkt
\dot{Q}	Leistung, Wärmeleistung, wärmeleistungsbezogen
<i>A</i>	Stromerzeugung, Ein-/Auszahlungen, Ausgaben
<i>B</i>	Barwert
<i>f</i>	Faktor, faktorbezogen
<i>H</i>	heating value, Energiegehalt

i, j, k	laufender Zeiger
K	Kapitalwert
Q	Energie, Wärmebedarf
t	laufender Zeiger einer Periode
UI	Umweltleistungsindikator
UWI	Ökoeffizienzindikator
U	Umweltleistung
u	spezifische Umweltleistung
WI	Wirtschaftlichkeitsindikator
A	Anlagenkomponente
a	annual, jährlich, außen
All	Allokation, Zuordnung, Zuteilung
Ausl	Auslegung
B	Boden, Fußbodenbelag, Betrieb
b	building energy use, Nutzenergiebedarf
betr.	betriebsgebunden
C	<i>Carnot</i> , <i>Carnot</i> -Wirkungsgrad, <i>Carnot</i> -Faktor
CHP	combined heat and power, Kraft-Wärme-Kopplung
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
D	Dimensionierung, Auslegung
Dä	Dämmung, Isolierung
E	Endenergieträger, Endenergie, Erlöse, Entsorgung
e	elektrisch
ED	Ecosystem Diversity, Ökosystemdiversität
EP	Endpoint

Nomenklatur

Er	Erzeugung
Ers	Ersatz
f	End-, final, delivered
FBH	Fußbodenheizung
FW	Fernwärme
G	Grund, Grundpreis, Gewichtung
H	Herstellung
HE	Hilfsenergie
HH	Human Health, menschliche Gesundheit
HL	Heizlast
HP	heating plant, Heizwerk
i	inferior (unterer), innen
IN	Instandhaltung
Inst	Instandsetzung
K	kapitalgebunden
k	laufender Zeiger der Umweltschadenskategorie
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
L	Lüftungswärmeverluste
m	mittel, mittlere Temperatur der Wärmeeinspeisung
N	Bezugsnormal, Norm, Nennwert, Nutzung
ne	netto
o	oberer
oEr	ohne Erzeugung
oG	ohne Gewichtung
p	Primär-, primary
XX	

PH	Plattenheizkörper
RA	Resource Availability, Ressourcenverfügbarkeit
ReCiPe	ReCiPe-Methode
Ref	Referenz
S	Sonstige, Szenario
s	superior (oberer), simulativ
sonst.	sonstiges
Sp	Speicherung
SR	Stahlradiator
T	Transmissionswärmeverluste
U	Umgebung
u	unterer
Ue	Übergabe
V	bedarfsgebunden, früher: verbrauchsgebunden
Ve	Verteilung
verbr.	verbrauchsgebunden
W	Warmwasserbereitung, Wert
W.Insp	Wartung und Inspektion
WE	Wärmeerzeuger
Äq.	Äquivalente

1 Einführung

1.1 Problemstellung

Die mit der Energiewende einhergehende Veränderung der Energieversorgungsstruktur in Deutschland und Europa sowie die zunehmende Bedeutung des Klimawandels führen zu einem Anpassungsbedarf in der Effizienz- und Umweltbewertung von Gebäuden und wärmetechnischen Anlagen (WTA). Aktuell werden wichtige Problemstellungen im Forschungsumfeld der vordergründig auf Primärenergie und wenig ganzheitlich ausgerichteten Umweltbewertung diskutiert und untersucht [1–3].

Es ist abzusehen, dass mit sinkendem Primärenergiefaktor f_p für zunehmend regenerativ erzeugten Strom vermehrt Stromheizungen eingesetzt werden. Andere Anlagentechnologien, wie gas- oder ölbetriebene Heizungssysteme, verlieren derzeit an Bedeutung. Weiterhin haben gegen null tendierende Primärenergiefaktoren, z. B. bei der Nutzung regenerativer Endenergieträger, kaum noch Einfluss auf die Gebäudeenergieeffizienz. Sie verlieren ihre Steuerungswirkung. Sofern genügend regenerative Energieträger zur Gebäudebeheizung zur Verfügung stehen, ist es faktisch unerheblich, wie gut ein Gebäude gedämmt ist. Kritisch zu hinterfragen ist auch die nicht immer richtige Annahme, dass mit kleinem Primärenergiefaktor und Primärenergiebedarf die Treibhausgasemissionen gering sind [4]. Die im Bild 1.1 dargestellte Abhängigkeit des CO₂-Emissionsfaktors f_{CO_2} vom Primärenergiefaktor zeigt besonders im Bereich der aktuell mehrheitlich genutzten Endenergieträger $f_p \approx 1, 1$ eine große Streuung des Emissionsfaktors.

Für eine systematische Nachhaltigkeitsbewertung wärmetechnischer Anlagen genügt es künftig nicht, nur die durch die Anlage unmittelbar bedingten Energieumwandlungsprozesse in der Herstellungs- und Nutzungsphase (Primärenergie \Rightarrow Endenergie \Rightarrow Nutzenergie) zu berücksichtigen. Es sollte vielmehr eine ganzheitliche Lebenswegbetrachtung (Lebenszyklus¹) aller Prozesse mit ihren Umweltauswirkungen und Zahlungsströmen erfolgen. So werden sowohl der Energiebedarf als auch der Materialaufwand zur Herstellung von Anlagenkomponenten (Wärmeerzeuger, Wärmeübertrager) und die sich daraus ergebenden Umweltbeeinflussungen, wie Ressourcenbeanspruchung, anthropogener Treibhauseffekt, Toxizitätspotenziale oder Flächeninanspruchnahme, oft unzureichend bewertet oder bleiben gänzlich unberücksichtigt. Das

¹ Von der Herstellung über die Nutzung bis zur Entsorgung von Produkten und Dienstleistungen, Andere plakative Formulierungen sind „von der Wiege bis zur Bahre“ oder „from cradle to grave“. Der hier gemeinte Begriff des physikalischen Lebenszyklus ist nicht mit dem betriebswirtschaftlichen Produktlebenszyklus gleichzusetzen. Letzterer beschreibt die Zeitspanne von der Produktentwicklung bis zum Ende der Produktvermarktung [5, 6].

1 Einführung

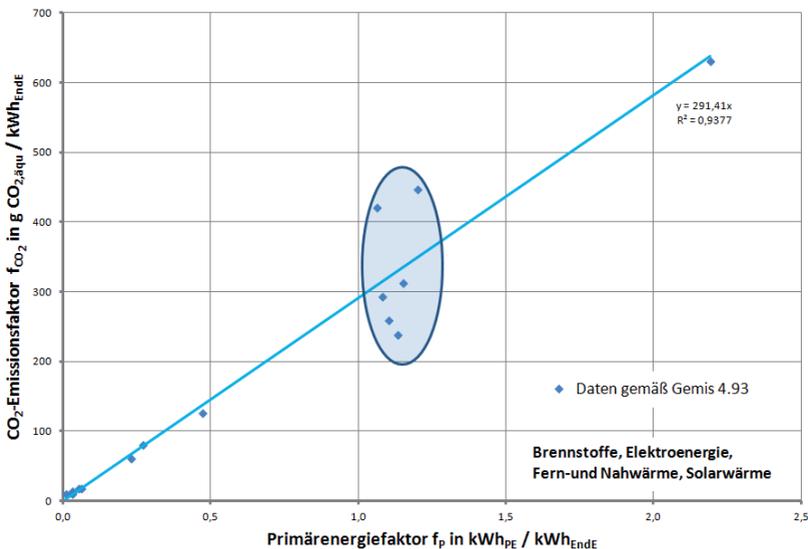


Bild 1.1: Korrelation zwischen CO₂-Emissionsfaktor und Primärenergiefaktor [4].

gilt auch für die sogenannte graue Energie² anderer Bauprodukte, wie der Wärmedämmung eines Gebäudes, und beschränkt sich nicht nur auf die wärmetechnische Anlage. Häufig werden wichtige Lebenswegabschnitte im Bereich vor- und nachgelagerter Prozessketten vernachlässigt, wie Transport- oder Recyclingaufwendungen. Bei einer fortschreitenden Umstellung der Endenergieträger auf regenerative Quellen kann die Umweltbewertung von Gebäuden und wärmetechnischen Anlagen nicht allein auf Grundlage des nichterneuerbaren Primärenergiebedarfs erfolgen. Andere Umweltwirkungen gewinnen an Bedeutung und sollten künftig berücksichtigt werden. Ebenso wird der Einfluss der Umweltwirkungen durch Anlagenkomponenten als Grundbelastung zunehmen. Diese Umweltbeeinflussung ist primär von Auslegungs- oder Dimensionierungsgrößen (Heizleistung, Rohrdurchmesser) und nicht vom Jahresnutzenergiebedarf des Gebäudes abhängig.

Auch hinsichtlich einer ökonomischen Beurteilung, z. B. auf Grundlage einer Wirtschaftlichkeitsbetrachtung nach VDI 2067 [8] oder VDI 6025 [9], gibt es zu lösende Problemstellungen. Stehen für ein Gebäude mehrere wärmetechnische Anlagen zur Auswahl und halten diese Varianten die gesetzlichen Mindestanforderungen (EnEV) bezüglich des Primärenergiebedarfs ein, so sollte nicht die Wirtschaftlichkeit als alleiniges Auswahlkriterium dienen. Vielmehr ist eine Auswahl der vorteilhaftesten Anlagenvariante unter Berücksichtigung ökologischer und

² „Unter „grauer Energie“ wird dabei die energiebedingten Aufwendungen für die Herstellung, Instandsetzung und End of Life (EoL) der Baumaterialien verstanden.“ [7].

ökonomischer Anforderungen anzustreben. Es ist derzeit nachteilig, dass ein quantitativer Bezug zum Umwelteinfluss auf Grundlage eines gemeinsamen entscheidungsrelevanten Indikators fehlt. Dieser Indikator sollte gleichwertig sowohl ökologische als auch ökonomische Bewertungsgrößen vereinen und als Vergleichsindikator nutzbar sein. Auch wenn eine Vollaggregation [10] umstritten ist, so wird sie als sinnvoll und künftig notwendig erachtet.

Um einen derartigen Vergleichsindikator (Ökoeffizienzindikator³) zu quantifizieren, fehlt es an einer geeigneten, auf die Gebäudetechnik zugeschnittenen, ganzheitlichen Bewertungsmethode. Mit dieser Methode sollten auf den Kundennutzen ausgerichtete, verlässliche und objektive Systemvergleiche möglich sein. Dies gilt sowohl für den Neubau als auch für die Sanierung derartiger Anlagen. Es gibt zwar Bestrebungen und Ansätze [12, 13], aber eine grundlegende Methode zur Analyse verschiedener Anlagensysteme in Gebäuden wurde bisher nicht entwickelt. Die Bewertung und die Steigerung der sogenannten Ökoeffizienz⁴ von Produkten und Dienstleistungen werden hingegen in anderen Branchen, z. B. in der chemischen Industrie, längst thematisiert und zur Entscheidungsfindung genutzt [14, 15].

1.2 Zielsetzung

Immer mit dem Anspruch, ein behagliches Raumklima gewährleisten zu können, stehen Planer und Betreiber von Gebäuden vor der Herausforderung, wärmetechnische Anlagen funktional, umweltschonend, wirtschaftlich sowie sozialverträglich zu konzipieren und zu bewirtschaften. Die Verwendung endlicher Ressourcen sollte minimal und mit geringen Auswirkungen auf die Umwelt verbunden sein. Während die technische Funktionsfähigkeit außer Frage steht und sich soziale Problemstellungen derzeit noch nicht umfassend beurteilen lassen, beschränken sich die aktuelle Nachhaltigkeitsbewertung und Auswahl wärmetechnischer Anlagen auf gesetzlich einzuhaltende Primärenergieanforderungen (Ökologie⁵, EnEV) und Wirtschaftlichkeitsaspekte (Ökonomie).

Diese Verfahrensweise wird den künftigen Ansprüchen der Gesellschaft nicht mehr gerecht. Die Herausforderung für Systemplaner besteht daher zunehmend in der Aufgabe, *ganzheitlich nachhaltige Anlagen* zu konzipieren und zu errichten. In diesem Zusammenhang müssen die Akteure mehr oder weniger bewusst die Frage beantworten, welche mögliche Anlagenvariante für ein gegebenes Gebäude die gestellten Nachhaltigkeitsanforderungen im Zusammenwirken

³ „Maß, das die Umwelleistung (3.5) eines Produktsystems (3.3) in Beziehung zu dessen Produktsystemnutzen (3.7) setzt“ [11].

⁴ „Aspekt der Nachhaltigkeit, wobei die Umwelleistung (3.5) eines Produktsystems (3.3) mit dem zugehörigen Produktsystemnutzen in Beziehung gesetzt wird (3.7)“ [11].

⁵ Die Begriffe Ökologie und Umwelt werden in dieser Arbeit synonym für die „Wechselbeziehungen zwischen der belebten und unbelebten Umwelt, also zwischen den Lebewesen und dem Klima, Boden, Wasser und der Luft“ verwendet [16]. Diese Definition schließt den durch anthropogenes (menschliches) Handeln veränderten Lebensraum ein.

1 Einführung

mit den baulichen Wärmeschutzmaßnahmen am besten erfüllt. Um eine derartig komplexe Aufgabenstellung zu lösen, ist ein geeignetes problemorientiertes Bewertungsinstrument erforderlich. Dieses Instrument zu entwickeln und für künftige Anwendungen bereitzustellen, war das primäre Ziel dieser Forschungsarbeit.

Die zu beantwortende zentrale wissenschaftliche Fragestellung lautete:

Wie können unterschiedliche wärmetechnische Anlagen für ein Gebäude unter der Maßgabe, die ökologisch und ökonomisch vorteilhafteste Variante aufzuzeigen, objektiv miteinander verglichen werden?

Die Herausforderung der Arbeit bestand somit in der Entwicklung einer quantitativen Bewertungsmethode, mit der ganzheitliche, reproduzierbare Systemvergleiche wärmetechnischer Anlagen hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit möglich sind. Auf Grundlage der entwickelten Methode sollen künftig eine Beurteilung sowie eine Aussage zur ökoeffizientesten Anlage getroffen werden können. Diese Prämissen gelten nicht nur für Anlagenvarianten mit unterschiedlichen Anlagenkomponenten (Erzeugern, Verbrauchern), sondern auch für Gegenüberstellungen der gleichen Anlage mit unterschiedlichen Anlagenparametern (Optimierung).

1.3 Herangehensweise

Zu Beginn der Bearbeitung erfolgten eine umfangreiche Recherche zum aktuellen Stand in Wissenschaft und Technik sowie die Einarbeitung in die Themengebiete der Nachhaltigkeits- und Ökoeffizienzbewertung. Dabei wurde der Fokus sowohl auf den Bereich der gegenwärtigen Nachhaltigkeitsbeurteilung von Gebäuden und Anlagen in Deutschland als auch auf grundsätzliche branchen- und länderübergreifende Bewertungsmethoden von Produkten und Dienstleistungen gelegt. Im Ergebnis dieser Analyse konnte die Aufgabenstellung hinsichtlich neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse präzisiert und ein Bewertungskonzept erarbeitet werden.

Die neue Methode beinhaltet die Erweiterung des aktuellen Primärenergieverfahrens hin zu einer ganzheitlichen Umweltbewertung sowie die Verknüpfung ökologischer und ökonomischer Bewertungsgrößen zu einem gemeinsamen Nachhaltigkeitsindikator (Ökoeffizienzindikator). Während für die Umweltbewertung und die Aggregation der Bewertungsgrößen zu einem Vergleichsindikator neue Ansätze entwickelt werden mussten, wurde zur ökonomischen Bewertung auf bekannte Verfahren der Wirtschaftlichkeitsberechnung zurückgegriffen. Letztere waren nicht Forschungsgegenstand dieser Arbeit, sondern wurden sinngemäß übernommen und an das Bewertungskonzept angepasst.

Da der Primärenergiebedarf als einziger sogenannter Input-Ressourcen-Indikator den künftigen Anforderungen hinsichtlich der angestrebten Klima- und Umweltschutzziele nicht mehr genügen

wird, lag ein Schwerpunkt dieser Arbeit in der Ermittlung eines vollaagregierten Ein-Punkt-Indikators zur Erfassung und Quantifizierung des gesamten Umwelteinflusses. Dieser Ein-Punkt-Indikator als zentrale Größe der neuen ganzheitlichen Umweltbewertung von wärmetechnischen Anlagen wird als *Umweltleistung* (Environmental Performance) bezeichnet.

Um die jeweilige Umweltleistung einer Anlage berechnen zu können, wurde als wissenschaftliche Neuerung die spezifische Umweltleistung u , analog zum Primärenergiefaktor f_p , eingeführt sowie für die bedeutendsten Anlagenkomponenten und Endenergieträger berechnet. Die Bestimmung der jeweiligen spezifischen Umweltleistungen erfolgte einheitlich mit Hilfe eines genormten Sachbilanzmodells (Life Cycle Inventory, LCI), anerkannter Umweltdatenbanken und einer international akzeptierten Methode zur Umweltwirkungsabschätzung.

Die Kombination ökologischer und ökonomischer Bewertungsgrößen (Umweltleistung, Wirtschaftlichkeit) der entwickelten Methode folgt im Grundsatz einer Ökoeffizienzbewertung nach DIN EN ISO 14045 [11]. Zur Quantifizierung, zur Darstellung und zum Vergleich der nach diesem Prinzip ermittelten Ökoeffizienz unterschiedlicher Anlagenvarianten wurde ein Referenzsystemmodell gewählt. Mit diesem Ansatz ist es möglich, sowohl getrennte Aussagen über die umweltverträglichste und wirtschaftlichste als auch eine kombinierte Entscheidung zur ökoeffizientesten Anlagenvariante für ein Gebäude zu treffen.

Es galt, neben der mathematischen Formulierung die erforderliche Datenbasis für die direkte Nutzung der Methode zu schaffen und Aussagen hinsichtlich möglicher Unsicherheiten der Bewertungsergebnisse zu treffen. Dabei lag der Fokus der Entwicklung vordergründig auf der Bewertung wärmetechnischer Anlagen in Wohngebäuden. Die Methode kann mit entsprechender Datengrundlage auch zur Bewertung von Anlagen in Nichtwohngebäuden verwendet werden. Methodisch besteht kein Unterschied.

Auf die Einbeziehung des Gebäudes in das Bewertungskonzept wurde in dieser Arbeit verzichtet. Dies ist für den Vergleich unterschiedlicher wärmetechnischer Anlagen des gleichen Gebäudes nicht notwendig, kann aber künftig durch eine erweiterte Lebenswegbetrachtung umgesetzt werden. Somit wäre es möglich, Gebäude und deren wärmetechnische Anlagen gemeinsam zu bewerten und zu optimieren. Auch eine Erweiterung auf andere Gewerke (Sanitär-, Klimatechnik) erscheint sinnvoll und wäre analog möglich.

Im Anschluss an die Entwicklung wurde die Methode am Beispiel eines Mustergebäudes und mehrerer Anlagenvarianten auf ihre Praxistauglichkeit überprüft und optimiert.

Neben der Bewertung ökologischer und ökonomischer Auswirkungen sollten soziale Aspekte im Sinne einer ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung künftig mit einfließen. Die erforderlichen Methoden zur quantitativen Bewertung sozialer und soziokultureller Problemstellungen sind noch nicht ausreichend erforscht und wurden in dieser Arbeit nicht berücksichtigt.

Eine Erweiterung des mit dieser Arbeit entwickelten Ansatzes um dieses zusätzliche und wichtige Problemfeld ist denkbar.

1.4 Aufbau der Arbeit

In den folgenden Kapiteln wird eine neue Methode beschrieben, mit der es möglich ist, wärmetechnische Anlagen in frühen Planungsphasen eines Gebäudes oder im Rahmen von Sanierungen ganzheitlich zu bewerten sowie hinsichtlich ihrer ökologischen und ökonomischen Folgen zu vergleichen.

Im Anschluss an dieses einführende Kapitel wird im zweiten Teil der Dissertation auf den Stand von Wissenschaft und Technik in der Nachhaltigkeitsbewertung eingegangen. Es werden das aktuelle Primärenergieverfahren, grundsätzliche Umweltbewertungsverfahren, die Ökoeffizienzbewertung und weiterführende Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden vorgestellt, analysiert und bewertet.

Die Ergebnisse wurden zur Entwicklung der im dritten Kapitel beschriebenen, unter dem Arbeitstitel „Erfurter Methode“ eingeführten, neuen Bewertungsmethode genutzt. In diesem Hauptteil wird das wissenschaftliche Ergebnis der Arbeit, die Methode zur Ökoeffizienzbewertung wärmetechnischer Anlagen, umfänglich und ausführlich beschrieben. Es werden die mit dieser Methode zu bestimmenden Nachhaltigkeitsindikatoren definiert, deren Berechnung und Anwendung erläutert sowie mögliche Unsicherheiten aufgezeigt. Es wird explizit dargelegt, wie die Ergebnisse mit Hilfe eines Ökoeffizienznomogramms zu bewerten und für Schlussfolgerungen zu interpretieren sind.

Im vierten Kapitel wird an einem Mustergebäude die Anwendbarkeit der Methode demonstriert. Es wird gezeigt, wie die Ergebnisse zu bewerten und mittels der Resultate der durchgeführten Unsicherheitsanalyse zu beurteilen sind.

Im abschließenden Kapitel folgt eine Zusammenfassung, in der die Ergebnisse der Arbeit rekapituliert werden. Es werden Schwachstellen und Optimierungsmöglichkeiten der entwickelten „Erfurter Methode“ erörtert. Zudem wird ein Ausblick zum künftigen Forschungsbedarf gegeben.

2 Nachhaltigkeitsbewertung in Wissenschaft und Technik

2.1 Lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung

2.1.1 Nachhaltigkeitsgedanke

Mit Bezug auf die in Kapitel 1 formulierte Problemstellung und Zielsetzung zur Nachhaltigkeitsbewertung wärmetechnischer Anlagen werden derzeit unterschiedlichste Lösungen diskutiert und untersucht. Hierzu gehören Klimaschutz- und Budget- sowie umfangreiche Nachhaltigkeitsbewertungsansätze [2, 3]. Die zuletzt genannten ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden sind für die langfristig ausgerichtete Umstellung des Primärenergieverfahrens von besonderem Interesse. Sie besitzen im Gegensatz zu anderen das größte Potenzial, die aktuelle Verfahrensweise um verschiedenste Nachhaltigkeitsaspekte zu erweitern. Dies gilt besonders für die ganzheitliche Bewertung der Umweltauswirkungen einer wärmetechnischen Anlage bei gleichzeitiger Berücksichtigung aller Kosten.

Bevor das Konzept der lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsbewertung (Life Cycle Sustainability Assessment, LCSA) und einige bedeutende Analysemethoden vorgestellt werden, ist es sinnvoll, zunächst den kontrovers diskutierten Begriff Nachhaltigkeit (sustainability) zu präzisieren.

Der Ursprung des Begriffs Nachhaltigkeit wird in Deutschland oft auf den Freiburger Oberberghauptmann *Hans Carl von Carlowitz* (1645 - 1714) zurückgeführt, der den Nachhaltigkeitsgedanken¹ zuerst auf die Waldwirtschaft anwendete. Heute existieren zu dem nicht immer streng gebrauchten Begriff unterschiedliche, im Kern aber ähnliche, Definitionen. Die am häufigsten zitierte und dem derzeitigen Verständnis entsprechende Interpretation stammt aus dem sogenannten *Brundtland*-Bericht von 1987 [17]. Hierin heißt es:

„Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs.“

Diese als politische Absichtserklärung formulierte und weniger zur Quantifizierung nutzbare Definition der Nachhaltigkeit fordert sinngemäß zu einer umsichtigen Lebensweise der gegenwärtigen Menschheit auf. Somit haben nachfolgende Generationen noch die Möglichkeit, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen. Eine ähnliche, aktuellere Formulierung, die zudem

¹ „Um ein nachhaltiges Handeln umzusetzen, sollte nach *Carlowitz* in einem Wald nur so viel abgeholzt werden, wie der Wald in absehbarer Zeit auf natürliche Weise regenerieren kann.“ [16].

das notwendige globale Lebenszyklusdenken (life cycle thinking) einschließt, befindet sich im Leitfaden zum deutschen Nachhaltigkeitskodex vom Rat für Nachhaltige Entwicklung (RNE) [5, 18]:

„Nachhaltigkeit bedeutet Wohlstand für alle – weder auf Kosten anderer Länder, anderer Menschen und künftiger Generationen noch zulasten der natürlichen Umwelt. Kurz: heute nicht auf Kosten von morgen, hier nicht auf Kosten von anderswo. Nachhaltig wirtschaften heißt demnach in die Zukunft blicken und dabei soziale, ökologische und ökonomische Ziele austarieren.“

Mit dieser Aussage wird vor allem deutlich, dass das anthropogene (menschliche) Handeln verschiedenste Nachhaltigkeitsaspekte umfasst und diese beachtet werden sollten. Im Bild 2.1 sind beispielhaft einige dieser Aspekte aufgeführt [19–21]. Die Darstellung ist keineswegs vollständig und starr zu interpretieren. Sie zeigt lediglich einen kleinen Ausschnitt möglicher Blickwinkel, die zudem noch untergliedert werden können. Je nach Interessengruppen (Stakeholder²) sind die Betrachtungsschwerpunkte und Ziele von Nachhaltigkeitsbestrebungen verschieden. Ein politischer Entscheider hat beispielsweise andere Problemstellungen zu berücksichtigen als ein Unternehmer. Auch lässt sich nicht jeder Nachhaltigkeitsaspekt eindeutig identifizieren und als ökologisch, ökonomisch oder sozial relevant einstufen. Oft gibt es Überschneidungen oder eine Zuordnung ist unmöglich. Einige solcher Aspekte sind im Bild 2.1 unter Sonstiges aufgeführt. Derartige Zielkonflikte sowie die Themenvielfalt erschweren eine exakte Nachhaltigkeitsdefinition.

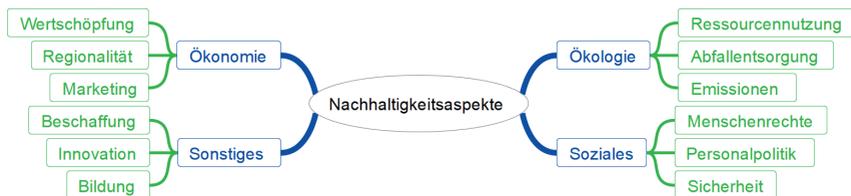


Bild 2.1: Beispiele für verschiedene Nachhaltigkeitsaspekte [19–21].

Mit der Erkenntnis, dass sowohl ökologische, ökonomische als auch soziale Aspekte gleichermaßen zu berücksichtigen sind, wurden in der Vergangenheit mehrere Modelle zur wissenschaftlichen Definition und visuellen Darstellung des Begriffes Nachhaltigkeit entwickelt [5, 16].

Eines der bekanntesten, auch von der Wirtschaft und Industrie als Standard akzeptierten Konzepte ist das Drei-Säulen-Modell (model of three columns). Es ist weit verbreitet, aber nicht unumstritten, da bei diesem Modell ökologische, ökonomische und soziale Aspekte gleichrangig

² Nutzer, Investoren, Politiker, Institutionen, Arbeitnehmer.

(gleichgewichtig) betrachtet werden. Die Visualisierung beruht auf drei gleich hohen Säulen, oft als Nachhaltigkeitsdimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales bezeichnet, unter dem vereinenden Dach der Nachhaltigkeit. Viele Kritiker bemängeln bei diesem Ansatz die zu geringe Bedeutung ökologischer Aspekte. Dieser Umstand führte zur Erweiterung dieses Ansatzes und zu Konzepten, wie dem gewichteten Säulen-Modell oder dem Pyramiden-Modell.

Eine der ersten und dem Drei-Säulen-Modell ähnliche Interpretation ist das Nachhaltigkeitsdreieck (triangle of sustainability). Die Gleichwertigkeit der drei Nachhaltigkeitsdimensionen wird hier durch ein gleichseitiges Dreieck symbolisiert. Diese Darstellung wurde sinngemäß in die von der Bundesregierung herausgegebene Nachhaltigkeitsstrategie für Deutschland übernommen und als Zieldreieck der Nachhaltigkeit abgebildet [21]. Allerdings wurden zur Benennung der Nachhaltigkeitsdimensionen des Zieldreiecks die Begriffe Umwelt und Wirtschaft als Synonyme für Ökologie und Ökonomie verwendet. Im Leitfaden zum nachhaltigen Bauen [22] wird das Leitbild der Nachhaltigkeit ebenfalls mit einem Nachhaltigkeitsdreieck veranschaulicht (Bild 2.2). Häufig sind auch Visualisierungen von sich überschneidenden Kreisen anstelle eines gleichseitigen Dreiecks zu finden, deren gemeinsame Schnittmenge die Nachhaltigkeit ausdrücken soll.



Bild 2.2: Dimensionen der Nachhaltigkeit gemäß dem Leitfaden für nachhaltiges Bauen [22].

Neben diesen Modellen und deren Abwandlungen gibt es noch andere Sichtweisen, wie das 2-Sphären-Modell, das funktionale Umweltmodell oder das „Cradle to Cradle“-Konzept. Erstere Ansätze beschreiben die Prinzipien der Nachhaltigkeit ähnlich dem Drei-Säulen-Modell mit der Ökosphäre (Ökologie) und der Technosphäre (Ökonomie, Soziales). Hingegen verbirgt sich hinter dem „Cradle to Cradle“-Konzept eine Vision vom Wirtschaften ohne Abfälle und Verwendung gesundheits- und umweltschädlicher Materialien. Daher kann dieser visionäre Ansatz auch als Modell der geschlossenen Kreislaufwirtschaft bezeichnet werden. Die Idee des

Ansatzes ist es, nur vollständig biologisch abbaubare Verbrauchsgüter und endlos recycelbare Gebrauchsgüter herzustellen [5, 16, 23, 24].

Um die Nachhaltigkeit anthropogenen Handelns feststellen, analysieren und bewerten zu können, wurden eine Vielzahl allgemeiner und spezifischer Analysemethoden sowie Indikatoren entwickelt. Darunter befinden sich auch Verfahren, mit denen eine ganzheitliche Bewertung der Nachhaltigkeit von Produkten und Dienstleistungen möglich ist. Mit ihnen lassen sich im Vergleich zu anwendungsbezogenen Verfahren ökologische, ökonomische und soziale Aspekte gemeinsam betrachten. Dabei erfolgt nicht nur die Beurteilung einzelner Lebenswegabschnitte (Herstellung, Nutzung, Entsorgung). Vielmehr steht der gesamte Lebenszyklus³ einschließlich aller Prozesse und Zwischenprodukte im Fokus.⁴ Vor allem den ganzheitlichen quantitativen Verfahren kommt eine besondere Bedeutung zu, da sie eine strukturierte Bewertung ermöglichen und reproduzierbare Ergebnisse liefern. Diese Resultate sind ihrerseits als Grundlage für objektive Entscheidungen zur Verbesserung der Nachhaltigkeit von Produktsystemen⁵ nutzbar [5, 6].

Die Idee, Produktsysteme hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit einer Lebenszyklusanalyse zu unterziehen, ist nicht neu. Bereits in den frühen 1970er Jahren und mit dem entscheidenden Durchbruch in den 1990er Jahren wurde mit der Entwicklung und der Vereinheitlichung sowie der Normierung verschiedener Analysemethoden begonnen. Zunächst beschränkten sich die Methoden auf ökologische Problemstellungen, allerdings im Bewusstsein, dass künftig ökonomische sowie soziale Aspekte für eine ganzheitliche Nachhaltigkeitsbeurteilung berücksichtigt werden müssen. Als Standardrahmenansatz zur Lebenszyklusbewertung des ökologischen (umweltrelevanten) Einflusses von Produktsystemen hat sich normativ die Ökobilanz⁶ (Life Cycle Assessment, LCA) nach DIN EN ISO 14040 [25] und DIN EN ISO 14044 [29] etabliert [5, 6].

2.1.2 Nachhaltigkeitsquantifizierung

In Erweiterung der Erfordernisse gelang es, mit der zur Familie der internationalen Normenreihe ISO 14000 [30] (Umweltmanagement) gehörenden ISO 14045 und deren deutscher Fassung DIN EN ISO 14045 [11], sich anschließend international auf einen einheitlichen methodischen Rahmen mit grundlegenden Anforderungen zur Erstellung von sogenannten Ökoeffizienzbewer-

³ „aufeinander folgende und miteinander verbundene Stufen eines Produktsystems von der Rohstoffgewinnung oder Rohstoffherzeugung bis zur endgültigen Beseitigung“ [25] (Abschnitt 1.1).

⁴ Normativ wird vom sogenannten Produktsystem gesprochen. Es ist demnach die „Zusammenfassung von Prozessmodulen mit Elementar- und Produktflüssen, die den Lebensweg eines Produktes modelliert und die eine oder mehrere festgelegte Funktionen erfüllt“ [25].

⁵ Nicht das Produkt oder die Dienstleistung selbst, wie oft angenommen, ist der Untersuchungsgegenstand der lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsbewertung, sondern dessen Produktsystem [5]. Dieser Rückschluss ergibt sich unter anderem aus der dargelegten Nachhaltigkeitsdefinition des Rates für Nachhaltige Entwicklung und den darauf ausgerichteten Bewertungsinstrumenten [18] (Tabelle A.1, Tabelle A.2).

⁶ Die Ökobilanz (LCA, Lebenszyklusbilanz, Lebenszyklusanalyse) wurde bereits mehrfach sowohl zur Gebäudewertung als auch zur Beurteilung in der Heizungs-, Lüftungs- und Klimatechnik genutzt [12, 26–28].

tungen⁷ zu verständigen. Mit diesem Bewertungsansatz ist es möglich, neben den ökologischen beispielsweise auch ökonomische (wirtschaftliche, monetäre) Aspekte [32, 33] als zweite Säule in die Nachhaltigkeitsbeurteilung aufzunehmen und gemeinsam zu bewerten. Es wäre auch möglich, anstelle ökonomischer soziale oder sonstige Aspekte einzubeziehen.

Zu den aktuellsten ganzheitlichen Ansätzen gehören die lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung (LCSA) und die integrierte lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung (Integrated Life Cycle Sustainability Assessment, ILCSA) [34]. Mit den nach diesen Ansätzen der Nachhaltigkeitsbeurteilung entwickelten Methoden⁸ können neben ökologischen und ökonomischen auch soziale Problemstellungen und sonstige Nebeneffekte (Additional Aspects, AA) einbezogen und gemeinsam beurteilt werden. Sie stützen sich wesentlich auf das international anerkannte Drei-Säulen-Modell der Nachhaltigkeit [5] (Abschnitt 2.1.1) und bewerten die Umweltauswirkungen oft im Rahmen einer Ökobilanz, die Kosten über eine Lebenszykluskostenrechnung (Life Cycle Costs, LCC⁹) und soziale Aspekte mittels einer produktbezogenen Sozialbilanz (Social Life Cycle Assessment, SLCA). Von integrierter lebenszyklusbasierter Nachhaltigkeitsbewertung ist die Rede, wenn die lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertung um zusätzliche Nebenaspekte ergänzt wird, wie technologische Risiken, Sozialverträglichkeit oder rechtliche Bestimmungen [34, 36]. Eine allgemeine, wenn auch mathematisch nicht exakte, symbolische Notation beider Ansätze zeigen Gleichung (2.1) [5] und Gleichung (2.2).

$$\text{LCSA} = \text{LCA} + \text{LCC} + \text{SLCA} \quad (2.1)$$

$$\text{ILCSA} = \text{LCA} + \text{LCC} + \text{SLCA} + \text{AA} \quad (2.2)$$

Neben einer Vielzahl anerkannter Methoden zur allgemeinen Nachhaltigkeits-, Ökoeffizienz- und Umweltbewertung [37], wie dem Umweltaußabdruck (Product Environmental Footprint, PEF) [38–40], der Ökoeffizienz-Analyse von BASF [14, 31] oder der Ermittlung des kumulierten Energieaufwands (KEA) [41], stellen vor allem die öffentlich geförderte, vom Öko-Institut e. V. entwickelte Methode PROSA [42, 43] und die Methode SEEBalance von BASF [44] interessante ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertungsinstrumente dar. Während einige Methoden nur auf bestimmte Bereiche der Nachhaltigkeitsanalyse ausgerichtet sind (nur Ökologie oder nur Öko-

⁷ Die Ökoeffizienzbewertung wird auch als Ökoeffizienz-Analyse (Eco-Efficiency Analysis bzw. Eco-Efficiency Assessment, EEA) bezeichnet [16, 31] und wurde bereits zur Bewertung von wärmetechnischen Anlagen in Einfamilienhäusern eingesetzt [12].

⁸ Es wurden je nach Branche, Institution und Problemstellungen spezifische und meist unter Eigennamen veröffentlichte Methoden entwickelt, die im Kern den beiden Ansätzen (LCSA, ILCSA) folgen.

⁹ Häufig handelt es sich nicht nur, wie es die Formulierung Lebenszykluskosten erwarten lässt, um eine explizite Erfassung der Kosten. Oft verbirgt sich hinter diesem Begriff die Betrachtung des Lebenszyklus einer güterwirtschaftlichen Investition, die wiederum als ein Zahlungsstrom mit zeitversetzten Ein- und Auszahlungen angesehen wird [35].

nomie), ist es mit den zuletzt genannten Verfahren möglich, alle drei Säulen der Nachhaltigkeit (Ökologie, Ökonomie, Soziales) zu berücksichtigen.

Es ist mit beiden Verfahren möglich, auch nur eine Ökoeffizienzbewertung (Ökologie, Ökonomie) durchzuführen, ohne die Beurteilung sozialer und soziokultureller Aspekte [14, 42, 45]. Deren Bewertung wird oft wegen fehlender Prozessinformationen, mangelnder Verfügbarkeit spezifischer Daten¹⁰, noch unzureichend entwickelter quantitativer Bewertungsmodelle oder der geringen Bedeutung für die Nachhaltigkeit des zu untersuchenden Produktsystems ausgespart [5, 6, 32]. Obwohl die lebenszyklusbasierte Beurteilung sozialer Aspekte im Umfang einer produktbezogenen Sozialbilanz aufwendig ist, wurde deren Anwendbarkeit grundsätzlich nachgewiesen. Eine Weiterentwicklung und Standardisierung diesbezüglicher Methoden ist dringend notwendig, um den immer wieder aufkommenden kritischen Diskurs zur Subjektivität zu beenden. Aktuelle Forschungen zeigen, wie aktiv nach einer tragbaren allgemeinen Lösung gesucht wird [46–48].

Weitere Gemeinsamkeiten der Verfahren PROSA und SEEBalance finden sich in der quantitativen Bewertung der Umweltwirkungen mit Beachtung der gesamtgesellschaftlichen Relevanz auf Basis von Gesetzen, Umweltzielen und Expertenbefragungen.

Unterschiede in den beiden Methoden gibt es in der Darstellung und Bewertung der Ergebnisse. Im Rahmen von PROSA erfolgt beispielsweise die Gesamtumweltbewertung in einer verbal-argumentativen Diskussion der als gleichgewichtig angesehenen Kennzahlen (Index) je Umweltproblemfeld. Für Vergleiche von Produktalternativen können diese Kennzahlen jedoch auf Basis nationaler Umweltziele gewichtet und mittels daraus berechneter sogenannter Umweltzielbelastungspunkte (UZBP) zu einem Wert aggregiert werden [49]. Im Gegensatz zum Öko-Institut nutzt BASF hierfür einen Normierungsansatz mit sogenannten Relevanz- und Gesellschaftsfaktoren zur Gewichtung und stellt die Ökoeffizienzergebnisse verschiedener Alternativen relativ zueinander in einem sogenannten Ökoeffizienzportfolio dar [31].

Zu den international und national explizit für den Bausektor entwickelten Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden zählen die Gebäudezertifizierung (Green-Building-Zertifizierung) nach BREEAM in Großbritannien, LEED in den USA, DGNB und BNB in Deutschland [50–53]. Diese auf das gesamte Gebäude ausgelegten Bewertungsmethoden bestimmen sowohl qualitativ als auch quantitativ die Nachhaltigkeit nach ökologischen, ökonomischen und soziokulturellen Gesichtspunkten.

Während bei den drei erstgenannten kommerziell genutzten Zertifizierungssystemen eine Bewertung und die Vergabe des Gütesiegels nur durch geschultes Personal¹¹ der jeweilig prüfenden Institution möglich ist, kann eine Zertifizierung nach BNB jede Person durchführen. Dennoch

¹⁰ „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.“ [37].

¹¹ Licensed assessor (BREEAM), accredited professional (LEED), auditor (DGNB) [54].

sollte eine Bewertung, unabhängig davon, ob dies institutionell gefordert ist und wie umfänglich die genannten Zertifizierungsmethoden bezüglich der zu bewertenden Kriterien sowie Indikatoren sind, durch geschultes Personal begleitet werden. Dieses Personal muss über umfängliche fachliche Erfahrungen verfügen und die Zusammenhänge im Bausektor kennen.

Neben den drei klassischen Bereichen der Nachhaltigkeitsbewertung (Ökologie, Ökonomie, Soziales) erlauben einige der Methoden zusätzlich die Beurteilung von Querschnittsqualitäten (technische Qualität, Prozessqualität) und deren Einfluss auf die Nachhaltigkeit. Die Möglichkeit zur Durchführung einer Ökoeffizienzbewertung besteht im Rahmen der Zertifizierung jedoch nicht explizit.

Die Zertifizierung eines Gebäudes erfolgt bei allen Verfahren prinzipiell gleich, unter Bildung eines aggregierten und gewichteten Gesamtergebnisses auf Basis einer Werteanalyse. Dieses Ergebnis wird über den sogenannten Erfüllungsgrad in eine Benotung und ein Zertifikat oder Gütesiegel überführt, wie beim DGNB in Platin, Gold, Silber und Bronze [22, 52, 53, 55–57]. Die Anforderungen, die für das Erreichen eines bestimmten Erfüllungsgrads mit der entsprechenden Ausprägung des Gütesiegels eingehalten werden müssen, sind je nach Gebäudezertifizierungssystem teilweise sehr unterschiedlich. Dies gilt besonders für die Gewichtung von Indikatoren. Die Gewichtung beruht je nach Schwerpunkt auf einer wissenschaftlichen, werte- oder interessensorientierten Grundlage oder einer Kombination [58]. Dementsprechend sind die Ergebnisse der jeweiligen Zertifizierungssysteme nicht direkt miteinander vergleichbar.

Überwiegend konnte festgestellt werden, dass die bedeutendsten Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden mit den Rahmenvorgaben der Normung zum Umweltmanagement der internationalen Normenreihe ISO 14000 [30] korrespondieren. Dies gilt insbesondere für die Umweltbewertung mittels einer Ökobilanz, genormt in der DIN EN ISO 14040 [25] und der DIN EN ISO 14044 [29], aber auch für die Ökoeffizienzbewertung nach DIN EN ISO 14045 [11]. Geringfügige Unterschiede der Methoden sind beispielsweise in differierenden Verfahrensweisen zur Wirkungsabschätzung der einzelnen Nachhaltigkeitsaspekte sowie der Aggregation und der Darstellung der Ergebnisse zu finden. Deren Ursache ist wiederum darin begründet, dass die genannten Normen keine verbindlichen Festlegungen enthalten.

Neben den Methoden zur lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsbewertung existieren weitere etablierte Ansätze zur Beurteilung von Nachhaltigkeitsaspekten. Beispiele sind Methoden zur Risikoabschätzung für chemische Stoffe, die Technikfolgenabschätzung (TFA) oder die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) öffentlicher und privater Projekte gemäß dem Gesetz zur Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP-Gesetz) [59]. Diese Methoden sind oft in ihren Eigenschaften (Untersuchungsobjekt, Systemrahmen, Datenbasis) oder ihrem Anwendungsbezug (verfahrensrechtlich, verbesserungsdienlich, explorativ) limitiert [6, 16]. Aus diesen Gründen und wegen der im Vorfeld abschätzbaren Diskrepanz zur Zielsetzung dieser Arbeit (Abschnitt 1.2, Abschnitt 2.1.1) wird an dieser Stelle auf eine weiterführende Analyse und Bewertung solcher Methoden verzichtet.

Abschließend zeigt Bild 2.3 Methoden zur quantitativen und qualitativen Bewertung der Nachhaltigkeit [6, 37, 45]. Die Eingruppierung erfolgte auf Basis der mit diesen Methoden bewertbaren Nachhaltigkeitsdimensionen. Es sind weitere Klassifizierungen möglich. Hierfür sei auf Untersuchungen und Anstrengungen zur Systematisierung der Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden sowie diesbezügliche umfangreiche und ausführliche Literatur verwiesen [37]. Im Abschnitt A.1 befindet zudem sich eine Übersicht lebenszyklusbasierter Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden. Aus diesen Verfahren wurde auf Grundlage definierter Anforderungen, bezüglich des Bewertungsumfangs und der angestrebten Güte der Ergebnisse, ein Basisansatz zur Entwicklung einer spezifischen Nachhaltigkeitsbewertungsmethode für wärmetechnische Anlagen ausgewählt (Abschnitt A.2).

2.2 Nachhaltigkeitsbewertung wärmetechnischer Anlagen

2.2.1 Primärenergetische Bewertung gemäß Gesetzgebung

Die derzeit gängige Praxis zur Bewertung der Nachhaltigkeit und zur Auswahl wärmetechnischer Anlagen besteht in der getrennten Beurteilung ökologischer Zielstellungen und ökonomischer Kriterien.

Zur Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit von Anlagentechnologien wird das Primärenergieverfahren angewendet, bedingt durch die aktuelle Energieeinspargesetzgebung für Gebäude (Energieeinsparverordnung¹², EnEV) [61, 62]. Das alleinige ökologische Bewertungskriterium ist die Primärenergie (Input-Ressourcen-Indikator *Primärenergie*¹³). Sie wird als spezifische Bedarfsgröße¹⁴ während der Gebäude- und Anlagenplanung genormt berechnet. Gemäß Bild 2.3 lässt sich das Verfahren den spezifischen Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden zur Ökologie zuordnen und ist mit der Ermittlung des kumulierten Energieaufwands (KEA) [41] eng verwandt.

In der aktuellen wie auch der künftigen Energieeinspargesetzgebung ist die Primärenergie die Schlüsselgröße zur Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit von Gebäuden und wärmetechnischen Anlagen [60–62]. Die im Rahmen der primärenergetischen Bewertung zu verwendenden Berechnungsverfahren sind mit den Normen DIN V 4108-6 [63, 64], DIN V 4701-10 [65] und DIN V 18599 verbindlich vorgegeben [66, 67]. Zentrale Elemente der Primärenergiebewertung sind der Primärenergiebedarf $Q_{p,a}$, der Endenergiebedarf $Q_{f,a}$, der Nutzenergiebedarf $Q_{b,a}$, der Primärenergiefaktor¹⁵ f_p und der Systemnutzungsgrad η_a .

¹² Das Gesetz soll künftig durch das Gebäudeenergiegesetz (GEG) abgelöst werden [60].

¹³ Da die Primärenergie thermodynamisch korrekt nicht verbraucht werden kann, steht sie in der Nachhaltigkeitsbewertung synonym für den potenziellen Verbrauch energetischer Ressourcen. Sie kann auch als Input-Ressourcen-Indikator *Primärenergie* bezeichnet werden. Für die Nachhaltigkeitsdiskussion ist oft der nicht-regenerative (fossile) Anteil von Interesse.

¹⁴ Der Primärenergiebedarf wird in der Einheit $\frac{\text{kWh}}{\text{m}^2 \cdot \text{a}}$ angegeben.

¹⁵ Anstelle des Index p wird oft der Index PE zur Kennzeichnung der Primärenergie verwendet.

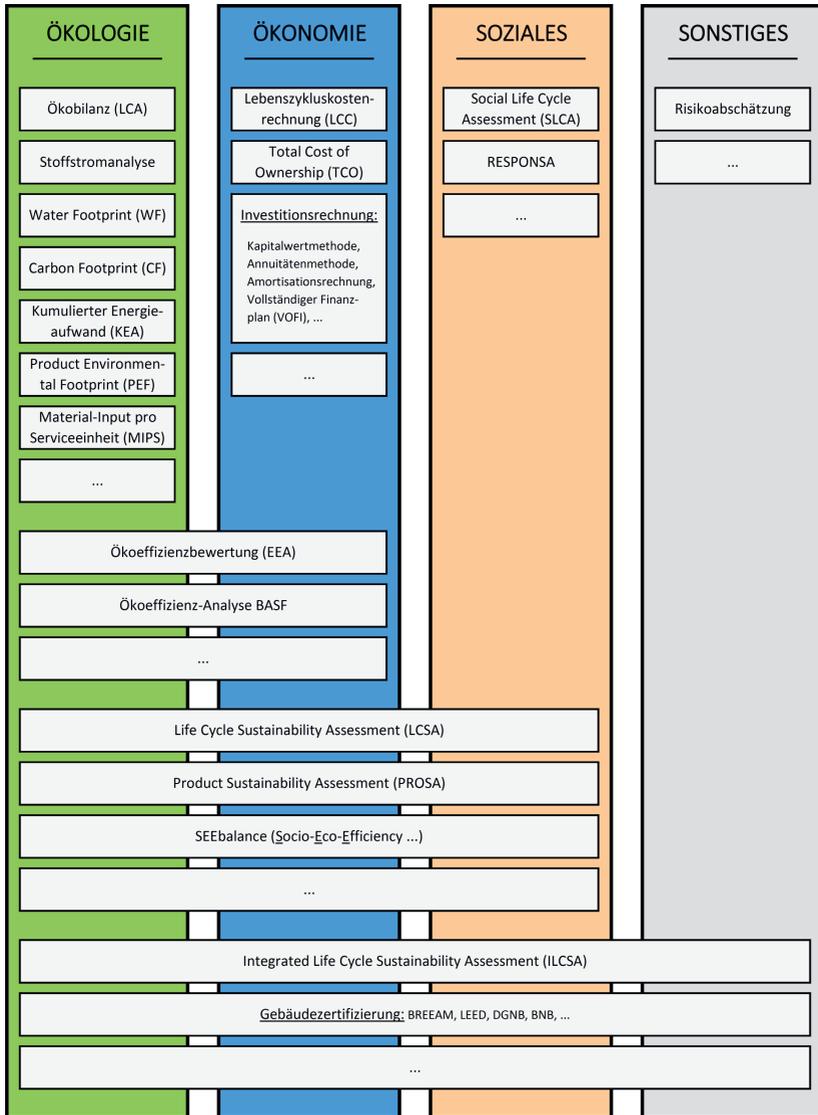


Bild 2.3: Methoden zur Nachhaltigkeitsbewertung von Produkten und Dienstleistungen.

So lässt sich der heizwertbezogene Primärenergiebedarf $Q_{p,a}$ eines Gebäudes entsprechend aus der Summe des energieträgerspezifischen Endenergiebedarfs $Q_{t,a,i}$ und dem jeweiligen Primärenergiefaktor $f_{p,i}$ für den nicht erneuerbaren, fossilen Anteil nach Gleichung (2.3) ermitteln. Der Umrechnungsfaktor f_{H_s/H_i} (Wärmewertverhältnis) wird benötigt, wenn die Endenergiebedarfswerte brennwertbezogen vorliegen [68].

$$Q_{p,a} = \sum_{i=1}^n \left(f_{p,i} \cdot \frac{1}{f_{H_s/H_i}} \cdot Q_{t,a,i} \right) \quad (2.3)$$

Die energieträgerspezifische Endenergie ergibt sich nach Gleichung (2.4) allgemein aus dem Jahressystemnutzungsgrad $\eta_{a,i}$ und dem Energieanteil β_i des durch den Endenergieträger versorgten Anlagenteils sowie aus der jährlichen gebäudespezifischen Nutzenergie $Q_{b,a}$.¹⁶

$$Q_{t,a,i} = \frac{1}{\eta_{a,i}} \cdot \beta_i \cdot Q_{b,a} \quad (2.4)$$

Der jeweilige endenergieträgerbezogene Primärenergiefaktor $f_{p,i}$ ist ein hauptsächlich aus Umweltdatensätzen (GEMIS-Datenbank) im Rahmen einer Umweltbewertung generierter Energiekennwert¹⁷ [41, 69]. Er ermöglicht die Berücksichtigung des Energieaufwands für die Gewinnung, die Aufbereitung, die Umwandlung sowie den Transport vom Primärenergieträger hin zum Endenergieträger [70].

In Bild 2.4 ist schematisch die sogenannte Energiebereitstellungskette, auch als Vorkette bezeichnet, für den Endenergieträger Erdgas dargestellt.

Das Primärenergieverfahren kann zur Bestimmung geeigneter nachhaltiger Anlagentechnologien genutzt werden. Durch einen Vergleich unterschiedlicher Anlagenvarianten für ein Gebäude ist die Variante mit dem geringsten Primärenergiebedarf am nachhaltigsten.

Gegenwärtig wird der Primärenergiefaktor f_p verstärkt als politische Steuerungsgröße eingesetzt, um die Nutzung endlicher, fossiler Energieressourcen und den Treibhausgasausstoß zu verringern (Abschnitt 1.1) [61, 62].

Neben der Ermittlung des Primärenergiebedarfs werden oft, wenn auch noch nicht gesetzlich bindend, die potenziellen Treibhausgasemissionen, hauptsächlich für die Energieträgerbereitstellung und die Nutzung, mittels CO₂-Emissionsfaktoren bestimmt und zur Bewertung herangezogen [4, 72]. Einige Hersteller von Anlagenkomponenten lassen zudem für bestimmte Produkte einen sogenannten CO₂-Fußabdruck (Carbon Footprint, CF) [73] oder eine Umwelt-Produktdeklaration

¹⁶ Die Nutzenergie bzw. der Nutzenergiebedarf ist der „Oberbegriff für Nutzwärmebedarf, Nutzkältebedarf, Nutzenergiebedarf für Trinkwarmwasser, Beleuchtung, Befeuchtung“ [68]. Da die „Erfurter Methode“ zunächst vorrangig auf wärmetechnische Anlagen zugeschnitten ist, wären dies der Nutzwärmebedarf zur Gebäudebeheizung und der Nutzenergiebedarf für Trinkwarmwasser.

¹⁷ In älterer Literatur ist anstelle des Primärenergiefaktors der Bereitstellungsgrad π_B zu finden. Er entspricht für fossile Endenergieträger in guter Näherung dem Reziprokwert des Primärenergiefaktors.

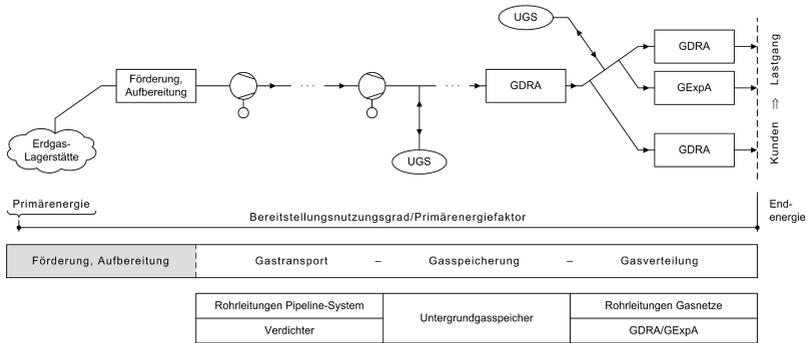


Bild 2.4: Energiebereitstellungskette für Erdgas [71].

(Environmental Product Declaration, EPD) [74] erstellen, die mehrheitlich alle mit diesem Produkt verbundenen Treibhausgasemissionen und Umweltauswirkungen aufzeigen sollen.

In einigen wenigen Fällen erfolgt die Beurteilung der Umweltbeeinflussung von Nichtwohngebäuden und öffentlichen Gebäuden sowie deren technischen Anlagen sehr umfangreich mittels einer Gebäudezertifizierung für nachhaltiges Bauen (Green-Building-Zertifizierung, Abschnitt 2.1.2).

Zusammenfassend zeigt Bild 2.5 in einem Flussdiagramm vereinfacht den Lebensweg einer wärmetechnischen Anlage mit den wichtigsten derzeit berücksichtigten Prozessen, Lebenswegabschnitten und bewertungsrelevanten In- und Outputflüssen (Elementar-¹⁸, Produktflüsse¹⁹), wie der Primärenergie, den Treibhausgasemissionen und den Gutschriften, beispielsweise beim Einsatz von Blockheizkraftwerken (BHKW) für das Koppelprodukt Strom.

Es ist unter anderem deutlich zu erkennen, dass der primärenergetische Umwelteinfluss der Lebenszyklusphase Entsorgung im aktuellen Verfahren keine Berücksichtigung findet. Dies gilt auch für die unterschiedlichen zum Einsatz kommenden Anlagenkomponenten mit ihrem sogenannten grauen Energieanteil.

Alle sich innerhalb der dargestellten Systemgrenze befindenden Prozesse (gelbe Rechtecke) und Produkte sowie die grenzüberschreitenden Elementar- und Produktflüsse werden im Umweltmanagement als Produktsystem bezeichnet. Das Produktsystem wird im Vorfeld einer Umwelt- oder Nachhaltigkeitsbewertung definiert, z. B. für die Erstellung einer Sachbilanz (LCI) oder Ökobilanz (LCA). Es ist der eigentliche Gegenstand der Umweltbewertung [25, 29].

¹⁸ „Stoff oder Energie, der bzw. die dem untersuchten System zugeführt wird und der Umwelt ohne vorherige Behandlung durch den Menschen entnommen wurde, oder Stoff oder Energie, der bzw. die das untersuchte System verlässt und ohne anschließende Behandlung durch den Menschen an die Umwelt abgegeben wird“ [25].

¹⁹ „Produkte, die von einem anderen Produktsystem zugeführt oder an ein anderes Produktsystem abgegeben werden“ [25].

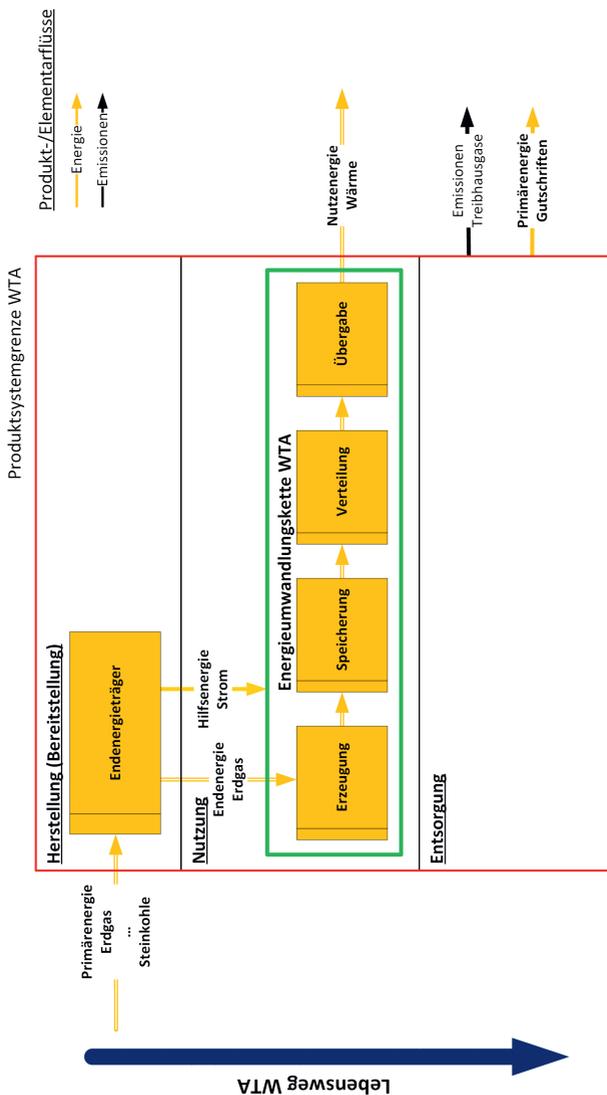


Bild 2.5: Flussdiagramm des Lebensweges einer wärmetechnischen Anlage (Standard).

2.2.2 Auswahlkriterium Wirtschaftlichkeit

Neben der ökologischen Nachhaltigkeitsbewertung wird eine wärmetechnische Anlage parallel oft einer ökonomischen Beurteilung unterzogen. Dies geschieht zumeist im Rahmen einer Wirtschaftlichkeitsbetrachtung nach der Annuitätenmethode der VDI 2067 [8] oder den Methoden der VDI 6025 [9]. Mit den dort beschriebenen Verfahren lassen sich die Lebenszykluskosten (LCC) gebäude- und wärmetechnischer Anlagen bestimmen. Diese sogenannte Lebenszykluskostenrechnung wird auch im Rahmen der Erstellung von Gebäudenachhaltigkeitszertifikaten (Green-Building-Zertifizierung) angewendet [75].

Als Bewertungs- und Vergleichskriterium für die ökonomische Nachhaltigkeit von Anlagentechnologien gilt es, die Vorteilhaftigkeit der mit ihnen verknüpften Investitionen zu prüfen. Um festzustellen, inwieweit eine Investition wirtschaftlich vorteilhaft ist, werden mittels dynamischer Verfahren der Investitionsrechnung ökonomische Kenngrößen, wie der Barwert B [71], der Kapitalwert²⁰ K [9] oder die Annuität AN [8, 9], für jede Variante berechnet und gegenübergestellt. Gleichung (2.5) bis Gleichung (2.8) zeigen vereinfacht die mathematischen Zusammenhänge und Unterschiede der genannten Kenngrößen.

$$B = I + K_{\text{verbr.}} \cdot d_{\text{verbr.}} + K_{\text{betr.}} \cdot d_{\text{betr.}} + K_{\text{sonst.}} \cdot d_{\text{sonst.}} \quad (2.5)$$

$$K = -A_0 + \sum_{t=1}^T \frac{E_t - A_t}{q^t} \quad (2.6)$$

$$AN_K = K \cdot \alpha \quad (2.7)$$

$$AN_B = B \cdot \alpha \quad (2.8)$$

Grundsätzlich wird zwischen absoluter und relativer Wirtschaftlichkeit (Vorteilhaftigkeit) unterschieden. Aus Sicht eines Investors ist eine Investition nur dann absolut von Vorteil, wenn sie rentabel (wertsteigernd) ist. Dies wäre beispielsweise mit einem positiven Betrag des Kapitalwerts oder der Annuität der Fall. Sollen hingegen mehrere Anlagenvarianten für ein Gebäude verglichen und eine Rangfolge gebildet werden, dann gilt es, die relative Vorteilhaftigkeit zu prüfen. Es wäre die Variante am wirtschaftlichsten und zu bevorzugen, deren Kapitalwert oder Annuität am höchsten ist. Die Aussage ist auch richtig, wenn diese Variante absolut gesehen unwirtschaftlich sein sollte. Treten mit einer Investition nur Kosten auf, wie häufig bei

²⁰ Im Unterschied zur Barwertmethode berücksichtigen die Kapitalwert- und Annuitätenmethode nicht nur die Kosten (Auszahlungen A_t), sondern auch die mit einer Investition verbundenen Einnahmen (Einzahlungen E_t) zu den jeweiligen Zeitpunkten t [71].

wärmetechnischen Anlagen, dann wird oft auf die Barwertmethode zurückgegriffen. Mit ihr wird die relativ am wenigsten unwirtschaftliche Variante gesucht [35, 71].

Neben den klassischen dynamischen Verfahren der Investitionsrechnung kommt in der Gebäudeplanung als Controllinginstrument immer häufiger die Methode der vollständigen Finanzpläne (VOFI) zur Bestimmung der Vorteilhaftigkeit einer Investition zur Anwendung. Dieses neue tabellarische Verfahren ermöglicht die Berücksichtigung des realen, nicht vollkommenen Kapitalmarkts und ist vielfältig einsetzbar. So lassen sich mit vollständigen Finanzplänen Finanzierungen mit Eigen- und Fremdkapital, Ersatzinvestitionen, je nach Kreditart variable Zinssätze und Tilgungen, Guthabenverzinsungen, Steuern und Abgaben differenziert betrachten und bewerten. Bild 2.6 verdeutlicht die Flexibilität und den Umfang vollständiger Finanzpläne. Aus ihnen sind nicht nur der Endwert²¹ oder die Rentabilität, sondern auch der Kapitalwert und daraus die Annuität zur Quantifizierung der Wirtschaftlichkeit bestimmbar [35, 76, 77].

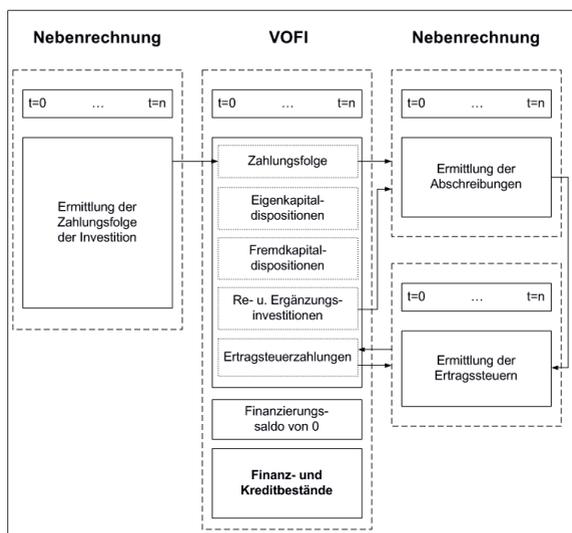


Bild 2.6: VOFI-System [76].

Im Gegensatz zu den klassischen formelbasierten Methoden der Investitionsrechnung ist die Aufstellung vollständiger Finanzpläne (Tabellenverfahren) zwar differenzierbarer, aber aufwendiger. Daher ist deren Anwendung vor allem bei größeren, komplexeren und langfristigen Investitionsvorhaben beispielsweise zur Erhöhung der Planungssicherheit beim Bau großer öffentlicher Gebäude sinnvoll. In anderen Fällen sind die Abweichungen der Ergebnisse zu den weniger

²¹ „... Überschuss der liquiden Mittel am Ende der Nutzungsdauer ...“ [35].

umfangreicheren dynamischen Verfahren gering und rechtfertigen nicht den höheren Aufwand. Für Vergleiche von wärmetechnischen Anlagen, zu denen in frühen Planungsphasen noch zu ungenaue Angaben vorliegen, wie zu unterschiedlichen Kreditarten, tatsächlichen Zinssätzen und realen Kosten oder Erträgen, sind vollständige Finanzpläne nicht vorteilhafter als die klassischen dynamischen Verfahren der Investitionsrechnung [78].

Die wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit ist derzeit das ökonomische Hauptkriterium zur Auswahl von wärmetechnischen Anlagen. Andere ökonomische Nachhaltigkeitsaspekte, wie Wertschöpfung oder Regionalität, finden keine Berücksichtigung. Es erfolgt auch keine Verknüpfung ökologischer Aspekte (Primärenergie) und ökonomischer Kriterien (Wirtschaftlichkeit). Sofern die gesetzlichen ökologischen Anforderungen (Primärenergiebedarf, Abschnitt 2.2.1) eingehalten werden, wird zumeist die ökonomisch günstigste (wirtschaftlichste) Variante gewählt. Diese muss nicht zwangsläufig die ökologisch vorteilhafteste Lösung sein.

Jedoch ist derzeit oft nicht die ganzheitliche lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeit ausschlaggebend für die Wahl einer geeigneten Anlagentechnologie zur Wärmebereitstellung in einem Gebäude, sondern primär die ökonomische Nachhaltigkeit (wirtschaftliche Vorteilhaftigkeit).

2.3 Ökoeffizienzbewertung

2.3.1 Methodischer Bewertungsrahmen

Ausgehend vom Leitgedanken, künftig zu nachhaltigeren wärmetechnischen Anlagen zu gelangen, wurde im Vorfeld nach geeigneten Bewertungsansätzen als Grundlage für die Entwicklung einer zugeschnittenen Methode gesucht (Abschnitt 1.1, Abschnitt 2.2.1).

Auch wenn es bereits Methoden zur Ökoeffizienzbewertung [12] und zur lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsbewertung²² im Bausektor gibt, eignen sich diese Verfahren aufgrund des hohen Bewertungsumfangs und der Ausrichtung auf das gesamte Gebäude nur bedingt für spezifische Technologievergleiche und Investitionsentscheidungen in der Anlagenplanung und -bewirtschaftung [28, 37]. Da mit diesen Methoden eine Bewertung oftmals erst gegen Ende oder nach Abschluss des Bauprojektes durchgeführt wird, kann die Möglichkeit zur Nachhaltigkeitsoptimierung in frühen Planungsphasen eines Gebäudes nicht genutzt werden.

Ein anderer wichtiger Punkt beim Erstellen von Nachhaltigkeitsanalysen, insbesondere für vergleichende Untersuchungen von Produktsystemen, ist eine systematische und einheitliche Vorgehensweise. Zu diesem Zweck sollte auf national wie auch international akzeptierte Ansätze zurückgegriffen werden, wie sie in den Normen DIN EN 15804 [74] und DIN EN 15978 [79] zur Beurteilung der ökologischen Nachhaltigkeit von Bauwerken beschrieben sind.

²² Bspw. Gebäudezertifizierung nach BREEAM, LEED, DGNB und BNB (Abschnitt 2.1.2).

Unter Beachtung der im Vorfeld definierten Anforderungen (Anhang A.1, Anhang A.2) an ein zukunftsorientiertes Nachhaltigkeitsbewertungsverfahren für wärmetechnische Anlagen und unter Berücksichtigung der zuvor genannten Aspekte sowie der Tatsache, dass soziale und soziokulturelle Problemstellungen oft vernachlässigt werden müssen (Abschnitt 2.1.2), hat sich der verfahrenstechnische Rahmen der Ökoeffizienzbewertung (EEA, Bild 2.3) für die mit dieser Arbeit entwickelten Methode als optimal herauskristallisiert. Unterstützend kommt hinzu, dass mit der DIN EN ISO 14045 [11] eine international anerkannte normative Grundlage geschaffen wurde. Sie definiert und beschreibt nicht nur den methodischen Rahmen, sondern auch die Prinzipien, Anforderungen und Leitlinien, unter denen eine Ökoeffizienzbewertung durchzuführen ist. Da dieser Ansatz grundlegend für die Entwicklung der neuen Methode ist, werden nachfolgend die wichtigsten Bewertungsphasen erläutert.

Das Ziel einer Ökoeffizienzbewertung besteht darin, das Produktsystem eines Produktes oder einer Dienstleistung, nicht das Produkt oder die Dienstleistung selbst, über dessen gesamten Lebensweg hinsichtlich seiner Umweltauswirkungen und des dabei generierten, meist monetären (wirtschaftlichen) Nutzens ganzheitlich zu beurteilen. Dabei lassen sich kritische Produktsystembereiche aufzeigen sowie umweltfreundlicher und beispielsweise kostengünstiger gestalten. Oft ist die Ökoeffizienzbewertung Teil einer umfänglicheren lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsanalyse (Abschnitt 2.1). Sie kann als Controllinginstrument für Vergleiche alternativer Produktsystemlösungen in den unterschiedlichsten Bereichen eingesetzt werden, wie zur Produktverbesserung, für politische Entscheidungen oder im Marketing.

Zum Verständnis zeigt Bild 2.7, analog zu Bild 2.5, die Abbildung eines Produktsystems nach DIN EN ISO 14040 [25], wie es zur Erstellung von Ökobilanzen (LCA) definiert werden muss. Diese vereinfachte Darstellung beinhaltet system- und bewertungsrelevante Prozesse (Rohstoffgewinnung, Transport), Produktflüsse zwischen den Prozessen (Zwischenproduktflüsse) und grenzüberschreitende In- bzw. Outputflüsse (Elementar-, Produktflüsse) entlang des gesamten Lebensweges des zu untersuchenden Produktes, wie einer wärmetechnischen Anlage, oder einer Dienstleistung. Zu den wesentlichen Phasen einer Ökoeffizienzbewertung gehören die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens, die Beurteilung der Umweltauswirkungen und des Produktsystemnutzens, die Quantifizierung der Ökoeffizienz sowie eine Auswertung der Ergebnisse. Dabei bezieht sich die DIN EN ISO 14045 [11] für die Umweltbewertung vorrangig auf die Normen DIN EN ISO 14040 [25] und DIN EN ISO 14044 [29] zum Erstellen von Ökobilanzen. Zur Bewertung des Produktsystemnutzens sind in der Norm keine verbindlichen Vorgaben zu finden. Jedoch beinhaltet die DIN EN ISO 14045 [11] informativ einige im dortigen Anhang B befindliche Beispiele, anhand derer die praktische Durchführung der Ökoeffizienzbewertung gezeigt wird. Die Anwendung dieser spezifischen, meist branchenbezogenen Methoden ist jedoch nicht zwingend. Auch sind sie nicht für normativ vergleichende Aussagen zur Ökoeffizienz mehrerer Produktsysteme in Veröffentlichungen²³ gedacht.

²³ Gegenüberstellung der Ergebnisse im Sinne der „Überlegenheit oder Gleichwertigkeit eines Produktes“ [11].

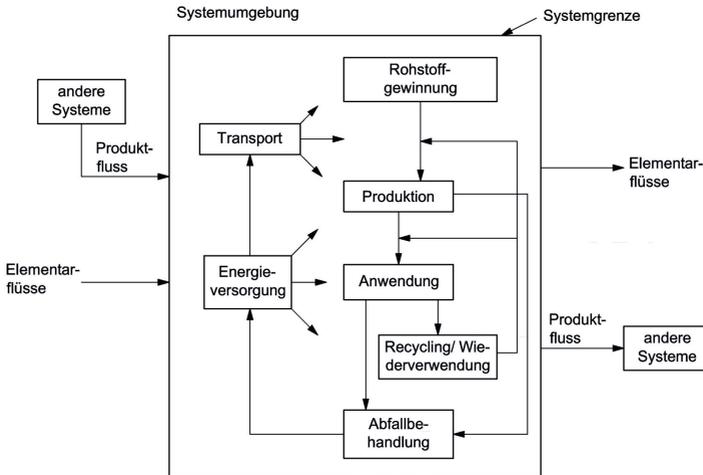


Bild 2.7: Beispiel eines Produktsystems nach DIN EN ISO 14040 [25].

Ebenso dürfen diesbezügliche Ökoeffizienzdaten nicht zu einem übergeordneten Gesamtergebnis aggregiert werden (Vollaggregation) [11]. Das schließt auch die nach Norm optionale Gewichtung von Ökoeffizienzdaten ein. Diese Festlegungen lassen sich mit der Tatsache begründen:

„...; es gibt keine wissenschaftliche Grundlage, Ergebnisse von Ökobilanzen übergreifend zu einer numerischen Rangfolge oder zu einem numerischen Einzelwert zusammenzufassen, da es eine Gewichtung auf Basis von Werthaltungen erfordert; ...“

Diese Aussage ist DIN EN ISO 14040 [25] und sinngemäß DIN EN ISO 14044 [29] zu entnehmen, die wiederum verpflichtender Bestandteil der DIN EN ISO 14045 [11] sind.

Da Werthaltungen einer gewissen Willkür und Subjektivität unterliegen, stehen sie im Widerspruch zu einem der zentralen Prinzipien der Ökoeffizienz- und Nachhaltigkeitsbewertung, der Forderung nach der Priorität des wissenschaftlichen Ansatzes. Sie sind nur in Ausnahmefällen anzuwenden [11]. Hierzu sei angemerkt, dass die nach DIN EN ISO 14040 [25] aufzustellende Sachbilanz und die optionale Ordnung (Rangbildung) von Ökobilanzdaten teilweise bereits auf Werthaltungen beruhen, aber zulässig für vergleichende Aussagen in Veröffentlichungen sind. Ähnliche Aussagen zur auf Werthaltungen beruhenden Aggregation sind, wenn auch primär auf die Bewertung der Umweltauswirkungen bezogen, ebenso anderen Quellen zu entnehmen [5, 6]. Auch wenn der wissenschaftliche Anspruch sowie die Kritik an gewichteten und aggregierten Daten gerechtfertigt sind, so ist es doch oft nicht praktikabel, vollständig auf eine Gewichtung und Aggregation zu verzichten. Insbesondere der Kritik an der Vollaggregation kann durch

Transparenz und Offenlegung der Vorgehensweise entgegnet werden [10]. Im Bild 2.8 sind die grundlegenden Phasen zur Ermittlung der Ökoeffizienz von Produktsystemen dargestellt.

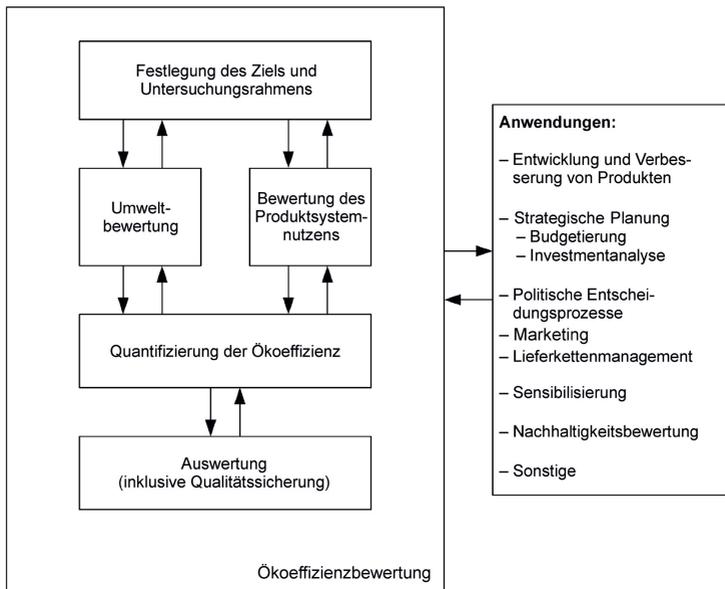


Bild 2.8: Phasen einer Ökoeffizienzbewertung nach DIN EN ISO 14045 [11].

2.3.2 Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen

Um die Ökoeffizienz von Produktsystemen, wie die unterschiedlicher wärmetechnischer Anlagen für das gleiche Gebäude, bestimmen und gegenüberstellen zu können, ist es im ersten Bewertungsschritt wichtig, das Ziel und den Untersuchungsrahmen zu definieren. In dieser Phase werden zunächst nur vorläufig²⁴ die Anforderungen²⁵ an die Umweltbewertung und das Verfahren zur Bewertung des Produktsystemnutzens bestimmt. Es sind die notwendigen Ökoeffizienzindikatoren zu definieren sowie die Auswertung und Kommunikation der Ergebnisse zu beschreiben [11].

Im Anschluss an den ersten Bewertungsschritt folgen parallel die Phase der Umweltbewertung und die Phase der Bewertung des Produktsystemnutzens (Bild 2.8). Beiden Phasen sollte im Idealfall eine gemeinsame Sachbilanz (LCI) vorangestellt werden, auch wenn dies nur für den normkonformen Rahmen der Umweltbewertung (Ökobilanz, LCA) beschrieben wird [5, 6].

²⁴ „Die Ökoeffizienzbewertung ist eine iterative Methode.“ [11].

²⁵ Bewertungszweck, Funktion, funktionelle Einheit, Systemgrenze, Allokationsregeln.

Durch eine gemeinsame Sachbilanz wird sichergestellt, dass die Bewertungsergebnisse auf dem gleichen Produktsystem sowie identischen In- und Outputflüssen gründen und als quantifizierte Eingangsdaten beiden weiterführenden Bewertungsphasen (Umwelt, Produktsystemnutzen) zur Verfügung stehen.

Die Sachbilanz ist nach DIN EN ISO 14040 [25]:

„... die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines gegebenen Produktes im Verlauf seines Lebensweges ...“

Sie ist vordergründig ein Instrument zur Erfassung möglichst aller Stoff- und Energieströme (Elementarflüsse), die die Systemgrenze des festgelegten Produktsystems überschreiten und Veränderungen in der natürlichen Umwelt bewirken [6]. Bild 2.9 zeigt die prinzipielle Vorgehensweise zur Aufstellung einer Sachbilanz.

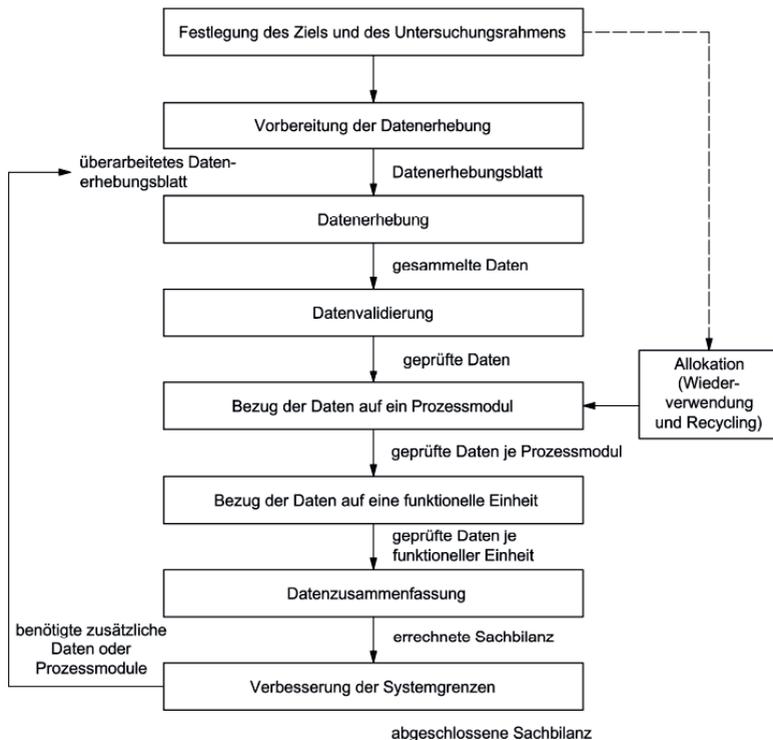


Bild 2.9: Ablauf zum Erstellen einer Sachbilanz nach DIN EN ISO 14040 [29].

2 Nachhaltigkeitsbewertung in Wissenschaft und Technik

Das Ergebnis der Sachbilanz ist eine Auflistung sowohl der umweltbeeinflussenden elementaren In- und Outputflüsse als auch der Produkt- und Zwischenproduktflüsse des untersuchten Produktsystems, wobei die zuerst genannten grenzüberschreitenden Elementarflüsse die für die Wirkungsabschätzung entscheidenden Flüsse darstellen. Sie enthalten die wichtigen Informationen zu den mit dem Produkt verbundenen Umweltwirkungen [6, 25]. Auch grenzüberschreitende Produkt- und Zwischenproduktflüsse haben Einfluss auf das Sachbilanzergebnis und die Wirkungsabschätzung, beispielsweise in Form von berücksichtigten Gutschriften. Eine Auflistung der Sachbilanzergebnisse für den Endenergieträger Erdgas zur Bereitstellung von 1 kWh Nutzenergie im Gebäude bei einem Systemnutzungsgrad η von 1,0 zeigt Bild 2.10.

Inputs		Outputs		
		DE: Nutzenergie	Herstellung	Nutzenergie
Flüsse		0,2523	0,05091	0,2014
Energetische Ressourcen		0,2486	0,04722	0,2014
Nicht regenerierbare energetische Ressourcen				
Braunkohle (Resource)				
Braunkohle (n MJ)	9,691E-005	9,691E-005		
Erdgas (Resource)				
Erdgas (n MJ)	0,08954	0,08954		
Gubergas (n MJ)	-2,44E-010	2,44E-010		
Gubermethan (n MJ)	3,155E-006	3,155E-006		
Kohlenflözmethan (n MJ)	2,189E-007	2,189E-007		
Schiefergas (n MJ)	3,799E-007	3,799E-007		
Tight-Gas (n MJ)	4,332E-007	4,332E-007		
Erdöl (Resource)				
Erdöl (n MJ)	0,0003247	0,0003247		

Emissionen in Luft		DE: Nutzenergie	Herstellung	Nutzenergie
Anorganische Emissionen in Luft		0,2523	0,05091	0,2014
Aluminium	4,466E-012	4,466E-012		
Ammoniak	4,661E-008	4,661E-008		
Ammonium	8,979E-011	8,979E-011		
Ammoniumnitrat	-8,082E-017	-8,082E-017		
Argon	2,63E-010	2,63E-010		
Banum	3,519E-010	3,519E-010		
Beryllium	6,458E-012	6,458E-012		
Bleiodioxid	4,014E-016	4,014E-016		
Bor	1,861E-014	1,861E-014		
Borverbindungen (unspezifisch)	7,691E-010	7,691E-010		
Brom	1,804E-010	1,804E-010		
Bromwasserstoff (Bromwasserstoffäure)	-4,99E-015	-4,99E-015		
Carbonsäure	9,285E-015	9,285E-015		
Chlor	2,116E-010	2,116E-010		
Chloride (unspezifisch)	7,229E-010	7,229E-010		
Chlormercurstoff	3,121E-008	3,121E-008		
Cyanide (unspezifisch)	3,495E-011	3,495E-011		
Cyanwasserstoff (Blausäure)	2,914E-011	2,914E-011		
Fluor	3,69E-012	3,69E-012		
Fluorid	4,618E-010	4,618E-010		
Fluorwasserstoff	1,951E-009	1,951E-009		
Helium	-7,499E-011	-7,499E-011		
Jodwasserstoff	1,278E-018	1,278E-018		
Kohlendioxid	0,2215	0,02025	0,2013	
Kohlendioxid (biogen)	7,796E-005	7,796E-005		
Kohlendioxid (nicht biogen)	1,959E-005	1,959E-005		

Bild 2.10: Auflistung (Ausschnitt) der Sachbilanzergebnisse für den Endenergieträger Erdgas (Mix DE), erstellt mit der Software GaBi ts [80].

2.3.3 Umweltbewertung mittels Ökobilanz

Zur Bewertung von Umweltauswirkungen wurden unterschiedlichste Verfahren entwickelt (Bild 2.3 unter Ökologie) [6, 37]. Normativ durchgesetzt hat sich zur ganzheitlichen Beurteilung bis dato nur die Ökobilanz, auf deren Anwendung zur Umweltbewertung verpflichtend auch die DIN EN ISO 14045 [11] verweist.

Das im englischen Sprachgebrauch treffender bezeichnete Life Cycle Assessment²⁶ (LCA) ist ein ganzheitlicher Ansatz zur Bewertung der Umweltbeeinflussung von Produkten und Dienstleistungen. In Deutschland, Österreich und der Schweiz haben sich mit Einführung der Normen DIN EN ISO 14040 und DIN EN ISO 14044 jedoch die umgangssprachliche Bezeichnung Ökobilanz und die folgenden Definitionen etabliert [25, 29]:

²⁶ In Erweiterung des ganzheitlichen Nachhaltigkeitsdenkens wäre das Life Cycle Assessment (Ökobilanz) mit den zusätzlichen englischen Begriffen „Environmental“ oder „Ecology“ (ELCA oder LCEA) heute zeitgemäßer bezeichnet.

„Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputflüsse und der potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf seines Lebensweges“

„Die Ökobilanz bezieht sich auf die Umweltaspekte und potenziellen Umweltwirkungen^a (z. B. Nutzung von Ressourcen und Umweltauswirkungen von Emissionen) im Verlauf des Lebensweges eines Produktes von der Rohstoffgewinnung über Produktion, Anwendung, Abfallbehandlung, Recycling bis zur endgültigen Beseitigung (d. h. „von der Wiege bis zur Bahre“).“

^a Die „potenzielle Umweltwirkung“ ist eine relative Aussage, da sie sich auf die funktionelle Einheit eines Produktsystems bezieht.

Die zur Erstellung einer Ökobilanz zu nutzenden Normen DIN EN ISO 14040 [25] und DIN EN ISO 14044 [29] enthalten neben Informationen zur Sachbilanz auch wichtige Hinweise zur Wirkungsabschätzung (Life Cycle Impact Assessment, LCIA) von Umwelteinflüssen.

Umwelteinflüsse oder Umweltaspekte sind dabei Synonyme für den potenziellen oder tatsächlichen Eingriff in die natürliche Umwelt als Folge einer Bedürfnisbefriedigung durch anthropogene (menschliche) Handlungen. Sie kennzeichnen den Beginn von Ursache-Wirkungs-Ketten (Umweltwirkungsmechanismus²⁷, Bild 2.11), die den Zusammenhang zwischen einer Umweltbeeinflussung und einer daraus resultierenden anthropogenen Umweltwirkung beschreiben. Werden diese Umweltwirkungen negativ bewertet, so wird oft von einem Umweltproblem gesprochen [5, 6]. Beispiele für derartige Umwelteinflüsse bzw. -aspekte sind Ressourcennutzung, Emissionen, Abfall, aber auch Lärm oder Flächennutzung [20].

Da die im Abschnitt 2.3.2 beschriebene Sachbilanz vorgelagert für die Bewertung der Umweltauswirkungen und des Produktsystemnutzens gemeinsam durchgeführt werden sollte, liegt der bleibende Schwerpunkt der Umweltbewertungsphase nach DIN EN ISO 14045 [11] letztlich in der erwähnten Wirkungsabschätzung. In der DIN EN ISO 14040 [25] wird sie beschrieben als:

„Bestandteil der Ökobilanz, der dem Erkennen und der Beurteilung der Größe und Bedeutung von potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf des Lebensweges des Produktes dient“

Ziele dieser Abschätzung sind eine möglichst umfassende Bewertung der durch das Produktsystem bedingten Umweltauswirkungen sowie die Vergleichbarkeit mit anderen Systemen. Grundsätzlich hat eine normkonforme Wirkungsabschätzung verbindliche, weitestgehend naturwissenschaftlich begründete Bestandteile. Sie kann zur besseren Interpretation zusätzlich optionale, tendenziell subjektiv begründete Inhalte berücksichtigen [25, 29]. Zu den verbindlichen Bestandteilen gehören

²⁷ „System physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse für eine vorgegebene Wirkungskategorie, das die Sachbilanzergebnisse mit den Wirkungsindikatoren und den Wirkungsendpunkten verbindet“ [25].

- die Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen,
- die Zuordnung der Sachbilanzergebnisse (Klassifizierung) zu den relevanten Wirkungskategorien sowie
- die Berechnung von Wirkungsindikatorwerten (Charakterisierung).

Im Ergebnis der verbindlichen Bestandteile der Wirkungsabschätzung stehen sogenannte Midpoint- oder Endpoint-Indikatoren je Wirkungskategorie (Umweltproblemfeld), die zur Analyse, ergänzt um optionale Bestandteile, in einem Wirkungsprofil dargestellt und üblicherweise nach festen Regeln aggregiert werden können [5, 6].

Midpoint-Indikatoren stehen in einem naturwissenschaftlich begründeten Zusammenhang zu einem Wirkungsendpunkt (Schadwirkung), beziehen sich aber nicht direkt darauf. Während Midpoint-Indikatoren näher am Anfang einer Ursache-Wirkungs-Kette definiert werden, so sind Endpoint-Indikatoren im Gegensatz dazu ein direktes Maß für einen Wirkungsendpunkt. Deren Modellierung ist allerdings komplexer und die notwendigen Annahmen sind erheblich anspruchsvoller zu treffen. Dies führt dazu, dass Endpoint-Indikatoren mit einer größeren Unsicherheit behaftet sind als Midpoint-Indikatoren. Unabhängig hiervon können die Indikatoren entlang des gesamten Umweltwirkungsmechanismus frei gewählt werden, müssen jedoch in Verbindung mit einem Wirkungsendpunkt stehen [29].

In Abhängigkeit vom gewählten Charakterisierungsmodell (Wirkungsmodell) zur Beschreibung eines Umweltwirkungsmechanismus für eine Wirkungskategorie²⁸ können Indikatoren genutzt werden, die entweder Primär- und Sekundärwirkungen (Midpoint-Indikatoren) oder Tertiärwirkungen (Endpoint-Indikatoren) quantifizieren. Am Beispiel der Wirkungskategorie *Klimawandel* wären dies unter anderem die Verstärkung der Infrarotstrahlung (radiative forcing, Primärwirkung), der Temperaturanstieg in der Troposphäre (Sekundärwirkung) oder die Veränderungen in der Artenzusammensetzung und Artenvielfalt (Tertiärwirkung) [5, 6].

Bild 2.11 zeigt das nach DIN EN ISO 14044 vorgeschlagene Wirkungsindikatorkonzept zur Ermittlung von Wirkungsindikatoren und zur quantitativen Beschreibung einer Ursache-Wirkungs-Kette mittels eines Charakterisierungsmodells.

Die Einbindung optionaler Bestandteile in eine Wirkungsabschätzung kann

- die Berechnung des Betrages von Wirkungsindikatorwerten im Verhältnis zu einem oder mehreren Referenzwerten (Normierung),
- die Ordnung (Rangbildung) sowie
- die Gewichtung mit einer möglichen Aggregation verschiedener Wirkungskategorien

umfassen.

²⁸ Bspw. Klimawandel, Versauerung, Ressourcenbeanspruchung.

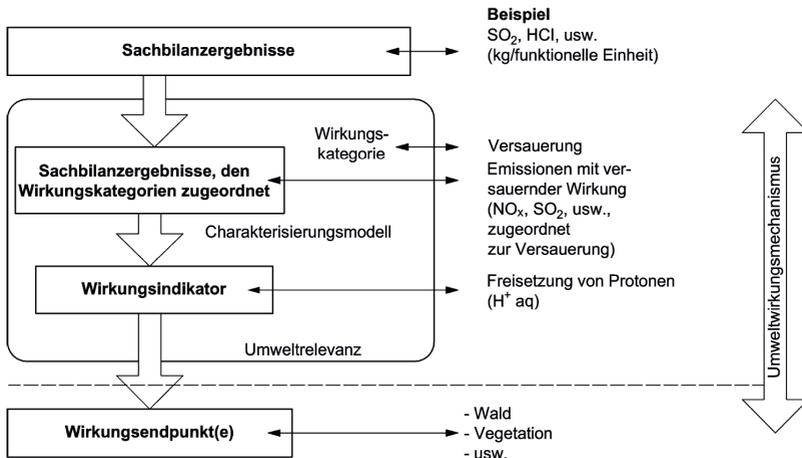


Bild 2.11: Wirkungsindikatorkonzept zur Quantifizierung einer Ursache-Wirkungs-Kette nach DIN EN ISO 14044 [29].

Vor allem für die gewichtete Aggregation von Indikatoren ist es vorteilhaft, eine ganzheitliche Wirkungsabschätzungsmethode zu nutzen, die insbesondere für Vergleiche einheitlich zur Anwendung kommen sollte. Solche in sich geschlossenen Methoden berücksichtigen oft eine Vielzahl verschiedener Umweltwirkungen und beinhalten zumeist alle verbindlichen sowie einige optionale Bestandteile einer normkonformen Wirkungsabschätzung [6, 25]. Einige bedeutende Methoden zur ganzheitlichen Abschätzung potenzieller Umweltauswirkungen zeigt Bild 2.12.



Bild 2.12: Methoden zur Umweltwirkungsabschätzung von Produkten und Dienstleistungen [10, 45, 81–85].

2.3.4 Monetärer Produktsystemnutzen

Ausgehend von einer gemeinsamen Sachbilanz erfolgt die Bewertung des Produktsystemnutzens synchron und analog zur Umweltbewertung. Allerdings muss im Vorfeld und in Abhängigkeit von der Zielgruppe (Stakeholder) der Ökoeffizienzbewertung zunächst der Produktsystemnutzen mittels zu berücksichtigender Nutzenaspekte (funktioneller, monetärer oder sonstiger Art) definiert werden [11]. Tabelle 2.1 zeigt am Beispiel des Produktsystems einer wärmetechnischen Anlage mögliche Nutzenaspekte und Indikatoren zu deren Quantifizierung.

Tabelle 2.1: Nutzenaspekte im Lebensweg einer wärmetechnischen Anlage, in Anlehnung an DIN EN ISO 14045 [11].

Nutzenaspekte	Bezeichnung	Indikator	Einheit
Funktionell	Wärme	Wärmebedarf	kWh/a
Monetär	Wirtschaftlichkeit	Kapitalwert	€
Sonstige	Behaglichkeit	Operative Raumtemperatur	°C

In Analogie zur Wirkungsabschätzung bei der Umweltbewertung wäre es auch bei der Nutzenbewertung möglich, unterschiedliche Wirkungskategorien zu definieren sowie mittels Klassifizierung, Charakterisierung und Gewichtung mit nur einem Indikator zu quantifizieren. Hierzu müssten geeignete und anerkannte Charakterisierungsmodelle gefunden und festgelegt werden [37]. Beispielsweise wären zur Abschätzung des monetären Nutzens Wirkungskategorien wie Absatz, Wettbewerb oder Produktimage denkbar [45]. Oft wird im Rahmen der Ökoeffizienzbewertung jedoch nur ein monetärer Nutzen in Bezug auf die Kosten, quantifiziert als Lebenszykluskosten (LCC), berücksichtigt [12, 31, 45].

Zur Berechnung und Analyse der Lebenszykluskosten werden für gewöhnlich Methoden und wirtschaftliche Kenngrößen der Investitionsrechnung herangezogen. Beispiele sind die dynamische Amortisationsrechnung (Amortisationsdauer) oder die Kapitalwertmethode (Kapitalwert). Mit diesen Verfahren, wie sie auch zur Bewertung wärmetechnischer Anlagen genutzt werden, lassen sich die Wirtschaftlichkeit (Vorteilhaftigkeit) einer Investition und somit die ökonomische Nachhaltigkeit eines Produktsystems einschätzen (Abschnitt 2.1.2, Abschnitt 2.2.2).

Unabhängig davon wie und welche Nutzenaspekte berücksichtigt werden sollen, ist es bei der Nutzenbewertung wichtig, analog zur Umweltbewertung, den vollständigen Lebensweg des Produktsystems zu berücksichtigen.

2.3.5 Ökoeffizienzquantifizierung

Nach Abschluss der Bewertung der Umweltauswirkungen und des Produktsystemnutzens schließt sich die Quantifizierung der Ökoeffizienz an (Bild 2.8). Ergebnis dieser Phase ist ein oder auch mehrere sogenannte Ökoeffizienzindikatoren. Für die Auswahl der Indikatoren müssen die Anforderungen nach DIN EN ISO 14045 [11] eingehalten werden.

Dementsprechend spiegelt sich eine gesteigerte Effizienz

- bei gleichbleibendem Produktsystemnutzen in einer verbesserten Umweltleistung oder
- bei gleichbleibender Umweltleistung in einem verbesserten Produktsystemnutzen

wider.

Es hat sich gezeigt, dass bezüglich der Definition und Quantifizierung von Ökoeffizienz und Ökoeffizienzindikatoren national und international kein Konsens besteht. So existieren parallel unterschiedliche Ansätze.

Nach dem World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) wird die Ökoeffizienz als Quotient des wirtschaftlichen Produktwertes (Gewinn, Kapitalwert) und der Umweltauswirkungen (Umweltbelastung) ermittelt.²⁹ Andere bevorzugen eine gleichrangige (gleichgewichtige) Bewertung der Umweltwirkungen und des Produktsystemnutzens [10, 31, 43, 87], gemäß der Nachhaltigkeitsdefinition des *Brundtland*-Berichts [17] (Abschnitt 2.1.1).

Auch die DIN EN ISO 14045 [11] mit ihrer allgemeinen Formulierung zur Ökoeffizienz schafft dort keine klaren Verhältnisse:

„Die Ergebnisse für die Ökoeffizienz sind entsprechend der Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen zu bestimmen, indem die Ergebnisse der Umweltbewertung mit den Ergebnissen der Bewertung des Produktsystemnutzens in Beziehung gebracht werden.“

Allgemein und vor allem im technischen Sinn wird von Effizienz als dem Verhältnis von definiertem Nutzen zu erforderlichem Aufwand gesprochen. Es handelt sich um eine relative Größe, deren Steigerung das Ziel von Verbesserungsbemühungen ist. Übertragen auf die Ökoeffizienzdefinition, gemäß dem World Business Council for Sustainable Development, wird der relative Ansatz kritisch gesehen [10].

Auch wenn die Strategie, mittels Effizienzsteigerung (Minimum-, Maximumprinzip des Wirtschaftlichkeitsdenkens) eine nachhaltigere Entwicklung zu fördern, weit verbreitet und akzeptiert ist, ist sie nicht immer ausreichend.³⁰ Effizienz sagt wenig darüber aus, ob der generierte Nutzen auch dem gewünschten Zielwert entspricht. Im Gegensatz zur Effizienz ermöglicht die sogenannte Effektivität (Zielerreichungsgrad) eine Aussage zur Wirksamkeit nachhaltigen Handelns und sollte parallel bei der Nachhaltigkeitsoptimierung beachtet werden [16, 43, 89].³¹

Die Erhöhung der sogenannten Konsistenz (Ökoeffektivität) [23, 24], die sich in einer gesteigerten Vereinbarkeit von Natur und Technik³² äußert („Cradle to Cradle“-Konzept, Kreislaufwirtschaft, Abfallvermeidung, Abschnitt 2.1.1), kann die Nachhaltigkeit von Produktsystemen fördern. Auch wenn diese visionäre Strategie häufig an ihrer Umsetzbarkeit scheitert, bekommt sie allgemein eine große Zustimmung.

²⁹ In diesem Sinn kann ökoeffizientes Handeln auch als Umweltressourcen schonendes Wirtschaften verstanden werden [86].

³⁰ Es kann der sogenannte Rebound-Effekt eintreten, wenn die durch effizienteres Wirtschaften erzielten Einsparungen durch einen höheren Verbrauch teilweise oder ganz kompensiert werden [88].

³¹ Bspw. quantifiziert als Verhältnis der Umweltbelastung einer wärmetechnischen Anlage zur maximal zulässigen Umweltbelastung einer Referenzanlage.

³² Bspw. Ersatz fossiler durch regenerative Energieträger.

Im Gegensatz hierzu wird die Suffizienz³³ kritisch gesehen, da nur wenige bereit sind, ihren Lebensstil entsprechend anzupassen, obwohl ein Handlungsbedarf erkannt wird. Dies liegt darin begründet, dass Suffizienz fehlinterpretiert ausschließlich mit Konsumverzicht gleichgesetzt wird. Vielmehr geht es darum, das richtige Maß zu finden, um ein gutes, gesundes Leben führen zu können und sich nicht der Maßlosigkeit hinzugeben [16, 90–92].

Zusammenfassend betrachtet besteht nachhaltiges Handeln darin, ein mit richtigem Maß definiertes Ziel möglichst naturverträglich, effektiv und mit geringstem Aufwand zu erreichen und dieses auch so zu bewerten.

2.3.6 Auswertung

Die letzte Phase einer Ökoeffizienzbewertung umfasst die Auswertung der Analyseergebnisse. Sie beinhaltet die Identifizierung kritischer Parameter sowie die Beurteilung auf Vollständigkeit, Sensitivität, Unsicherheit und Konsistenz ebenso wie die Formulierung von Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen [11].

Zur Unterstützung und Durchführung dieser Phase sollten geeignete Instrumente zur vergleichenden Darstellung genutzt werden. So bieten sich zur detaillierten Analyse der einzelnen Ergebnisse (Indikatoren) der Umwelt-, Nutzen- und Ökoeffizienzbewertung Tabellen, Säulen- oder Balkendiagramme an. Insbesondere eignen sich zur Darstellung des Gesamtergebnisses auch klassische Punktdiagramme, Blasendiagramme, Portfolio-Diagramme³⁴ oder Nomogramme [10, 14, 31, 43, 93].

Bild 2.13 zeigt an einem Beispiel, dessen Werte hier willkürlich lediglich zur Verdeutlichung gewählt wurden, den prinzipiellen Aufbau eines Portfolio-Diagramms, wie es von BASF entwickelt zur Ökoeffizienzbewertung genutzt wird. Das Diagramm ist wie ein klassisches Punktdiagramm aufgebaut, getrennt in zwei Bereiche durch eine von links oben nach rechts unten verlaufende orangene Diagonale gleicher Ökoeffizienz, die als Schwerpunktachse die Mittellage aller zu vergleichenden Alternativen aufzeigt.

Um eine Bewertung vorzunehmen, werden zunächst auf der waagerechten Abszissenachse beispielsweise die normierten Kosten (Nutzenbewertung) und auf der senkrechten Ordinate die normierten Umweltweltauswirkungen (Umweltbewertung) invertiert aufgetragen. Hierbei bedeuten Werte größer eins höhere und Werte kleiner eins geringere Umweltauswirkungen oder Kosten als der Durchschnitt aller zu vergleichenden Varianten. Die Normierung der Umweltauswirkungen und Kosten erfolgt auf sinnvoll gewählte Referenzwerte, beispielsweise die durchschnittlichen Umweltauswirkungen und Ausgaben eines Haushaltes in Deutschland. Aus der Lage des Schnittpunktes der relativen Umweltauswirkungen und Kosten je Variante

³³ „Sie richtet sich auf einen geringeren Ressourcenverbrauch durch eine Verringerung der Nachfrage nach Gütern.“ [90].

³⁴ Diese Diagrammart wird unter anderem von BASF im Rahmen der Ökoeffizienzanalyse genutzt [31].

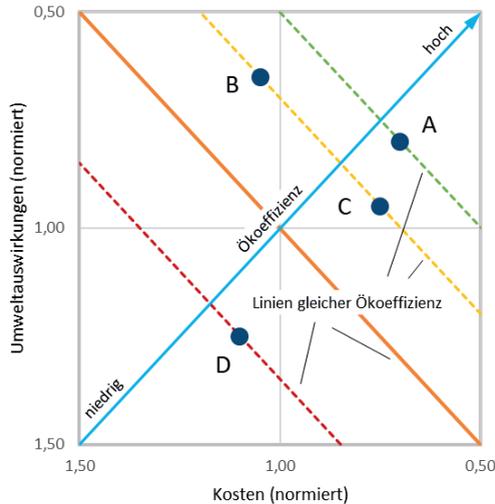


Bild 2.13: Prinzipieller Aufbau eines Portfolio-Diagramms nach BASF.

(A, B, C, D) kann deren Ökoeffizienz, wenn auch nicht im klassischen Sinn (Abschnitt 2.3.5), bestimmt werden.

So sind Varianten, die im Diagramm rechts oberhalb der orangenen Diagonale liegen, ökoeffizienter (geringere Umweltauswirkungen und Kosten) als der Durchschnitt aller Optionen. Varianten unterhalb weisen eine geringere Ökoeffizienz auf (D, rote Diagonale). Die Variante (A) mit dem größten parallelen Abstand (geringste Umweltauswirkungen und Kosten, grüne Diagonale) in Richtung zunehmender Ökoeffizienz (blauer Pfeil) ist nach dieser Definition die ökoeffizienteste Lösung.

Liegen Alternativen auf derselben parallelen Diagonale von links oben nach rechts unten, dann sind sie gleich ökoeffizient (gelbe Diagonale, Bild 2.13). Es ist also unerheblich, ob eine Variante (B, C) geringe Umweltauswirkungen bei hohen Kosten oder entsprechend hohe Umweltauswirkungen bei niedrigen Kosten verursacht. Hierbei wird auch der Unterschied zur klassischen Effizienzdefinition deutlich, da sowohl die ökologische als auch die ökonomische Nachhaltigkeitsdimension gleichgewichtig berücksichtigt werden.

Zudem zeigt sich bei dieser Bewertungsart die ökologische und ökonomische Effektivität der einzelnen Alternativen, auch wenn diese, ähnlich wie die Ökoeffizienz, durch die Normierung auf Durchschnittswerte relativen Charakter besitzt. Die mitunter zur Detailanalyse benötigten absoluten Ergebnisse der Umwelt- und Nutzenbewertung sind dem Portfolio-Diagramm aufgrund dieser Normierungsschritte nicht mehr zu entnehmen. Zu diesem Zweck können zusätzlich die erwähnten Tabellen, Säulen- oder Balkendiagramme genutzt werden [43].

3 Methodenentwicklung

3.1 „Erfurter Methode“

3.1.1 Bewertungskonzept

Zurückblickend auf die beschriebene Problemstellung und mit dem Ziel (Abschnitt 1.2), die aktuelle Verfahrensweise der Nachhaltigkeitsbewertung wärmetechnischer Anlagen einer Ökoeffizienzbewertung (EEA, ökologische und ökonomische Nachhaltigkeit) anzugleichen, werden im Folgenden das als Lösung vorgeschlagene Bewertungskonzept und wichtige Details beschrieben.

Die unter dem Arbeitstitel „Erfurter Methode“ entwickelte Verfahrensweise ist ein ganzheitlicher Ansatz, der zur spezifischen Bewertung und für den Vergleich der Ökoeffizienz wärmetechnischer Anlagen konzipiert wurde. Die Methode basiert auf den Rahmenvorgaben der DIN EN ISO 14045 [11]. Sie wurde dahingehend zugeschnitten, dass die Umweltbewertung nach den bekannten Grundzügen des Primärenergieverfahrens gekoppelt mit einer Wirtschaftlichkeitsbewertung erfolgt (Abschnitt 2.2). Die größten Herausforderungen bei der Entwicklung lagen in der Erweiterung des Primärenergieverfahrens mittels Primärenergiefaktoren hin zur Umweltbewertung sowie in der Kombination ökologischer und ökonomischer Bewertungsergebnisse zu einem für Anlagenvergleiche geeigneten Ökoeffizienzindikator. Bild 3.1 zeigt im Vergleich zu Bild 2.5 die notwendige Erweiterung des Bewertungsumfangs einer wärmetechnischen Anlage um zusätzliche Prozessbereiche und Elementarflüsse, wie Anlagenkomponenten, nichtenergetische Ressourcen oder zusätzliche Emissionen (Abschnitt 1.1). Im Grundsatz erfolgt die Bewertung einer wärmetechnischen Anlage nach der „Erfurter Methode“ auf zwei Pfaden. Ein Pfad umfasst die Umweltbewertung (Ökologie), deren Endergebnis mit dem Umweltsleistungsindikator U quantifiziert wird. Dieser Indikator lässt sich aus der zuvor zu bestimmenden Umweltsleistung U ermitteln. Der andere Pfad beinhaltet die Bewertung des Produktsystemnutzens (Ökonomie) im Rahmen einer Wirtschaftlichkeitsbetrachtung mit dem Wirtschaftlichkeitsindikator W als quantitativem Endergebnis. Dieser Indikator wird aus der als Wirtschaftlichkeit¹ W bezeichneten Kenngröße berechnet. Die Resultate beider Pfade münden in den vorgeschlagenen Ökoeffizienzindikator UWI . Dieser relative Indikator dient dem Vergleich und der Auswahl einer für ein Gebäude nutzbaren nachhaltigen wärmetechnischen Anlage.

¹ Sie entspricht im Gebrauch der „Erfurter Methode“ einem monetären Produktsystemnutzen gemäß DIN EN ISO 14045 [11] (Tabelle 2.1). Die Bezeichnung steht synonym für die Beurteilung der Vorteilhaftigkeit einer Investition mit dem Kapitalwert [9] als alleinigem Indikator zur ökonomischen Nachhaltigkeitsbewertung (Abschnitt 3.3).

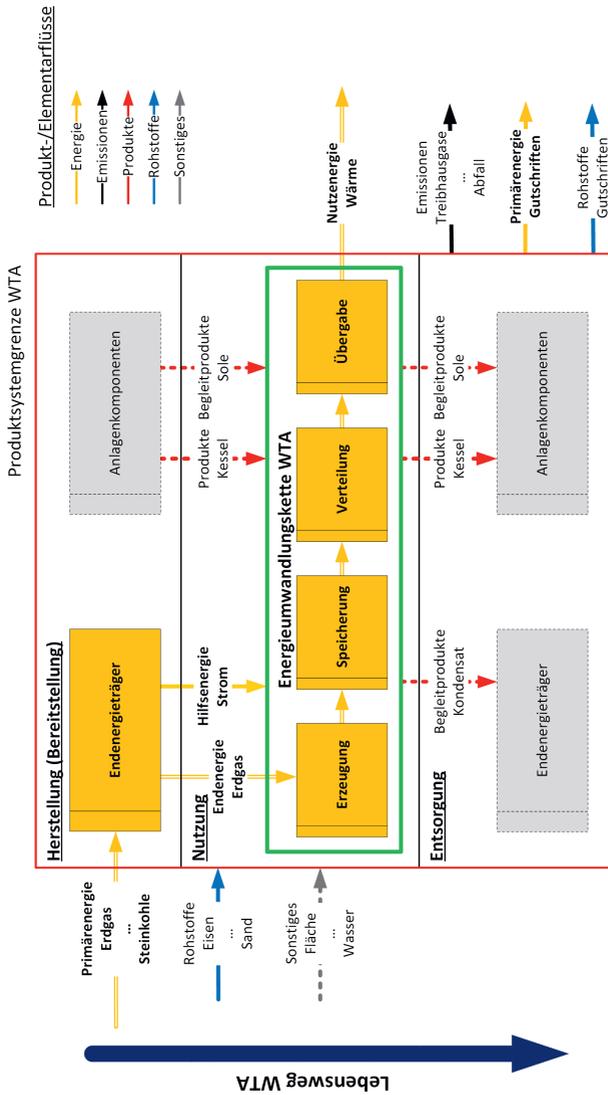


Bild 3.1: Flussdiagramm des Lebensweges einer wärmetechnischen Anlage (Erweiterung).

3 Methodenentwicklung

Die ganzheitliche, den Lebensweg umfassende Bewertung einer wärmetechnischen Anlage nach der „Erfurter Methode“ erfolgt zu Beginn getrennt nach den beiden Produktkategorien „Anlagenkomponenten“ und „Endenergieträger“. Dementsprechend setzen sich die Umweltleistung und die Wirtschaftlichkeit jeweils aus einem Anteil für die Anlagenkomponenten und einem Anteil für die Endenergieträger zusammen (Bild 3.2, Bild 3.3). Diese Aufteilung ist erforderlich, weil die jeweiligen Indikatoren von unterschiedlichen planungs- und betriebstechnischen Größen abhängig sind.

So sind die Indikatoren für die Anlagenkomponenten primär von der Anlagendimensionierung und demzufolge wesentlich von der Heizlast abhängig. Sie repräsentieren einen von der Nutzungsphase nahezu unabhängigen Sockelbetrag. Dies bedeutet, dass eine wärmetechnische Anlage auch dann die Umwelt beeinflusst und Kosten verursacht, natürlich zeitlich² versetzt, wenn sie keine Kilowattstunde Nutzenergie zur Gebäudebeheizung in der Nutzungsphase bereitstellt. Die Indikatoren für die Endenergieträger sind wiederum von der durch die Anlage jährlich bereitzustellenden Gebäudenutzenergie (Nutzwärme), der hierfür notwendigen Hilfsenergie und möglichen Allokationsanforderungen (Gutschriften, Stromverlust) in der Nutzungsphase abhängig [8, 9, 68, 94–97].

Das Übersichtsdiagramm in Bild 3.2 zeigt die prinzipielle Vorgehensweise zur Bestimmung eines vollaggregierten Ökoeffizienzindikators nach der „Erfurter Methode“.

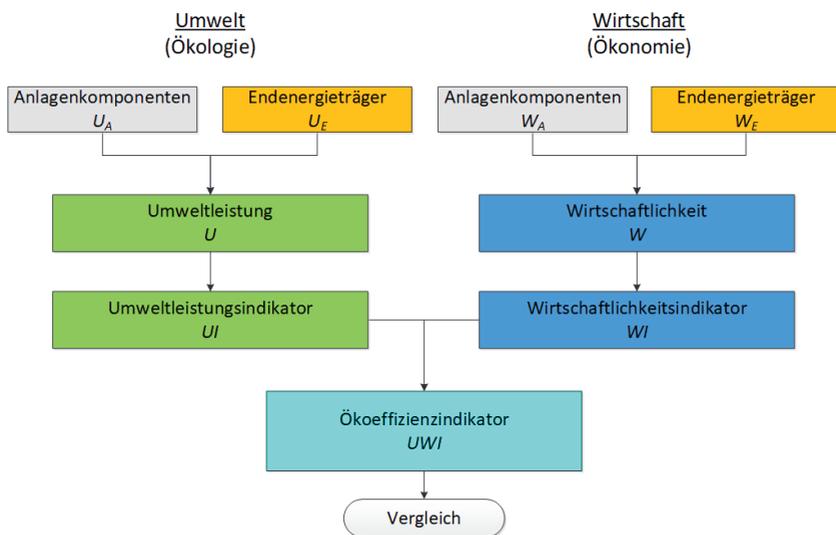


Bild 3.2: Übersichtsdiagramm zur Berechnung des Ökoeffizienzindikators UWI nach der „Erfurter Methode“.

² Bspw. in der Phase der Herstellung oder Entsorgung.

3.1.2 Bewertungsablauf

Die „Erfurter Methode“ ist allgemein ein Bewertungsansatz zur Bestimmung der potenziellen Nachhaltigkeit wärmetechnischer Anlagen in den Dimensionen Ökologie und Ökonomie. In dieser Arbeit wird demzufolge im Grundsatz der erweiterten, anerkannten Nachhaltigkeitsinterpretation des Rates für Nachhaltige Entwicklung [18] und dem Drei-Säulen-Modell gefolgt [21]. Dieser Denkansatz ist weit verbreitet und viele anerkannte quantitative sowie qualitative Bewertungsmodelle beruhen darauf. Jedoch wurde aus der intensiven Diskussion deutlich, dass eine allgemeingültige Definition und eine Methode zur Bewertung derzeit nicht in Sicht sind (Abschnitt 2.1.1, Abschnitt 2.1.2).

Im Zusammenhang mit der aktuell mehrheitlich akzeptierten Nachhaltigkeitsdefinition entspricht die „Erfurter Methode“ einer Ökoeffizienzbewertungsmethode (Abschnitt 2.1, Abschnitt 2.3, Bild 2.3). Sie folgt grundlegend den Anforderungen und der Terminologie der DIN EN ISO 14045 [11]. Jedoch ist sie explizit auf den relativen Produktsystemvergleich unterschiedlicher wärmetechnischer Anlagen in Gebäuden ausgelegt. Die jeweilige wärmetechnische Anlage wird dabei als ein Produkt verstanden, bestehend aus mehreren einzelnen Komponenten, dessen Lebensweg hinsichtlich seiner Umweltwirkungen und seiner Wirtschaftlichkeit beurteilt wird. Es ist möglich, diesen Ansatz auch auf andere gebäudetechnische Anlagen und Gewerke (Lüftungs-, Kälte-, Elektrotechnik) auszuweiten. Ebenso könnte künftig das gesamte Gebäude analog in die Betrachtung einbezogen werden. Bevor auf die wichtigsten Details, Neuerungen und Unterschiede zu bekannten Methoden eingegangen wird, erfolgt zunächst die Beschreibung des prinzipiellen Bewertungsablaufs zur Bestimmung der Ökoeffizienzbewertungsmethode wärmetechnischer Anlagen nach der „Erfurter Methode“.

Der Ablauf beginnt gemäß Bild 3.3 mit der Definition und dem Abgleich des Ziels der Untersuchung. Dabei werden im Rahmen der Zielprüfung der Untersuchungszweck, die Zielgruppe (Stakeholder) und die Verwendung der Ergebnisse bestimmt. Diese müssen identisch mit den Zielvorgaben der „Erfurter Methode“ sein. Anderenfalls ist eine geeignetere Nachhaltigkeitsbewertungsmethode für das gewünschte Untersuchungsziel zu wählen (Bild 2.3), da die „Erfurter Methode“ eine auf wärmetechnische Anlagen in Gebäuden ausgelegte spezifische Ökoeffizienzbewertungsmethode ist. Der Untersuchungszweck beschränkt sich auf die Beurteilung der Produktsysteme unterschiedlicher Anlagenvarianten hinsichtlich ökologischer und ökonomischer Aspekte (Bild 2.1). Die Zielgruppe der mit dieser Methode ermittelten Untersuchungsergebnisse sind vorrangig Bauherren, Investoren, Betreiber und Endnutzer. Auch die Verwendung der Ergebnisse ist mit der Methodenwahl festgelegt. Sie dienen zur Auswahl der nachhaltigsten wärmetechnischen Anlage für ein Gebäude, unter dem Aspekt einer umfänglicheren Nachhaltigkeitsbeurteilung als der bisherigen (Abschnitt 1.1).

Im Anschluss an die Zieldefinition muss der Anwender der „Erfurter Methode“ lediglich eine Präzisierung des Untersuchungsumfangs (Bild 3.4) vornehmen, da dieser, ähnlich wie die Zielsetzung, fest vorgegeben ist. Dies lässt sich damit begründen, dass eine ganzheitliche Bewertung

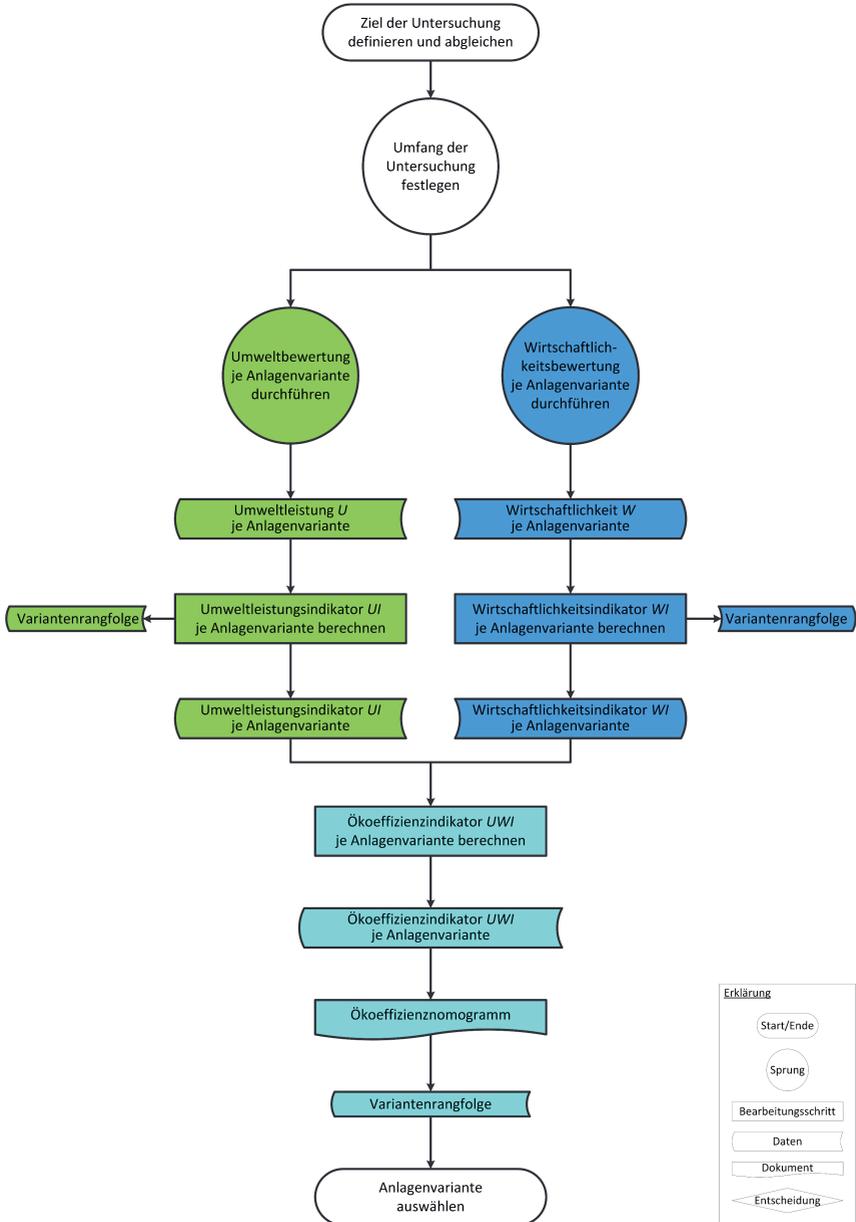


Bild 3.3: Ablauf der Ökoeffizienzbewertung nach der „Erfurter Methode“.

des Lebensweges wärmetechnischer Anlagen (Produktsystem) unter gleichen Bedingungen angestrebt wird. Zu den unveränderlichen Größen gehören die je Variante identische Funktion (Leistungsmerkmal) des Produktsystems und die funktionelle Einheit. Sie sind grundlegend für jede Ökoeffizienzbewertung, vor allem, wenn deren quantitatives Ergebnis (Ökoeffizienzindikator) für Produktsystemvergleiche genutzt wird, und müssen nicht vom Anwender angegeben werden.

Im Rahmen der „Erfurter Methode“ wurde als alleinige, gleichbleibende Funktion des Produktsystems einer wärmetechnischen Anlage die „Wärmebereitstellung zur Gebäudebeheizung und Warmwasserbereitung“ definiert.

Dementsprechend lässt sich zur Quantifizierung der Funktion die zugehörige funktionelle Einheit³ ableiten. Diese dient primär als Bezugsgröße für die Umwelt- und Produktsystemnutzenbewertung, aber auch für den Vergleich der Ergebnisse verschiedener Untersuchungen.⁴ Sie muss daher eindeutig definiert und bezifferbar sein [5, 11, 25].

Ausgehend von der zu erfüllenden Funktion der Wärmebereitstellung wurde als funktionelle Einheit der quantifizierbare Wärmebedarf $Q_{T,L,W}$ bestimmt, der sowohl die Transmissions- und Lüftungswärmeverluste kompensiert als auch zur Warmwasserbereitung über einen definierten Betrachtungszeitraum TB dient. Jede für ein Gebäude zu vergleichende Anlage muss den Wärmebedarf $Q_{T,L,W}$ gleichermaßen decken.

Dieser Wärmebedarf berücksichtigt gemäß Gleichung (3.1) explizit nur die benannten Wärmesenken im Gebäude, ohne Berücksichtigung solarer und interner Wärmegewinne, da deren Ausnutzung (Ausnutzungsgrad) je Anlagenvariante unterschiedlich sein kann.

$$Q_{T,L,W} = (Q_T + Q_L + Q_W) \cdot TB \quad (3.1)$$

Tendenziell wäre auch die Nutzenergie Q_b (Abschnitt 2.2.1) als funktionelle Einheit denkbar. Sie lässt sich aus dem als funktionelle Einheit definierten Wärmebedarf $Q_{T,L,W}$ einschließlich aller sonstigen Wärmesenken sowie nutzbaren solarer und interner Gewinne ermitteln. Auch wenn die Nutzenergie unter anderem zur Berechnung der Ökoeffizienz verwendet wird (Abschnitt 3.2.2.3), ist diese Größe als funktionelle Einheit für Vergleiche ungeeignet. Dies liegt vor allem darin begründet, dass sie je nach verwendeter Norm unterschiedlich definiert ist. Nach neuerer

³ Die normative Definition beschreibt sie als einheitlichen quantitativen Nutzen eines Produktsystems zur Verwendung als Vergleichsbasis oder als Vergleichsmaßstab [5, 25]. Es ist zu beachten, dass sich die funktionelle Einheit von einem möglichen funktionellen Nutzen dahingehend unterscheidet, dass sich letzterer je nach Variante ändern kann. Die funktionelle Einheit ändert sich bei einer vergleichenden Untersuchung hingegen nicht [11].

⁴ Bspw. gleiche Anlagentechnologie für unterschiedliche Wohngebäudetypen.

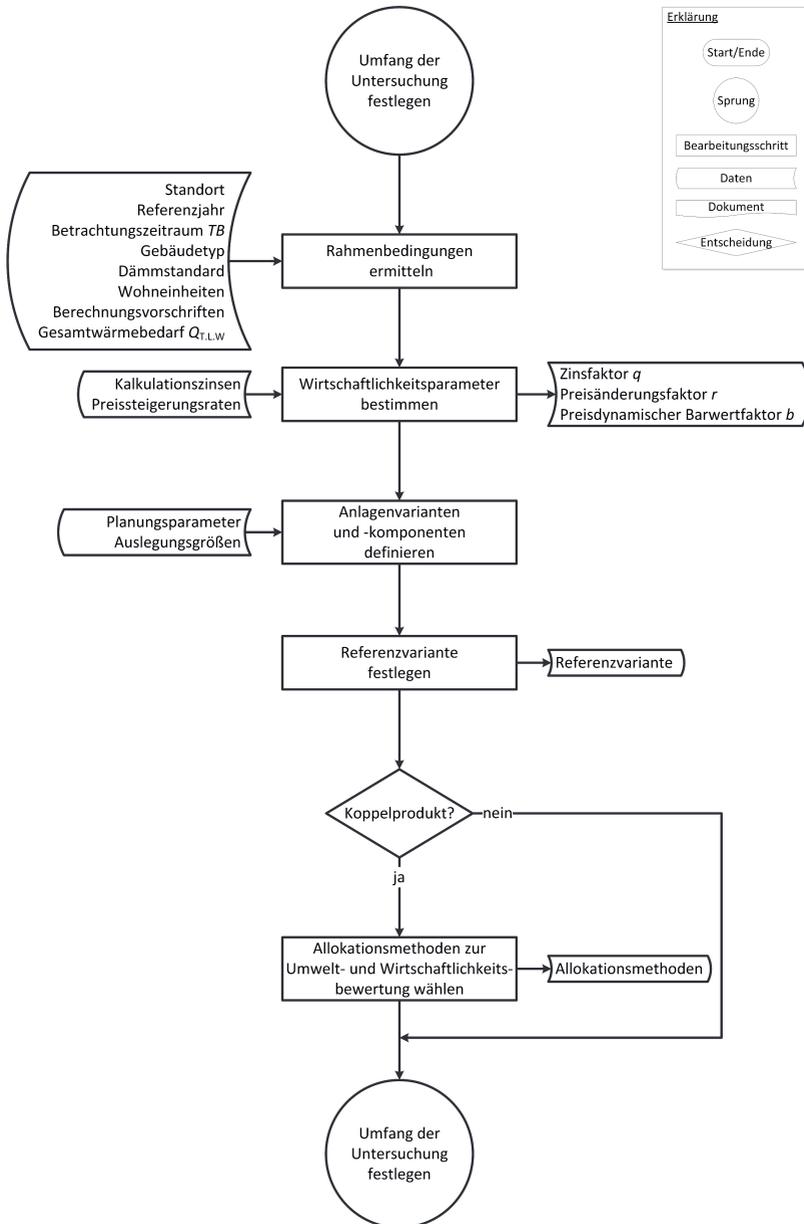


Bild 3.4: Ablauf zur Festlegung des Untersuchungsumfangs nach der „Erfurter Methode“.

Normung [68, 98] berücksichtigt sie zusätzlich nutzbare Wärmegewinne aus den Anlagen, nach den älteren Richtlinien [63–65] hingegen nicht. Dementsprechend wird die Nutzenergie je nach Norm und Anlagenvariante für ein Gebäude variieren (Tabelle C.1 bis Tabelle C.4). Sie stellt nicht den von der wärmetechnischen Anlage unbeeinflussten Wärmebedarf dar. Dies ist die zentrale Forderung für die Definition der funktionellen Einheit als Vergleichsbasis für wärmetechnische Anlagen.

Im Gegensatz hierzu ist der Wärmebedarf $Q_{T,L,W}$ nur vom Gebäude abhängig und ändert sich nicht mit der gewählten Richtlinie und Anlagenvariante. Letzterer ist deshalb besser als funktionelle Einheit (Bezugsmaßstab) geeignet und mit Anwendung der „Erfurter Methode“ vorgegeben. Für die jeweilige Untersuchung muss lediglich der bezifferbare Wert der funktionellen Einheit, also des Wärmebedarfs $Q_{T,L,W}$, bestimmt werden. Alle erwähnten Wärmebedarfswerte lassen sich nach allgemeingültigen thermodynamischen Gesetzmäßigkeiten [99, 100] oder normativ, wie für den aktuellen öffentlich-rechtlichen Nachweis [61, 62], reproduzierbar berechnen [101]. Geeignete Normen sind beispielsweise die DIN V 4108-6 [63, 64], die DIN V 4701-10 [65] oder die DIN V 18599 [68, 98, 102].⁵

Neben der Funktion und der funktionellen Einheit sind die Verfahren zur Umwelt- und Produktsystemnutzenbewertung sowie die berücksichtigten potenziellen Umweltwirkungen und die Art des Nutzens, wie sie im Untersuchungsumfang zu bestimmen sind, fest vorgegeben. Sie können vom Anwender der Methode nicht frei gewählt werden (Abschnitt 3.2, Abschnitt 3.3). Ähnliches gilt für die im Abschnitt 3.4 beschriebene Auswahl von Ökoeffizienzindikatoren, die daraus abgeleitete anzuwendende Auswertung sowie die Berichterstattung und die Veröffentlichung von Ergebnissen.

Um die Vergleichbarkeit der Anlagenvarianten zu gewährleisten und die Anwendung der Bewertungsergebnisse entsprechend dem Untersuchungsumfang einzuschränken, müssen im Sinne der Transparenz vom Anwender wenige Rahmenbedingungen vorgegeben und Entscheidungen getroffen werden. Diese Informationen und Daten sind einmal zu Beginn für jede Untersuchung und jeden Variantenvergleich anzugeben. Zu den Rahmenbedingungen zählen:

- der Standort, als räumlicher Bezug für die Auswahl der Hintergrunddaten und Interpretation der Ergebnisse (Deutschland, Europa),
- das Referenzjahr,
- der für die Gesamtbewertung (Umwelt, Wirtschaftlichkeit) einheitlich geltende Betrachtungszeitraum⁶ TB ,
- der Gebäudetyp (Einfamilienhaus, Mehrfamilienhaus, Nichtwohngebäude),

⁵ Hiernach werden mittlere, monatlich und jährlich jeweils gleichbleibende Wärmebedarfswerte ermittelt.

⁶ Wichtig ist, dass die Produktsysteme der zu vergleichenden Anlagenvarianten, einschließlich aller Anlagenkomponenten und Endenergieträger, dem gleichen Betrachtungszeitraum TB unterliegen, auch wenn dieser für einzelne Anlagenkomponenten nicht deren Nutzungsdauer TN entspricht.

3 Methodenentwicklung

- der Dämmstandard (EnEV, GEG),
- die Anzahl der Wohneinheiten oder Gebäudezonen,
- die Berechnungsvorschriften (Normen, Simulation) zur Energiebedarfsermittlung sowie
- der Wärmebedarf $Q_{T,L,W}$, also der quantitative Wert der funktionellen Einheit.

Neben diesen für die gesamte Untersuchung einheitlich geltenden Rahmenbedingungen folgt im Anschluss die Berechnung wesentlicher, explizit für die Wirtschaftlichkeitsbewertung notwendiger Parameter (Abzinsungsfaktor q , Preisänderungsfaktor r , preisdynamischer Barwertfaktor b). Diese Werte sind gemäß den Richtlinien VDI 2067 [8] oder VDI 6025 [9] aus den kalkulatorischen Zinssätzen und den angenommenen Preissteigerungsraten zu bestimmen.

Im nächsten Schritt nach Bild 3.4 sind die zu bewertenden Produktsysteme der zu untersuchen- den Anlagenvarianten für ein Gebäude zu definieren, einschließlich der jeweiligen Anlagenkompo- nenten und Endenergieträger. Hierzu zählen auch die angenommenen Planungsparameter und die erforderlichen Dimensionierungsgrößen, die je Anlagenvariante durchaus verschieden sein können. Mit diesen sowohl für die Umweltbewertung als auch zur Wirtschaftlichkeitsbetrachtung geltenden Daten und Rahmenbedingungen werden die Systemgrenzen des Lebensweges der Produktsysteme räumlich, zeitlich und inhaltlich eindeutig festgelegt [11].

Auf die ausführliche und umfängliche Erstellung einer wie im Abschnitt 2.3.2 beschriebenen und im Bild 2.9 gezeigten Sachbilanz (LCI) zur Erfassung aller relevanten Stoff- und Energieströme (Elementarflüsse) je Anlagenvariante kann generell verzichtet werden. Die „Erfurter Methode“ wurde so konzipiert und dahingehend vereinfacht, dass mit Verwendung der entwickelten spezifischen und skalierbaren Kenngrößen diese Flüsse in den aggregierten Ergebnissen bereits bewertet enthalten sind. Dies gilt insbesondere für die Umweltbewertung nach der „Erfurter Methode“. Es ist ausreichend, mit wenigen primären Planungsdaten die Ökoeffizienzbewertung durchzuführen. Dies minimiert den Bewertungsaufwand im Unterschied zur weniger definierten Verfahrensweise nach DIN EN ISO 14045 [11] oder zu umfangreicheren, differenzierteren Methoden (Abschnitt 2.1.2) [12, 31, 52, 53]. Die Zusammenhänge werden im Abschnitt 3.2.4.2 ausführlich beschrieben.

Da mit der „Erfurter Methode“ grundsätzlich die Ökoeffizienz bestimmt wird und es sich hierbei um ein relatives Konzept handelt, kann ein Produktsystem nur bezüglich eines anderen Produktsystems mehr oder weniger ökoeffizient sein [11]. Demzufolge müssen mindestens zwei Varianten definiert und eine Variante als Bezugs- oder Referenzvariante gewählt werden. Als Referenzvariante kann prinzipiell jede der im Rahmen der Untersuchung vorgesehenen Alternativen dienen.

Es wird jedoch explizit empfohlen, auf einen definierten, möglichst politisch festgelegten Standard zurückzugreifen. Bezüglich der energetischen Bewertung von Gebäuden und wärme- technischen Anlagen ist dies die aktuelle Referenzanlage zur Heizung und Warmwasserbereitung

nach der Energieeinsparverordnung.⁷ Somit wird eine einheitliche Basis für vergleichende Untersuchungen geschaffen.

Bevor im Anschluss mit der getrennten Umwelt- und Wirtschaftlichkeitsbewertung begonnen werden kann (Bild 3.3), ist zu prüfen, ob eine oder auch mehrere Varianten untersucht werden sollen, bei denen zusammen mit der gewünschten Wärme ein weiteres nutzbares Produkt generiert wird (Mehrproduktprozesse) [6]. Es handelt sich dann um ein sogenanntes Koppelprodukt [5]. Bezogen auf wärmetechnische Anlagen trifft dies vordergründig auf Systeme zu, deren Wärmeerzeugung mit einer Stromproduktion und entsprechenden monetären Erlösen einhergeht. Typische Erzeuger sind Blockheizkraftwerke (BHKW) [103, 104], Mikrogasturbinen (Mikro-Gas-KWK) [105, 106] oder künftig vermehrt Brennstoffzellengeräte (Mikro-Brennstoffzellen-KWK) [107, 108]. Sollen derartige Technologien zum Einsatz kommen, ergibt sich ein zu lösendes Allokationsproblem.

Aus diesem Grund muss gemäß Bild 3.4 entschieden werden, mit welchem Verfahren die „gerechte“⁸ anteilige Zuordnung der Umweltwirkungen und Zahlungen zu dem primär betrachteten Produkt Wärme und dem Koppelprodukt Strom erfolgen soll. Daher wird in diesem Schritt für beide Bewertungspfade (Umweltleistung, Wirtschaftlichkeit) eine geeignete Methode festgelegt.⁹ Hierbei sei angemerkt, dass die gewählte Methode für alle im Rahmen der Ökoeffizienzbewertung untersuchten Anlagenvarianten einheitlich anzuwenden ist. Für die Umwelt- und Wirtschaftlichkeitsbewertung könnte sie jeweils unterschiedlich sein, jedoch ist dies nicht zu empfehlen (Abschnitt 3.2, Abschnitt 3.3).

Zur Lösung des Koppelproduktproblems wurden unterschiedliche Strategien entwickelt. Zu ihnen gehören die nach DIN EN ISO 14044 [29] zu bevorzugende Systemerweiterung oder die Allokation nach einem definierten Verfahren. Allerdings ergeben sich mit der Erweiterung zusätzliche Problemstellungen. So müssten die Funktion und die funktionelle Einheit überarbeitet werden, bedingt durch den mit dem Koppelprodukt verbundenen Zusatznutzen. Außerdem können sich bei mehreren Koppelprodukten große, komplexe Produktsysteme ergeben. Dies erhöht den Bearbeitungsaufwand [5]. Aufgrund der genannten Herausforderungen und des Ziels, mit der „Erfurter Methode“ primär die Funktion der Wärmebereitstellung zu bewerten, wird die Systemerweiterung nicht favorisiert. Es wird jedoch im Abschnitt 3.2 und im Abschnitt 3.3 analytisch aufgezeigt, wie deren Umsetzung im Rahmen dieser Ökoeffizienzbewertungsmethode erfolgen könnte.

Die bevorzugte und tendenziell mehrheitlich genutzte Verfahrensweise zur Lösung eines Koppelproduktproblems ist die Allokation. Als Standardverfahren hat sich die Gutschriftenmethode

⁷ Bspw. EnEV 2014 Anlage 1 Tabelle 1 Zeile 5 und 6 für Wohngebäude [66].

⁸ „Die Allokation ist mit Ausnahme des CLR, wo eindeutige Verhältnisse vorliegen, einer streng wissenschaftlichen Festlegung nur teilweise zugänglich.“ [5].

⁹ Ähnliche Festlegungen müssen auch in der Lebenswegphase „Entsorgung“ getroffen werden, wenn mehrere Wege der Abfallbehandlung (Recycling, Abfallbeseitigung) zu berücksichtigen sind [5].

durchgesetzt, insbesondere zur Primärenergie- und Wirtschaftlichkeitsbewertung von gebäudespezifischen Anlagen [8, 68, 94–96]. Sie wird auch in anderen Bereichen aufgrund ihrer Einfachheit genutzt, wie beispielsweise zur Modellierung der Abfallbehandlung eines Produktes. Ihre Anwendung erfordert jedoch Festlegungen, wie mit den Gutschriften umzugehen ist [74, 79].

Neben der Gutschriftenmethode wird insbesondere zur Bestimmung der spezifischen Treibhausgasemissionen von Nah- und Fernwärmesystemen die Exergiemethode (Stromverlustmethode, Carnot-Methode) angewendet [97]. Hierbei kann bei fehlenden Messdaten der Stromverlust mithilfe des Carnot-Wirkungsgrades abgeschätzt und so eine anteilige Zuordnung zur generierten Wärme und zum bereitgestellten Strom vorgenommen werden. Da beide Methoden im Bereich der Planung und des Betriebs wärmetechnischer Anlagen etabliert sind sowie künftig weiter genutzt werden sollen [60], wurden sie als Standardallokationsverfahren zur Ökoeffizienzbewertung nach der „Erfurter Methode“ ausgewählt. Die analytische Beschreibung zu deren Nutzung erfolgt im Abschnitt 3.2 und Abschnitt 3.3.

Neben den beiden benannten Allokationsmethoden existiert noch eine Vielzahl weiterer Verfahren. Beispiele sind die Allokation nach der Masse, dem Brennwert, der „50 : 50-Regel“¹⁰ oder auch die „Finnische Methode“, die IEA-Methode und die Wirkungsgradmethode [109, 110]. Erstere kommen insbesondere zur Bewertung der Prozessbereiche in der Abfallbehandlung zur Anwendung, wie beim Recycling, der Verwertung oder der Müllverbrennung. Sie kommen nicht direkt im Rahmen der primären Anlagenbewertung nach der „Erfurter Methode“, aber indirekt in den im Abschnitt 3.2.4 beschriebenen generischen Datensätzen zum Einsatz.

Im Anschluss an die Festlegung des Untersuchungsrahmens gemäß Bild 3.3 folgen die getrennte Umwelt- und Wirtschaftlichkeitsbewertung jeweils für jede Anlagenvariante nach definierten Algorithmen (Abschnitt 3.2, Abschnitt 3.3). Das Ergebnis dieser Bewertungsschritte sind die Umweltsleistung U und die Wirtschaftlichkeit W . Durch das Normieren der ermittelten Umweltsleistung auf die Umweltsleistung der gewählten Referenzvariante wird für jede untersuchte Anlage anschließend der Umweltsleistungsindikator UI ermittelt. Die Bildung einer Rangfolge der Anlagenvarianten auf Grundlage dieser Indikatoren ermöglicht eine erste Bewertung und Beurteilung hinsichtlich des Umwelteinflusses der untersuchten Anlagen. Die genannten Schritte erfolgen parallel und analog für die Ermittlung des jeweiligen Wirtschaftlichkeitsindikators WI und dessen Rang bezogen auf die Wirtschaftlichkeit W .

Ausgehend von den Umweltsleistungs- und Wirtschaftlichkeitsindikatoren werden abschließend die Ökoeffizienzindikatoren UWI berechnet. Die Ergebnisse werden in einem Ökoeffizienznogramm übersichtlich dargestellt. Es bietet die Möglichkeit zur Analyse und Bewertung des Umwelteinflusses und der Wirtschaftlichkeit der einzelnen Anlagen. Ebenso zeigt es die ökoeffizienteste Lösung an. In Verbindung mit der hieraus ableitbaren Variantenrangfolge auf

¹⁰ Bspw. bei Allokationsanforderungen beim Recycling im offenen Kreislauf [5].

Basis der Ökoeffizienzindikatoren kann diese Art der Auswertung zur abschließenden Auswahl der ökoeffizientesten Anlage für das untersuchte Gebäude genutzt werden.

3.2 Umweltbewertung

3.2.1 Vorgehensweise

Einer der wesentlichsten Schritte einer Ökoeffizienzbewertung ist die Beurteilung der potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems. Dies gilt auch für die Umweltbewertung im Rahmen der „Erfurter Methode“, bei der die Quantifizierung der Umweltwirkungen mittels der zu berechnenden Umweltleistung U (Abschnitt 3.2.2) erfolgt. Die Bewertung entspricht im Umfang und im Ergebnis einer Ökobilanz (LCA), wie sie nach DIN EN ISO 14045 [11] empfohlen und als Standardmethode [14, 42, 52] vielfach angewendet wird (Abschnitt 2.1.2).

Der Bewertungsablauf wurde unter Anlehnung an die Prinzipien der Normen DIN EN ISO 14040 [25] und DIN EN ISO 14044 [29] entwickelt, jedoch dahingehend vereinfacht, dass die Ökobilanzierung je Anlagenvariante mit wenigen planungstechnischen Größen und der spezifischen Umweltleistung u (Abschnitt 3.2.4) möglich ist. Diese Art der Umweltbewertung entspricht im Wesentlichen der bekannten Vorgehensweise des im Abschnitt 2.2.1 beschriebenen Primärenergieverfahrens. Jedoch wurde der Primärenergiefaktor f_p durch die im Rahmen der Forschungsarbeit entwickelte, ganzheitliche spezifische Umweltleistung ersetzt.

Mit dieser auf typische Planungsdaten bezogenen Größe ist es durch Skalierung möglich, die spezifischen Umweltwirkungen des Produktsystems einer wärmetechnischen Anlage zu einer potenziellen Gesamtumweltwirkung zu aggregieren. Das Ergebnis wird quantifiziert als Umweltleistung U angegeben. Der Vorteil dieser Verfahrensweise liegt darin, dass mit hinreichender Genauigkeit vereinfacht eine ganzheitliche Ökobilanzierung vorgenommen werden kann. Eine detaillierte, vollumfängliche Ökobilanz je Anlagenvariante ist nicht erforderlich (Abschnitt 2.3.3).

Verallgemeinert besteht die Umweltbewertung nach der „Erfurter Methode“ darin, für jede Anlagenkomponente und jeden Endenergieträger, mithilfe der spezifischen Umweltleistungen sowie weniger Planungsdaten, deren Umweltleistung zu berechnen. Hieraus werden nachfolgend die kumulierten Umweltleistungen für Anlagenkomponenten U_A und Endenergieträger U_E bestimmt.

Abschließend erfolgt die Ermittlung der Gesamtumweltleistung U der betrachteten Anlagenvariante nach Gleichung (3.2), zusammengefasst aus je einem Anteil für Anlagenkomponenten und Endenergieträger (Bild 3.2, Bild 3.5).

$$U = U_A + U_E \quad (3.2)$$

Die Gesamtumwelleistung wird unter anderem zur Bestimmung des Umweltleistungsindikators *UI* benötigt (Abschnitt 3.2.3, Bild 3.3).

Der Betrachtungsumfang der Umweltbewertung nach der „Erfurter Methode“ wurde im Vergleich zum Primärenergieverfahren grundlegend und problemlösend erweitert¹¹ (Abschnitt 1.1). Dies gilt insbesondere, weil mit der Umweltbewertung nicht nur die Endenergieträger, sondern zukunftsorientiert die bedeutendsten Anlagenkomponenten erfasst werden. Zudem ist eine Vielzahl aktueller Umweltproblemfelder integriert worden (Abschnitt 1.1, Abschnitt 3.2.4.3, Tabelle 3.12).

Der Bewertungsablauf ist für jede zu vergleichende Anlagenvariante auf die gleiche Art und Weise zu wiederholen. Da es sich bei der „Erfurter Methode“, in Anlehnung an die Vorgaben der DIN EN ISO 14045 [11], um ein relatives Konzept handelt, ist dieser Schritt für mindestens zwei Varianten durchzuführen, für die Referenzvariante und eine zu bewertende Alternative (Abschnitt 3.1.2). Die grundsätzliche Vorgehensweise der beschriebenen Umweltbewertung zeigt Bild 3.5.

3.2.2 Umweltleistung

3.2.2.1 Definition

Der Begriff *Umweltleistung* wurde bereits im Abschnitt 1.3 eingeführt. Er soll an dieser Stelle präzisiert werden, da eine allgemein verbindliche Definition sowie ein einheitliches Verständnis zur Umweltleistung in Wissenschaft und Technik fehlt.

Neben einigen anderen Interpretationen kann unter Umweltleistung der Umwelteinfluss betrieblicher Leistungen als Ergebnis eines Produktionsprozesses innerhalb eines Betrachtungszeitraums verstanden werden. Der Begriff ist jedoch normativ nicht eindeutig definiert. So wird die Umweltleistung für das Umweltmanagement von Organisationen¹² nach DIN EN ISO 14001 [111] oder DIN EN ISO 14031 [112] unscharf als die messbaren Ergebnisse des Managements von Umweltaspekten¹³ einer Organisation¹⁴ beschrieben. Es wurden keine spezifischen Umweltleistungskriterien festgelegt, sondern es wurde auf etablierte Umweltleistungskennzahlen verwiesen. Außerdem ist es den Organisationen freigestellt, Managementsysteme einzuführen und Umweltleistungsziele festzulegen [111, 112].

¹¹ Erweiterung und Umstellung des Primärenergieverfahrens auf eine ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung.

¹² „Der Begriff Organisation umfasst unter anderem Einzelunternehmer, Gesellschaft, Konzern, Firma, Unternehmen, Behörde, Handelsgesellschaft, Wohltätigkeitsorganisation, Institution oder Teile oder eine Kombination der genannten, ob eingetragen oder nicht, öffentlich oder privat.“ [111].

¹³ Ein Umweltaspekt ist ein Bestandteil der Tätigkeiten, Produkte oder Dienstleistungen von Personen oder Organisationen, der auf die Umwelt einwirken kann (Abschnitt 2.3.3) [11].

¹⁴ „Leistung kann sich entweder auf quantitative oder qualitative Feststellungen ...“ und „... auf das Führen und Steuern von Tätigkeiten, Prozessen (3.3.5), Produkten (einschließlich Dienstleistungen), Systemen oder Organisationen (3.1.4) beziehen.“ [111].

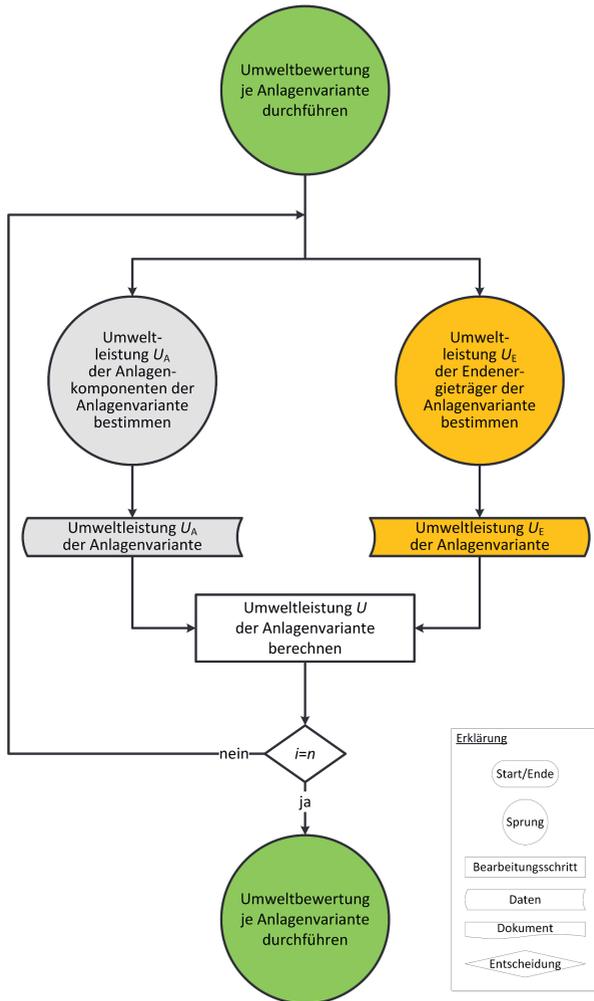


Bild 3.5: Ablauf der Umweltbewertung nach der „Erfurter Methode“.

Ähnlich definiert auch das europäische Gemeinschaftssystem für das freiwillige Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung (Eco-Management and Audit Scheme, EMAS) nach der EMAS-Verordnung [113] den Begriff der Umweltleistung. Jedoch müssen Organisationen ein standardisiertes Umweltmanagementsystem einführen, eine Umwelterklärung mit definierten Kernindikatoren¹⁵ abgeben und diese von unabhängigen Umweltgutachtern hinsichtlich der Einhaltung von Umweltvorschriften kontrollieren lassen, damit sie das Gütesiegel der Europäischen Union [115] erhalten.

Die genannten Normen und Verordnungen beziehen sich hauptsächlich auf das Umweltmanagement von Organisationen, die ihr Handeln möglichst auf ein nachhaltiges Umweltmanagement ausrichten sollen, und weniger auf andere Stakeholder. Die zu verbessernde Umweltleistung kann außerdem je nach Organisation unterschiedlich festgelegt werden. Eine Begutachtung der Umweltleistung, beispielsweise im Rahmen von EMAS, ist grundsätzlich freiwillig, aber sie muss messbar sein. Diese allgemeine, nicht einheitliche Definition ist wenig hilfreich für vergleichende Abschätzungen möglicher Umweltwirkungen von Produktsystemen. Einerseits stehen nicht explizit Produkte und Dienstleistungen im Fokus, andererseits zielt die Bewertung nur mittelbar auf die ganzheitliche Quantifizierung potenzieller Umweltwirkungen ab. Um im Rahmen der „Erfurter Methode“ für eindeutige Verhältnisse zu sorgen, wurde folgende Definition festgelegt:

Unter *Umweltleistung* wird eine vollaggregierte Kenngröße (Ein-Punkt-Indikator) bezogen auf Umweltaspekte verstanden, die die potenzielle Gesamtumweltwirkung des Produktsystems einer wärmetechnischen Anlage quantifiziert.

Im Unterschied zu den Normen DIN EN ISO 14001 [111] und DIN EN ISO 14031 [112] berücksichtigt die Umweltleistung nach der „Erfurter Methode“ einen definierten, umfangreichen Satz verschiedener Wirkungsindikatoren und zielt darauf ab, den Gesamtumwelteinfluss einer wärmetechnischen Anlage mit nur einem vollaggregierten Indikator aufzuzeigen. Sie kann sowohl positive als auch negative Werte annehmen, z. B. bei der Allokation nach der Gutschriften- oder Exergiemethode (Abschnitt 3.2.2.3). Erstere stellen mögliche Umweltbelastungen und letztere Umweltentlastungen dar.¹⁶ Ferner wird dem geforderten Vorsorgeprinzip bei der Bewertung der Anlagen nachgekommen, da die Umweltleistung nach der „Erfurter Methode“ den potenziellen Schaden an schutzwürdigen Gütern quantifiziert und dieser vermieden oder gemindert werden sollte [6].

Als Maßeinheit für die zu quantifizierende Umweltleistung wurde die Einheit „Umweltleistungsanteil“ festgelegt.

$$[U] = \text{ULA}$$

¹⁵ Die Indikatoren sind auf die sechs Schlüsselbereiche Energieeffizienz, Materialeffizienz, Wasser, Abfall, biologische Vielfalt und Emissionen verteilt [114].

¹⁶ Präziser formuliert handelt es sich um eine anteilige Umweltbe- oder -entlastung, da die Umweltleistung nach der „Erfurter Methode“, bedingt durch die Wahl der Wirkungsabschätzungsmethode, eine relative Kenngröße ist (Abschnitt 3.2.4.3).

Sie ergibt sich aus dem Ansatz der gewählten Umweltbewertungsmethode (Abschnitt 3.2.4.3). Hiernach werden die unterschiedlichen Umweltwirkungen des zu untersuchenden Produktsystems einer wärmetechnischen Anlage auf die globalen (weltweiten) Umweltwirkungen normiert. Das Ergebnis dieser Normierung entspricht dem durch die Anlage, eine Anlagenkomponente oder einen Endenergieträger verursachten Anteil an den gesamten globalen Umweltwirkungen (Gleichung (3.40)).

3.2.2.2 Anlagenkomponenten

Wie im Abschnitt 3.2.1 beschrieben und im Bild 3.5 zu sehen, erfolgt die Umweltbewertung nach der „Erfurter Methode“ auf Grundlage der Umweltleistung U . Diese setzt sich gemäß Gleichung (3.2) aus der kumulierten Umweltleistung für Anlagenkomponenten U_A und Endenergieträger U_E zusammen. Für die Bestimmung beider Größen wurden entsprechende Berechnungsalgorithmen entwickelt. Hiervon wird im Folgenden zunächst der Ansatz zur Berechnung der Umweltleistung von Anlagenkomponenten U_A erläutert. Dieser erste Anteil an der gesamten Umweltleistung einer wärmetechnischen Anlage kann analog zur *grauen Energie* als *graue Umweltleistung* bezeichnet werden. Er bildet einen Sockelbetrag, der nur unwesentlich vom Anlagenbetrieb beeinflusst wird (Abschnitt 3.1.1). Das Ablaufschema zur Bestimmung der Umweltleistung von Anlagenkomponenten zeigt Bild 3.6.

Anlagenkomponente

Der Algorithmus beginnt mit der Berechnung der jährlichen Umweltleistung $U_{A,a,j,i}$ einer jeden zu berücksichtigenden Anlagenkomponente¹⁷ i im Anlagenbereich¹⁸ j nach Gleichung (3.3).

$$U_{A,a,j,i} = f_{A,U,i} \cdot u_{A,i} \cdot \frac{1}{TN_i} \cdot Y_{D,i} \cdot Z_i \quad (3.3)$$

Hierfür sind die nachfolgend vorgestellten komponentenbezogenen Größen erforderlich, wie der Skalierfaktor $f_{A,U,i}$, die spezifische Umweltleistung $u_{A,i}$, die Nutzungsdauer¹⁹ TN_i , die Bezugsauslegungsgröße $Y_{D,i}$ und die Komponentenanzahl Z_i .

Welche der Komponenten in eine Bewertung aufzunehmen sind, wird einerseits zu Beginn im Untersuchungsumfang mit der Auswahl der Anlagenvarianten festgelegt (Bild 3.3, Bild 3.4),

¹⁷ Teilweise wurden in den primären und generischen Datensätzen mehrere Anlagenkomponenten technologisch zu einer Gruppe zusammengefasst, beispielsweise eine Wärmepumpe mit einem Erdreichkollektor und einem Pufferspeicher. Hierdurch reduziert sich der Aufwand der Ökoeffizienzbewertung deutlich, allerdings verringert sich auch der Detaillierungsgrad für die Auswertung.

¹⁸ Zur strukturierten Erfassung, Auswertung und Dokumentation der Ergebnisse im Rahmen der „Erfurter Methode“ wurden die Komponenten der Anlage gemäß DIN EN ISO 18599 [68] Anlagenbereichen bzw. Prozessbereichen zugeordnet. Zu diesen Bereichen gehören die *Erzeugung*, die *Speicherung*, die *Verteilung* und die *Übergabe*.

¹⁹ Es sind die Vorgaben der VDI 2067 [8] zu nutzen.

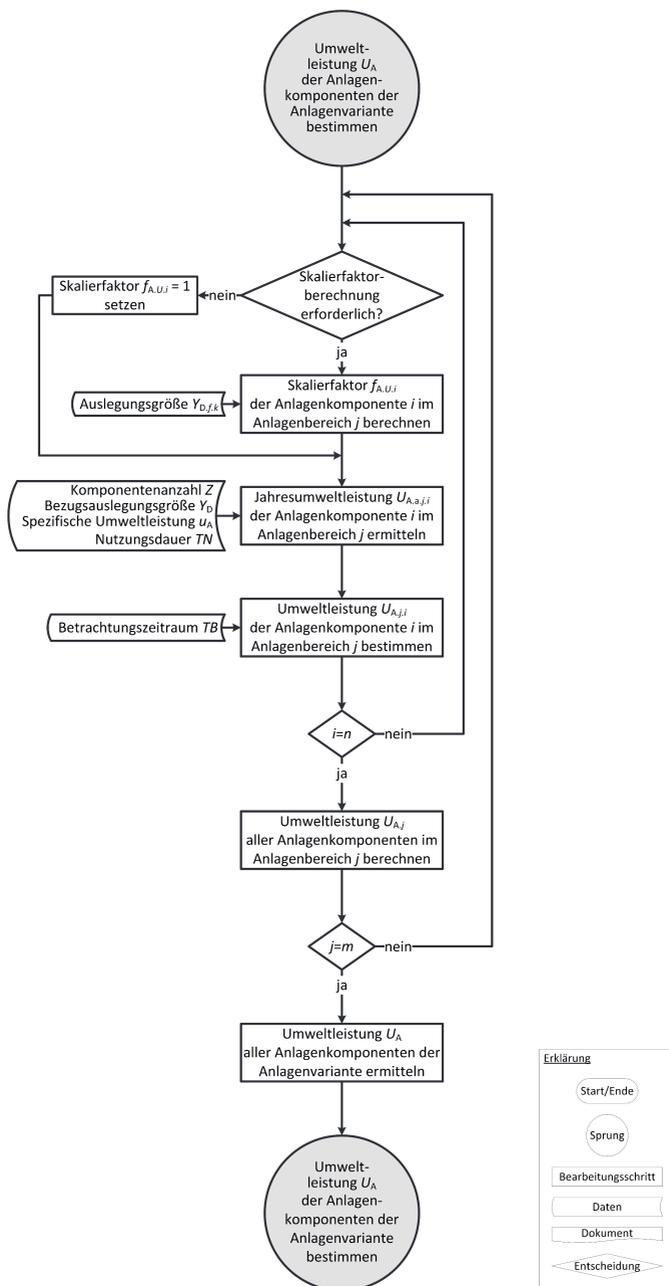


Bild 3.6: Ablauf zur Umweltleistungsbestimmung von Anlagenkomponenten nach der „Erfurter Methode“.

andererseits können nur Anlagenkomponenten berücksichtigt werden, für die eine spezifische Umweltleistung definiert wurde (Tabelle 3.1 bis Tabelle 3.6). Dies wiederum war davon abhängig, ob zu deren Definition geeignete generische Datensätze in den verwendeten Datenbanken zur Verfügung standen (Abschnitt 3.2.4.2).

Skalierfaktor

Der Skalierfaktor $f_{A,U,i}$ in Gleichung (3.3) dient der Anpassung der spezifischen Umweltleistung $u_{A,i}$ einer Anlagenkomponente. Diese wurde, wie im Abschnitt 3.2.4 beschrieben, für eine Referenzkomponente bilanziert und auf die funktionelle Einheit einer Bezugsauslegungsgröße²⁰ normiert. Weicht die betrachtete Anlagenkomponente je nach Anlagenvariante und Auslegungssituation von der Referenzkomponente ab, genügt es, die spezifische Umweltleistung mithilfe eines Faktors anzupassen.

Es ist nicht erforderlich, für jede mögliche Ausführungsvariante einer Anlagenkomponente eine eigene spezifische Umweltleistung mittels einer Ökobilanz (LCA) zu bestimmen. Die spezifische Umweltleistung weniger typischer Referenzkomponenten und der zugehörige Skalierfaktor reichen aus, um eine Vielzahl weiterer Auslegungsbedingungen zu berücksichtigen.

Um den jeweiligen Skalierfaktor zu berechnen, sind je nach Komponente eine der ermittelten Regressionsfunktionen [116], die zugehörigen Koeffizienten und Konstanten sowie eine oder mehrere Auslegungsgrößen²¹ $Y_{D,f,k}$ zu verwenden. Eine Berechnung des Skalierfaktors mithilfe einer der Gleichungen ist nicht immer erforderlich.

Sofern die spezifische Umweltleistung nur von der Bezugsauslegungsgröße $Y_{D,i}$ abhängig ist, hat der Skalierfaktor den Wert 1 (Bild 3.6). Dies gilt für alle Komponenten und deren generische Datensätze, zu denen keine Regressionsfunktion zur Berechnung des Faktors ermittelt wurde.

Im Folgenden sind die Regressionsgleichungen eingruppiert in die Anlagenbereiche *Erzeugung*, *Speicherung*, *Verteilung* und *Übergabe* aufgeführt. Die zugehörigen Parameter (Koeffizienten, Konstanten) wurden für jede Komponente entsprechend dem verwendeten Bezugsdatensatz im Datenbankmodell in Tabellen im Anhang B.1 beigefügt.

Enthalten sind außerdem das Bestimmtheitsmaß R^2 und der Standardregressionsfehler²² SER . Das Bestimmtheitsmaß gibt Aufschluss über die Anpassungsgüte der Regression. Der Standardregressionsfehler ist zur Untersuchung der Fehlerfortpflanzung bei Betrachtung möglicher Unsicherheiten des Gesamtergebnisses nutzbar (Abschnitt 3.2.5, Abschnitt 4.2).

²⁰ Beispielsweise ist die funktionelle Einheit für die betrachtete Ökobilanz (LCA) der Anlagenkomponenten *Wärmeerzeuger* 1 kW Nennwärmeleistung (Abschnitt 3.2.4).

²¹ Bspw. die Nennleistung eines Wärmeerzeugers $\dot{Q}_{N,WE,i}$ oder der Verlegeabstand VA_i der Rohre einer Fußbodenheizung.

²² Teilweise wird das Formelzeichen s der empirischen Standardabweichung bzw. in dieser Arbeit, bezogen auf den Standardregressionsfehler des Skalierfaktors $f_{A,U,i}$, das Formelzeichen s_f genutzt. Oft ist auch das Formelzeichen $\hat{\sigma}$ zu finden.

Erzeugung:

Brennwertgeräte/Kessel (Tabelle B.1)

$$f_{A,U,i} = a \cdot \left(\frac{\dot{Q}_{N,WE,i}}{\text{kW}} \right)^b + c \quad (3.4)$$

Wärmepumpen (Tabelle B.2)

$$f_{A,U,i} = a \cdot \ln \left(\frac{\dot{Q}_{N,WE,i}}{\text{kW}} \right) + b \cdot \left(\frac{\dot{Q}_{N,WE,i}}{\text{kW}} \right)^c + d \quad (3.5)$$

Rauch-/Abgassysteme (Tabelle B.3)

$$f_{A,U,i} = a \cdot \left(\frac{D_{a,i}}{\text{mm}} \right)^b + c \quad (3.6)$$

Speicherung:

Pufferspeicher (Tabelle B.4)

$$f_{A,U,i} = a \cdot \ln \left(\frac{V_{Sp,i}}{\text{l}} \right) + b \cdot \left(\frac{V_{Sp,i}}{\text{l}} \right)^c + d \quad (3.7)$$

Verteilung:

Pumpen (Tabelle B.5)

$$f_{A,U,i} = a \cdot \left(\frac{P_{N,e,i}}{\text{W}} \right)^b + c \quad (3.8)$$

Rohre (Tabelle B.6)

$$f_{A,U,i} = a \cdot \left(\frac{D_{a,i}}{\text{mm}} \right)^b + c \quad (3.9)$$

Dämmung (analytische Herleitung²³)

$$f_{A,U,i} = 3,460 \cdot \left[\left(\frac{2 \cdot s_{Dä,i} + D_{i,i}}{\text{m}} \right)^2 - \left(\frac{D_{i,i}}{\text{m}} \right)^2 \right] \cdot \frac{\rho_{Dä,i}}{\text{kg m}^{-3}} \quad (3.10)$$

²³ Die Funktion wurde im Gegensatz zu den anderen Gleichungen nicht durch eine Regressionsanalyse bestimmt, sondern durch eine analytische Herleitung aus den Grundgleichungen zur Masseberechnung von Hohlzylindern. Die Referenz für die Normierung ist eine EPDM-Rohrdämmung mit einem Raumgewicht $\rho_{Dä} = 95 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$, einer Länge $l_{Dä} = 1 \text{ m}$, einem Innendurchmesser $D_i = 18 \text{ mm}$ und einer Wandstärke $s_{Dä} = 20 \text{ mm}$.

Übergabe:

Plattenheizkörper (Tabelle B.7)

$$f_{A.U.i} = a \cdot (T_{PH,i})^b \cdot \left(\frac{B_{PH,i}}{\text{mm}} \right)^{c \cdot (T_{PH,i})^d} \cdot \left(\frac{\Delta \vartheta_{H,i}}{\text{K}} \right)^e \quad (3.11)$$

Stahlradiator (Tabelle B.8)

$$f_{A.U.i} = a \cdot \left(\frac{T_{SR,i}}{\text{mm}} \right)^b \cdot \left(\frac{\Delta \vartheta_{H,i}}{\text{K}} \right)^c \quad (3.12)$$

Fußbodenheizung (Tabelle B.9, Tabelle B.10)

$$f_{A.U.i} = f_{FBH1,i} \cdot f_{FBH2,i} \quad (3.13)$$

$$f_{FBH1,i} = \left\{ \left[a \cdot e^{b \cdot \left(\frac{VA_i}{\text{cm}} \right)} \cdot \left(\frac{R_{\lambda,B,i}}{\text{m}^2 \text{KW}^{-1}} \right) \right] + 1 \right\} \cdot c \cdot \left(\frac{\Delta \vartheta_{H,i}}{\text{K}} \right)^d \quad (3.14)$$

$$f_{FBH2,i} = \begin{cases} a \cdot \ln \left(\frac{VA_i}{\text{cm}} \right) + b \cdot \left(\frac{VA_i}{\text{cm}} \right)^c + d & \text{mit Zementestrich} \\ a \cdot \left(\frac{VA_i}{\text{cm}} \right)^3 + b \cdot \left(\frac{VA_i}{\text{cm}} \right)^2 + c \cdot \left(\frac{VA_i}{\text{cm}} \right) + d & \text{ohne Zementestrich} \end{cases} \quad (3.15)$$

Am Beispiel der Anlagenkomponente *Plattenheizkörper* wird kurz erläutert, wie bei der Bestimmung der Regressionsfunktionen im Rahmen der Regressionsanalyse [116, 117], z. B. für den Skalierfaktor $f_{A.U.i}$ gemäß Gleichung (3.11), grundsätzlich vorgegangen wurde.

Für die Ermittlung der Gleichungen galt es zunächst zu untersuchen, von welchen Größen die Umweltleistung der jeweiligen Anlagenkomponente abhängig ist. Da die Basis einer jeden Ökobilanz und somit für die Umweltleistungsermittlung immer die Sachbilanz ist, wurde geprüft, welche Auswirkung die Variation des sogenannten Referenzflusses²⁴ hat. Der Referenzfluss der Anlagenkomponente *Plattenheizkörper* des Bezugsdatensatzes *Plattenheizkörper DE* wird beispielsweise mit der physikalischen Größe *Masse* in der Einheit Kilogramm (kg) quantifiziert. Er beträgt 17,1 kg und ist nicht mit der funktionellen Einheit zu verwechseln. Diese wurde für die Komponente *Plattenheizkörper* mit 1 kW Wärmeleistung festgelegt. Ändert sich der Referenzfluss (Masse), so ändern sich alle zugehörigen In- und Outputflüsse in der Sachbilanz sowie die gesamte Umweltleistung.

²⁴ Er gibt die Menge eines Produktes an, die zur Erbringung der funktionellen Einheit eines Produktsystems erforderlich ist [6]. Daher muss beim Erstellen einer Sachbilanz immer ein Referenzfluss festgelegt werden [25].

Bild 3.7 zeigt den für die Anlagenkomponente *Plattenheizkörper* erstellten Sachbilanzplan. Der beschriebene, entscheidende Referenzfluss wurde im Prozess *Nutzung Plattenheizkörper* (orangene Box mit rotem X) des Lebenswegabschnittes *Nutzung* mit dem Outputfluss *Heizkörper* festgelegt, quantifiziert mit dessen Masse. Mehr Informationen zur Ökobilanzierung von Anlagenkomponenten können dem Abschnitt 3.2.4 entnommen werden. Zwischen der Masse und der Wärmeleistung eines Heizkörpers kann ein Zusammenhang hergestellt werden. So bedingt eine abzugebende Wärmeleistung²⁵ bei einer gewünschten Übertemperatur²⁶ eine entsprechende Heizkörpergröße (Typ, Bauhöhe, Baulänge) mit einer entsprechenden Masse. Die Herausforderung für die Bestimmung des Skalierfaktors $f_{A,U,i}$ bestand darin, die Masse eines Heizkörpers in Beziehung zu dessen Wärmeleistung zu setzen. Hierfür wurden mehrere Heizkörpertypen gleicher Bauart von verschiedenen Herstellern untersucht.

Ausgehend vom Verhältnis der längenspezifischen Wärmeleistung und der zugehörigen ebenso längenspezifischen Masse konnte deren leistungsbezogene mittlere Masse in Abhängigkeit vom Typ $T_{PH,i}$, der Bauhöhe $B_{PH,i}$ und der mittleren logarithmischen Übertemperatur $\Delta\vartheta_{H,i}$ bestimmt werden. Durch Normierung dieser spezifischen Masse auf die gleiche spezifische Masse eines Referenzheizkörpers (Bezugsnormal²⁷) erfolgte anschließend die Berechnung der normierten leistungsbezogenen Heizkörpermasse (Skalierfaktor).

Im letzten Schritt wurden der Typ und die Bauhöhe des Heizkörpers sowie die jeweilige mittlere logarithmische Temperaturdifferenz in Beziehung zu dieser normierten Masse gesetzt. Hieraus konnte nun der in Gleichung (3.11) gezeigte allgemeingültige approximative Zusammenhang für die Berechnung des Skalierfaktors der Anlagenkomponente *Plattenheizkörper* bei unterschiedlichen Auslegungsbedingungen abgeleitet werden.

In Bild 3.8 bis Bild 3.10 sind drei Diagramme zu sehen, wie sie zur Herleitung der Funktion genutzt wurden. Die vollständigen Ergebnisse können den Berechnungsblättern im Anhang B.1 entnommen werden.

Wird der Skalierfaktor gemäß der Regressionsfunktion mittels der genannten Größen bestimmt, so entspricht der Wert dem Faktor, um den die Referenzgröße²⁸ zur Anpassung auf die jeweiligen Auslegungsbedingungen vergrößert oder verkleinert werden muss. Für einen Plattenheizkörper bedeutet dies, dass sich die Masse des Heizkörpers bei gleicher Leistungsabgabe (funktionelle Einheit) und anderen Auslegungsbedingungen ändert.

Da die Umweltleistung eines Heizkörpers an dessen spezifische Masse (Referenzfluss) gekoppelt

²⁵ Die Wärmeleistung eines Heizkörpers wird beispielsweise nach DIN EN 442 [118] für unterschiedliche Betriebsbedingungen ermittelt. Sie kann zusammen mit den für die Planung und die Installation relevanten Parametern (Typ, Bauhöhe, Baulänge, Masse) Herstellerunterlagen entnommen werden.

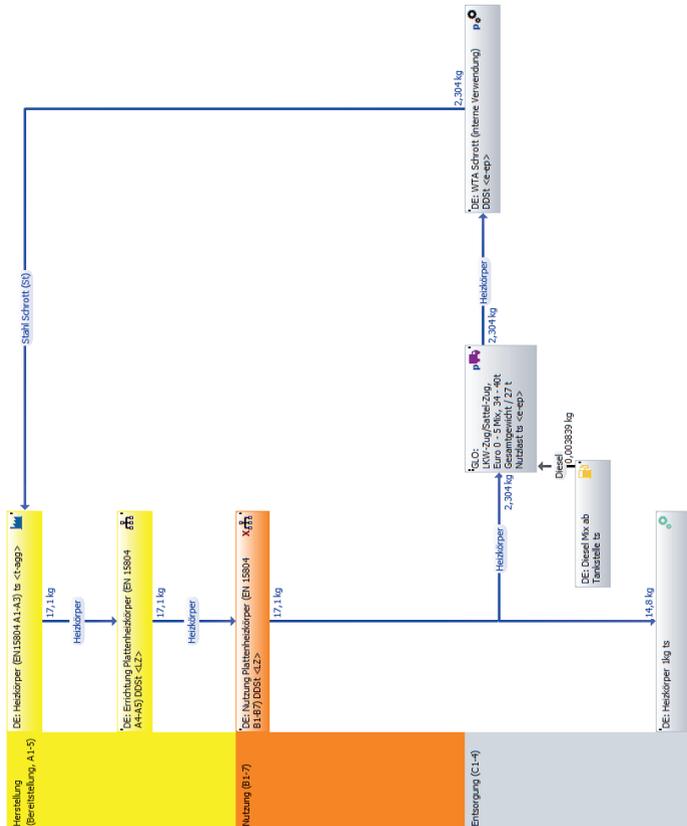
²⁶ Mittlere logarithmische Temperaturdifferenz $\Delta\vartheta_{H,i}$.

²⁷ Für das Beispiel *Plattenheizkörper* wurde als Referenz ein Heizkörper vom Typ $T_{PH,i} = 11$ mit der Bauhöhe $B_{PH,i} = 300$ mm bei einer mittleren logarithmischen Übertemperatur von $\Delta\vartheta_{H,i} = 49,83$ K gewählt. Die zugehörige leistungsbezogene Masse beträgt $m_{Q,PH} = 17,1 \frac{\text{kg}}{\text{kW}}$.

²⁸ Die Zuordnung zum Bezugsdatensatz ist für die korrekte Verwendung des Faktors wichtig.

Nutzenergiebereitstellung Wärme (Anlagenkomponente - Übergabe - Plattenheizkörper ts)

Es werden die Normen der Bauprozesse eingesetzt.



Der Datenatz basiert auf der mittleren spezifischen Wärmeleitfähigkeit von 160 W/mK für die bei Normtemperatur von 49,833 K (75,6/200 °C) nach DIN EN 482 und einer Nutzungsdauer von 30 Jahren. Prozessdaten nicht berücksichtigt: Die Umweltauswirkungen von Koprodukten und Sekundärrohstoffen, die das System ersetzen, sind im System (Produktionsprozess) nicht berücksichtigt. Die Umweltauswirkungen von Sekundärrohstoffen / Materialien in den Herstellungsprozessen (Materialien), wurde der Open loop approach "Net material requirements" verwendet. Die Umweltauswirkungen von Forschungsprojekten (R2.01 EN 19410), die das System ersetzen, sind zum Teil im End-Datenatz (Entsorgung) enthalten!

Güldchrift (D)

Bild 3.7: Sachbilanzplan der Anlagenkomponente Plattenheizkörper.

3 Methodenentwicklung

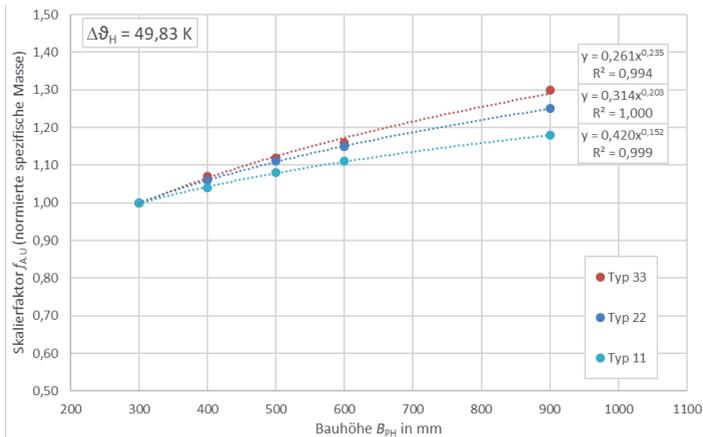


Bild 3.8: Abhängigkeit des Skalierfaktors $f_{A,U}$ der Komponente *Plattenheizkörper* von der Bauhöhe B_{PH} .

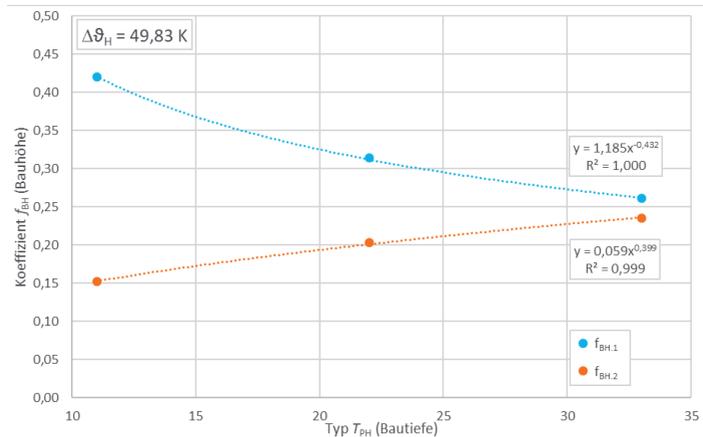


Bild 3.9: Abhängigkeit der Koeffizienten f_{BH} der Komponente *Plattenheizkörper* vom Typ T_{PH} zur Bestimmung des bauhöhenabhängigen Skalierfaktors $f_{A,U}$ (Bild 3.8).

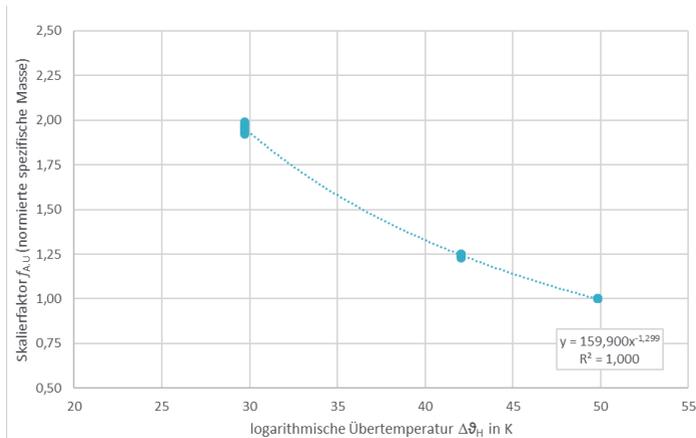


Bild 3.10: Abhängigkeit des Skalierfaktors $f_{A,U}$ der Komponente *Plattenheizkörper* von der Übertemperatur $\Delta\theta_H$.

ist, lässt sie sich ebenso skalieren. Es genügt, die Umweltleistung des Referenzheizkörpers für dessen wärmeleistungsbezogene Masse zu bestimmen.

Mit dieser spezifischen (wärmeleistungsbezogenen) Umweltleistung kann dann durch Multiplikation mit der Bezugsauslegungsgröße²⁹ $Y_{D,i}$ und anderen Größen die Umweltleistung der Anlagenkomponente *Plattenheizkörper* für eine gewünschte Heizkörpergröße, skaliert auf die jeweilige Auslegungssituation, bestimmt werden (Gleichung (3.3)). Ein anwendungsbezogenes Beispiel befindet sich im Kapitel 4.

Da sich der Skalierfaktor aus der Normierung auf eine Referenz (Bezugsnormal) gleicher Einheit ergibt, besitzt er definitionsgemäß keine Einheit. Dies ist bei der Berechnung des Faktors zu beachten. Um diesbezügliche Fehler zu vermeiden, wurden die Funktionen als zugeschnittene Größengleichungen [120] angegeben. Bei korrekter Anwendung der Koeffizienten und dem Einsetzen der jeweiligen Auslegungsgrößen $Y_{D,f,k}$ in der richtigen Einheit ergibt sich der Skalierfaktor ohne Einheit.

Ähnlich wie für die Anlagenkomponente *Plattenheizkörper* wurde auch bei der Bestimmung der Regressionsfunktionen für die anderen Komponenten vorgegangen. Lediglich die Datengrundlage (Hersteller-, Umweltdatenbanken) und die Referenzgrößen waren andere.

Mehr Informationen zu den getroffenen Annahmen, die entsprechende Datengrundlage sowie die Ermittlung der Regressionsfunktionen einschließlich deren Koeffizienten und Konstanten (Parameter) sind dem Anhang B.1 zu entnehmen.

²⁹ Als Bezugsauslegungsgröße wurde die zu installierende Wärmeleistung eines Heizkörpers gewählt. Sie entspricht der anteiligen oder gesamten Raumheizlast $\Phi_{HL,Ausl}$. Die Raumheizlast wird unter anderem im Rahmen der Heizlastberechnung nach DIN EN 12831 [119] zur Heizflächenauslegung ermittelt.

Spezifische Umweltleistung

Die spezifische Umweltleistung u ist die wichtigste Neuerung in der Nachhaltigkeits- und Ökoeffizienzbewertung von wärmetechnischen Anlagen nach der „Erfurter Methode“. Es handelt sich allgemein um einen sogenannten vollaggregierten Ein-Punkt-Indikator zur Abschätzung der Umweltwirkungen einer Anlagenkomponente oder eines Endenergieträgers, bezogen auf wärmetechnische Größen der Planung und des Betriebs. Es ist eine spezifische Größe, mit deren Hilfe vereinfacht eine ganzheitliche auslegungsbezogene Umweltbewertung (Ökobilanz) wärmetechnischer Anlagen vorgenommen werden kann.

Zur Berücksichtigung der Anlagenkomponenten wurden insgesamt 53 verwertbare Umweltdatensätze bilanziell erstellt und ausgewertet. Hieraus konnte je Anlagenkomponente oder Komponentengruppe deren repräsentative mittlere spezifische Umweltleistung $u_{A,i}$ bestimmt werden. Die prinzipielle Vorgehensweise bei der Ermittlung dieses Indikators wird im Abschnitt 3.2.4 beschrieben.

Die berechneten spezifischen Umweltleistungen der Anlagenkomponenten sind, unterschieden in die Anlagenbereiche *Erzeugung*, *Speicherung*, *Verteilung* und *Übergabe*, mit den zugehörigen Bezugsdatensatzbezeichnungen nachfolgend Tabelle 3.1 bis Tabelle 3.6 zu entnehmen. Zusätzlich enthalten die Tabellen als Vergleichsindikator in Analogie zum Primärenergiefaktor der Endenergieträger den jeweiligen Primärenergiefaktor $f_{p,A,i}$ sowie informativ den CO₂-Emissionsfaktor $f_{CO_2-Äq,A,i}$ der Anlagenkomponenten.

Die Einheiten der spezifischen Umweltleistungen u_A , der Primärenergiefaktoren $f_{p,A}$ und CO₂-Emissionsfaktoren $f_{CO_2-Äq,A}$ variieren aufgrund unterschiedlicher Bezugsgrößen. Im Anhang B.2 wurden für differenziertere Analysen neben dem Gesamtwert zusätzlich die Werte für die Lebenszyklusabschnitte (*Herstellung*, *Nutzung*, *Entsorgung*) sowie die Stichprobenstandardabweichungen und Variationskoeffizienten angegeben (Abschnitt 3.2.5).

Die jeweilig bilanzierte Nutzungsdauer TN_i ist in Tabelle B.11 bis Tabelle B.16 ebenso im Anhang B.2 zu finden. Für einige Komponenten wie Blockheizkraftwerke, Brennstoffzelle oder Wasser-Wasser-Wärmepumpen konnten keine spezifischen Umweltleistungen bestimmt werden. Dies lag vordergründig an unzureichend vorhandenen oder nicht plausiblen Hintergrunddaten (Abschnitt 3.2.4).

Nutzungsdauer

Für die Berechnung der spezifischen Umweltleistung einer Anlagenkomponente wurde der gesamte Lebenszyklus betrachtet (Abschnitt 3.2.4.2). Dementsprechend gilt der angegebene Wert für die gesamte Nutzungsdauer TN_i . Da die Nutzungsdauer der einzelnen Komponenten nicht gleich dem Betrachtungszeitraum ist, muss zur Vereinheitlichung mit dem Reziprokwert der Nutzungsdauer in Gleichung (3.3) gerechnet werden.

Tabelle 3.1: Spezifische Umweltleistung, Primärenergie- und CO₂-Emissionsfaktor für Anlagenkomponenten, Anlagenbereich *Erzeugung* Teil 1 (Stand: 09.04.2019).

Anlagenkomponenten ^{a, b}	Spezifische Umweltleistung		Primärenergiefaktor		Emissionsfaktor	
	Datensatzbezeichnung	$u_{A,i}$	Einheit	$f_{p,A,i}$	Einheit	$f_{CO_2-Aq,A,i}$
Fernwärmeübergabestation DE	3,429	ULA/kW	10,369	kWh/kW	2,973	kg/kW
Gas-Brennwertgerät SG 20 kW DE	59,041	ULA/kW	89,333	kWh/kW	25,490	kg/kW
Gas-Brennwertgerät SG 70 kW DE	28,627	ULA/kW	41,722	kWh/kW	11,830	kg/kW
Gas-Brennwertgerät SG 260 kW DE	21,470	ULA/kW	30,194	kWh/kW	8,532	kg/kW
Gas-Brennwertgerät WG 20 kW DE	22,433	ULA/kW	37,222	kWh/kW	10,460	kg/kW
Öl-Brennwertgerät WG 20 kW DE	37,904	ULA/kW	77,583	kWh/kW	16,470	kg/kW
Öl-Brennwertgerät SG 20 kW DE	69,213	ULA/kW	103,611	kWh/kW	29,440	kg/kW
Öl-Brennwertgerät SG 70 kW DE	40,074	ULA/kW	57,361	kWh/kW	16,250	kg/kW
Öl-Brennwertgerät SG 260 kW DE	31,954	ULA/kW	44,556	kWh/kW	12,580	kg/kW
Strom-Wärmepumpe U-Sonde 10 kW DE	259,416	ULA/kW	690,833	kWh/kW	118,600	kg/kW
Strom-Wärmepumpe U-Sonde 20 kW DE	348,004	ULA/kW	953,611	kWh/kW	159,200	kg/kW
Strom-Wärmepumpe U-Sonde 70 kW DE	325,360	ULA/kW	895,278	kWh/kW	147,800	kg/kW
Strom-Wärmepumpe Kollektor 10 kW DE	125,661	ULA/kW	401,667	kWh/kW	50,620	kg/kW
Strom-Wärmepumpe Kollektor 20 kW DE	105,538	ULA/kW	366,944	kWh/kW	41,620	kg/kW
Strom-Wärmepumpe Kollektor 70 kW DE	105,566	ULA/kW	355,000	kWh/kW	38,710	kg/kW
Strom-Wärmepumpe Luft-Wasser 7 kW DE	109,245	ULA/kW	135,278	kWh/kW	35,120	kg/kW
Strom-Wärmepumpe Luft-Wasser 10 kW DE	105,243	ULA/kW	125,278	kWh/kW	32,420	kg/kW
Strom-Wärmepumpe Luft-Wasser 14 kW DE	102,516	ULA/kW	118,472	kWh/kW	30,590	kg/kW
Pelletkessel 14,9 kW DE	91,622	ULA/kW	142,861	kWh/kW	41,900	kg/kW
Pelletkessel 70 kW DE	35,275	ULA/kW	52,306	kWh/kW	15,550	kg/kW
Hackschnitzelkessel 20 kW DE	77,871	ULA/kW	125,944	kWh/kW	37,200	kg/kW
Hackschnitzelkessel 70 kW DE	28,373	ULA/kW	45,306	kWh/kW	13,460	kg/kW
Hackschnitzelkessel 260 kW DE	21,684	ULA/kW	33,528	kWh/kW	10,100	kg/kW

^a Bezugsgröße für Wärmeerzeuger ist deren Nennwärmeleistung.

^b In den generischen Datensätzen der Wärmepumpenanlagen wurden neben der Wärmepumpe zusätzliche Komponenten zur Erschließung der Wärmequelle (Rohre, Elektronik, Pufferspeicher) erfasst. Weitere Details sind den Datensatzdokumentationen der Datenbanken zu entnehmen [80, 121].

3 Methodenentwicklung

Tabelle 3.2: Spezifische Umweltleistung, Primärenergie- und CO₂-Emissionsfaktor für Anlagenkomponenten, Anlagenbereich *Erzeugung* Teil 2 (Stand: 09.04.2019).

Anlagenkomponenten ^{a, b}	Spezifische Umweltleistung		Primärenergiefaktor		Emissionsfaktor	
	Datensatzbezeichnung	$u_{A,i}$	Einheit	$f_{p,A,i}$	Einheit	$f_{CO_2-\dot{\lambda}_{q,A,i}}$
Solaranlage Flachkollektor DE	76,724	ULA/m ²	144,861	kWh/m ²	40,080	kg/m ²
Solaranlage Vakuumröhrenkollektor DE	167,908	ULA/m ²	251,861	kWh/m ²	70,270	kg/m ²
Schornstein Polypropylen DE	9,869	ULA/m	25,828	kWh/m	6,420	kg/m
Schornstein Edelstahl DE	43,573	ULA/m	58,111	kWh/m	15,920	kg/m
Schornstein gemauert einzügig DE	51,489	ULA/m	105,694	kWh/m	35,270	kg/m
Schornstein gemauert zweizügig DE	83,697	ULA/m	163,472	kWh/m	57,540	kg/m

^a Bezugsgröße für thermische Solarkollektoren ist deren Bruttokollektorfläche.

^b Bezugsgröße für Schornsteine ist deren Bauhöhe.

Tabelle 3.3: Spezifische Umweltleistung, Primärenergie- und CO₂-Emissionsfaktor für Anlagenkomponenten, Anlagenbereich *Erzeugung* Teil 3 (Stand: 09.04.2019).

Anlagenkomponenten ^a	Spezifische Umweltleistung		Primärenergiefaktor		Emissionsfaktor	
	Datensatzbezeichnung	$u_{A,i}$	Einheit	$f_{p,A,i}$	Einheit	$f_{CO_2-\dot{\lambda}_{q,A,i}}$
Flüssiggastank 2700 l unterirdisch DE	0,692	ULA/l	1,104	kWh/l	0,335	kg/l
Flüssiggastank 4850 l unterirdisch DE	0,551	ULA/l	0,875	kWh/l	0,266	kg/l
Flüssiggastank 6400 l unterirdisch DE	0,519	ULA/l	0,823	kWh/l	0,250	kg/l
Flüssiggastank 2700 l oberirdisch DE	0,530	ULA/l	0,776	kWh/l	0,248	kg/l
Flüssiggastank 4850 l oberirdisch DE	0,469	ULA/l	0,682	kWh/l	0,219	kg/l
Flüssiggastank 6400 l oberirdisch DE	0,399	ULA/l	0,580	kWh/l	0,186	kg/l
Öltank Stahl-PE-HD 750 l DE	0,412	ULA/l	0,934	kWh/l	0,240	kg/l
Öltank Stahl-PE-HD 1000 l DE	0,367	ULA/l	0,827	kWh/l	0,212	kg/l
Öltank PE-HD 750 l DE	0,400	ULA/l	1,053	kWh/l	0,270	kg/l
Öltank PE-HD 1000 l DE	0,398	ULA/l	1,047	kWh/l	0,268	kg/l
Öltank PE-HD 1500 l DE	0,357	ULA/l	0,944	kWh/l	0,241	kg/l

^a Bezugsgröße für Tanks ist deren Speichervolumen.

Tabelle 3.4: Spezifische Umweltleistung, Primärenergie- und CO₂-Emissionsfaktor für Anlagenkomponenten, Anlagenbereich *Speicherung* (Stand: 09.04.2019).

Anlagenkomponenten ^a	Spezifische Umweltleistung		Primärenergiefaktor		Emissionsfaktor	
	Datensatzbezeichnung	$u_{A,i}$	Einheit	$f_{p,A,i}$	Einheit	$f_{CO_2-\dot{A}q,A,i}$
Pufferspeicher Stahl	0,863	ULA/l	1,846	kWh/l	0,506	kg/l
Pufferspeicher Edelstahl	2,344	ULA/l	3,356	kWh/l	0,843	kg/l

^a Bezugsgröße für Pufferspeicher ist deren Speichervolumen.

Tabelle 3.5: Spezifische Umweltleistung, Primärenergie- und CO₂-Emissionsfaktor für Anlagenkomponenten, Anlagenbereich *Verteilung* (Stand: 09.04.2019).

Anlagenkomponenten ^{a, b}	Spezifische Umweltleistung		Primärenergiefaktor		Emissionsfaktor	
	Datensatzbezeichnung	$u_{A,i}$	Einheit	$f_{p,A,i}$	Einheit	$f_{CO_2-\dot{A}q,A,i}$
Umwälzpumpe 50 W DE	0,871	ULA/W	1,565	kWh/W	0,422	kg/W
Umwälzpumpe 150 W DE	0,460	ULA/W	0,742	kWh/W	0,200	kg/W
Umwälzpumpe 625 W DE	0,433	ULA/W	0,593	kWh/W	0,160	kg/W
PE-X-Rohr 16 mm DE	1,178	ULA/m	2,961	kWh/m	0,745	kg/m
PE-X-AL-Rohr 16 mm DE	2,040	ULA/m	4,483	kWh/m	1,366	kg/m
Kupferrohr Mix blank DN 12 DE	15,881	ULA/m	5,550	kWh/m	1,589	kg/m
Rohrisolierung EPDM DN 15 DE	2,318	ULA/m	6,144	kWh/m	1,517	kg/m

^a Bezugsgröße für Umwälzpumpen ist deren elektrische Nennleistung.

^b Bezugsgröße für Rohre sowie Rohrisolierung ist deren Länge.

Tabelle 3.6: Spezifische Umweltleistung, Primärenergie- und CO₂-Emissionsfaktor für Anlagenkomponenten, Anlagenbereich *Übergabe* (Stand: 09.04.2019).

Anlagenkomponenten ^a	Spezifische Umweltleistung		Primärenergiefaktor		Emissionsfaktor	
	Datensatzbezeichnung	$u_{A,i}$	Einheit	$f_{p,A,i}$	Einheit	$f_{CO_2-\dot{A}q,A,i}$
Plattenheizkörper DE	80,528	ULA/kW	184,861	kWh/kW	45,160	kg/kW
Stahlradiator DE	105,127	ULA/kW	241,722	kWh/kW	59,170	kg/kW
Fußbodenheizung PE-X-1617 mZE nass VA 16,5 DE	329,925	ULA/kW	570,000	kWh/kW	234,300	kg/kW
Fußbodenheizung PE-X-1617 oZE nass VA 16,5 DE	78,891	ULA/kW	203,583	kWh/kW	50,080	kg/kW

^a Bezugsgröße für Plattenheizkörper, Stahlradiatoren und Fußbodenheizungen ist deren Wärmeleistungsabgabe.

Bezugsauslegungsgröße

Jede der spezifischen Umweltleistungen wurde auf eine funktionelle Einheit einer Auslegungsgröße³⁰ bezogen. Die Bezugsauslegungsgröße $Y_{D,i}$ ist ein Bruchteil oder ein Vielfaches dieser funktionellen Einheit und entspricht der geplanten oder tatsächlichen Auslegungsgröße der betrachteten Anlagenkomponente. Durch Multiplikation der Bezugsauslegungsgröße mit der spezifischen Umweltleistung wird die absolute Umweltleistung einer Anlagenkomponente berechnet (Gleichung (3.3)).

Anzahl

Da die spezifische Umweltleistung $u_{A,i}$ grundsätzlich nur für eine Komponente oder Komponentengruppe bestimmt wurde, muss bei mehreren gleichen Produkten noch die Anzahl Z_i berücksichtigt werden.

Gesamtumweltleistung

Aus der jährlichen Umweltleistung $U_{A,a,j,i}$ gemäß Gleichung (3.3) wird nach Gleichung (3.16) durch Multiplikation mit dem einheitlich geltenden Betrachtungszeitraum TB zunächst die Umweltleistung $U_{A,j,i}$ einer Anlagenkomponente bestimmt.

$$U_{A,j,i} = U_{A,a,j,i} \cdot TB \quad (3.16)$$

Im Anschluss an diese Berechnung erfolgt die Ermittlung der Umweltleistung $U_{A,j}$ aller Komponenten eines Anlagenbereichs j nach Gleichung (3.17).

$$U_{A,j} = \sum_{i=1}^n (U_{A,j,i}) \quad (3.17)$$

Die Umweltleistung U_A aller Anlagenkomponenten einer Anlagenvariante wird nun aus der Summe der Umweltleistungen aller Anlagenbereiche nach Gleichung (3.18) berechnet.

$$U_A = \sum_{j=1}^m (U_{A,j}) \quad (3.18)$$

3.2.2.3 Endenergieträger

Für die Ermittlung der Umweltleistung U_E durch Endenergieträger wurde ein ähnlicher Ansatz wie für die Anlagenkomponenten gewählt. Dieser zweite Anteil aus Gleichung (3.2) berücksichtigt die Umweltleistung, die sich durch den Anlagenbetrieb ergibt. Der Berechnungsalgorithmus ist

³⁰ Bspw. 1 kW Wärmeerzeugernennleistung, 1 m Rohrleitungslänge, 1 l Pufferspeichervolumen.

Bild 3.11 zu entnehmen. Er weicht nur unwesentlich von der Vorgehensweise nach Bild 3.6 ab. So erfolgt zur differenzierten Analyse der Umweltleistung von Endenergieträgern lediglich noch eine Unterscheidung in Endenergie³¹, Hilfsenergie und Allokation.

Endenergie

In Analogie zu den Anlagenkomponenten wird für jeden zu berücksichtigenden Endenergieträger i im Funktionsbereich³² j zunächst dessen jährliche Umweltleistung $U_{E.E.a,j,i}$ nach Gleichung (3.19) berechnet.³³

$$U_{E.E.a,j,i} = u_{E,i} \cdot \frac{1}{f_{H_s/H_t,i}} \cdot \frac{1}{\eta_{a,j,i}} \cdot \beta_{j,i} \cdot Q_{b,a,j} \quad (3.19)$$

Es werden dafür endenergieträgerbezogene Größen benötigt, wie die spezifische Umweltleistung $u_{E,i}$, der Umrechnungsfaktor $f_{H_s/H_t,i}$, der Jahressystemnutzungsgrad $\eta_{a,j,i}$, der Energieanteil $\beta_{j,i}$ und die jährliche gebäudespezifische Nutzenergie $Q_{b,a,j}$. Bei genauer Betrachtung fällt auf, dass die Gleichung (3.19) eine große Ähnlichkeit mit Gleichung (2.3) hat. Sie ergibt sich durch Ersetzen des energieträgerspezifischen Endenergiebedarfs $Q_{t,a,i}$ mit der Gleichung (2.4). Außerdem wurde der Primärenergiefaktor $f_{p,i}$ für den nicht erneuerbaren, fossilen Anteil gegen die spezifische Umweltleistung $u_{E,i}$ des Endenergieträgers ausgetauscht. Hierbei wird die wesentliche Neuerung zur aktuell angewendeten Primärenergiebewertung deutlich. Durch die Nutzung eines ganzheitlichen Umweltbewertungsfaktors, wie der spezifischen Umweltleistung, ist die geforderte, notwendige umfänglichere Beurteilung der Nachhaltigkeit wärmetechnischer Anlagen möglich (Abschnitt 1.2, Abschnitt 2.2.1).

Ausgehend von der berechneten jährlichen Umweltleistung $U_{E.E.a,j,i}$ kann nach Gleichung (3.20) durch Multiplikation mit dem einheitlich geltenden Betrachtungszeitraum TB anschließend die Umweltleistung $U_{E.E,j,i}$ des jeweiligen Endenergieträgers bestimmt werden.

$$U_{E.E,j,i} = U_{E.E.a,j,i} \cdot TB \quad (3.20)$$

Die Ermittlung der Umweltleistung $U_{E.E,j}$ aller Endenergieträger eines Funktionsbereichs j erfolgt nach Gleichung (3.21).

$$U_{E.E,j} = \sum_{i=1}^n (U_{E.E,j,i}) \quad (3.21)$$

³¹ Energie, die der Anlagentechnik zur Konditionierung von Räumen und Gebäuden zugeführt wird [68].

³² Ebenso wie die Anlagenkomponenten wurde zur strukturierten Erfassung, Auswertung und Dokumentation der Ergebnisse im Rahmen der „Erfurter Methode“ die Anlage gemäß DIN EN ISO 18599 [68] in Funktionsbereiche bzw. Konditionierungsbereiche gegliedert. Zu diesen Bereichen gehören beispielsweise das Heiz-, das Trinkwarmwasser- oder das Kühlsystem.

³³ Bzgl. der Indizierung wurde weitestgehend auf die Nomenklatur der DIN EN 18599 [68] zurückgegriffen.

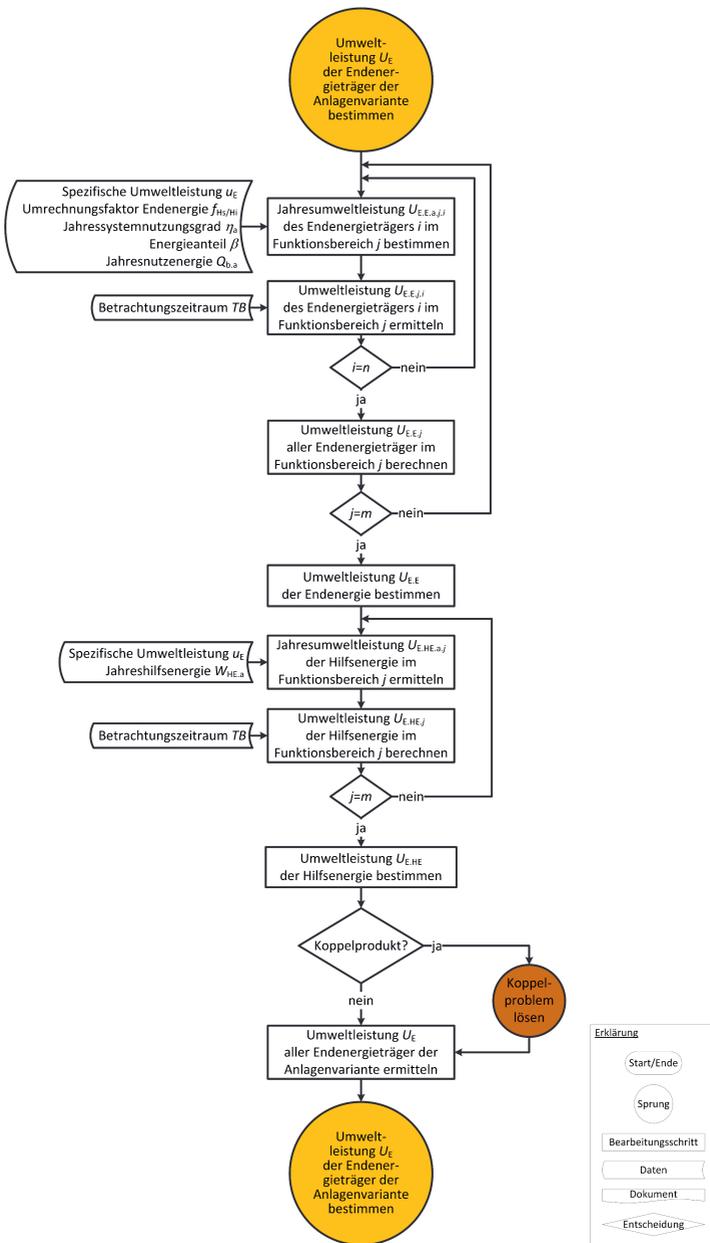


Bild 3.11: Ablauf zur Umweltleistungsbestimmung von Endenergieträgern nach der „Erfurter Methode“.

Zum Schluss werden nach Gleichung (3.22) die Umweltleistungen $U_{E.E,j}$ aller Funktionsbereiche zur Gesamtumweltleistung $U_{E.E}$ der Endenergie zusammengefasst.

$$U_{E.E} = \sum_{j=1}^m (U_{E.E,j}) \quad (3.22)$$

Hilfsenergie

Eine Sonderstellung nimmt die Hilfsenergie ein. In der Regel wird zu deren Bereitstellung der Endenergieträger *Strom* verwendet. Da die Hilfsenergie oft gesondert ausgewiesen wird, wurde dies auch bei der „Erfurter Methode“ beibehalten. Sie wird nicht weiter unterteilt und für jeden Funktionsbereich nur einmalig erfasst.

Nach Gleichung (3.23) muss zunächst die jährliche Umweltleistung $U_{E.HE,a,j}$ berechnet werden. Hierfür sind die spezifische Umweltleistung $u_{E.HE}$, üblicherweise ist die des Endenergieträgers *Strom* zu nutzen, und die Jahreshilfsenergie $W_{HE,a,j}$ im Funktionsbereich j erforderlich.

$$U_{E.HE,a,j} = u_{E.HE} \cdot W_{HE,a,j} \quad (3.23)$$

Durch die Multiplikation der jährlichen Umweltleistung $U_{E.HE,a,j}$ mit dem Betrachtungszeitraum TB ergibt sich nach Gleichung (3.24) zunächst die durch die Hilfsenergie verursachte Umweltleistung $U_{E.HE,j}$ je Funktionsbereich.

$$U_{E.HE,j} = U_{E.HE,a,j} \cdot TB \quad (3.24)$$

Zur Berechnung der gesamten durch die Hilfsenergie bedingten Umweltleistung $U_{E.HE}$ je Anlagenvariante sind die Umweltleistungen aller Funktionsbereiche gemäß Gleichung (3.25) zu summieren.

$$U_{E.HE} = \sum_{j=1}^m (U_{E.HE,j}) \quad (3.25)$$

Allokation

Immer dann, wenn in einem zu analysierenden Prozess oder Produktsystem neben dem betrachteten Produkt sogenannte Koppelprodukte generiert werden, tritt bei der Systemanalyse ein Allokationsproblem auf. Hierbei stellt sich die Frage der „gerechten“ Zuteilung beispielsweise der Umweltleistung oder Kosten auf das betrachtete Produkt und die Koppelprodukte. Es ist hierfür bereits zu Beginn im Untersuchungsrahmen eine geeignete Lösungsmethode festzulegen (Bild 3.4). Um dieses bekannte Problem zu lösen, wurden verschiedene Möglichkeiten und Methoden entwickelt, von denen allerdings keine als alleinige Lösung alle Frage- und Zielstellungen

beantworten kann [5]. Da diese Strategien bereits im Abschnitt 3.1.2 vorgestellt und diskutiert wurden, erfolgt in diesem Abschnitt lediglich deren analytische Beschreibung und Einbindung in die „Erfurter Methode“.

Derzeit kommen zur Bewertung wärmetechnischer Anlagen primär zwei Methoden zur Anwendung. Diese sind zum einen die „ältere“ Gutschriftenmethode und zum anderen die „neuere“ Exergiemethode. Die wissenschaftlich favorisierte Methode wäre die Systemerweiterung (Vermeidung von Allokation). Hierzu müsste bei allen Anlagenvarianten ohne Koppelprodukt immer eine gleichwertige Stromproduktion (Strommix) mit berücksichtigt werden, um sie vergleichen zu können. Welche Methode letztlich zur Anwendung kommen sollte, ist eine subjektive Entscheidung und alle genannten Methoden sind als gleichwertig anzusehen. Selbst die Systemerweiterung ist durch die willkürliche Wahl einer „gleichwertigen Stromerzeugung“ nicht objektiver.

In dieser Arbeit wurden drei Ansätze zur analytischen Lösung des Allokationsproblems bei gekoppelter Strom- und Wärmeerzeugung entwickelt. Zu favorisieren sind die Gutschriften- und die Exergiemethode, da sie im Entwurf des Gebäudeenergiegesetzes (GEG) [60] empfohlen werden. Sie sind tendenziell verständlicher sowie einfacher anzuwenden als die Systemerweiterung. Die Gutschriftenmethode ist außerdem in anderen Bereichen, beispielsweise bei Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen, oft die Methode der Wahl. Es sei abschließend erneut darauf hingewiesen, dass für den Vergleich verschiedener Anlagenvarianten die gleiche Methode zu verwenden ist. Zur Einordnung der Ergebnisse muss die gewählte Allokationsmethode angegeben werden. Wie mit einem Allokationsproblem bei der Ökoeffizienzbewertung nach der „Erfurter Methode“ umzugehen ist, zeigt Bild 3.12.

Grundsätzlich müsste auch bei den Anlagenkomponenten, wie bei einem Blockheizkraftwerk (BHKW), eine Allokation vorgenommen werden, beispielsweise nach der Exergiemethode. Hierauf wurde verzichtet, da für diese Komponenten in den genutzten Datenbanken keine geeigneten generischen Datensätze verfügbar waren. Zudem wird deren Einfluss auf die Umwelt derzeit noch als vernachlässigbar gering eingeschätzt (Kapitel 4).

Gutschriftenmethode:

Gleichung (3.26) zeigt den zu verwendenden Ansatz bei gewählter Gutschriftenmethode. Hiernach wird die gutzuschreibende jährliche Umweltleistung $U_{E,All,a,j,i}$ je Endenergieträger i im Funktionsbereich j aus der spezifischen Umweltleistung $u_{E,i}$, der Stromkennzahl $\sigma_{ne,A,j,i}$ und der jährlich abgegebenen Erzeugernutzwärme der KWK-Anlage berechnet. Die Nutzwärme lässt sich wiederum aus dem Jahressystemnutzungsgrad $\eta_{a,oEr,j,i}$ ohne Erzeugeranteil³⁴ (Gleichung (3.34)), dem Energieanteil $\beta_{j,i}$ und der jährlichen gebäudespezifischen Nutzenergie $Q_{b,a,j}$ bestimmen.

³⁴ Die Erzeugernutzwärme ergibt sich aus der durch die KWK-Anlage bereitzustellenden Nutzenergie zuzüglich der zugehörigen Verluste durch *Speicherung, Verteilung und Übergabe*.

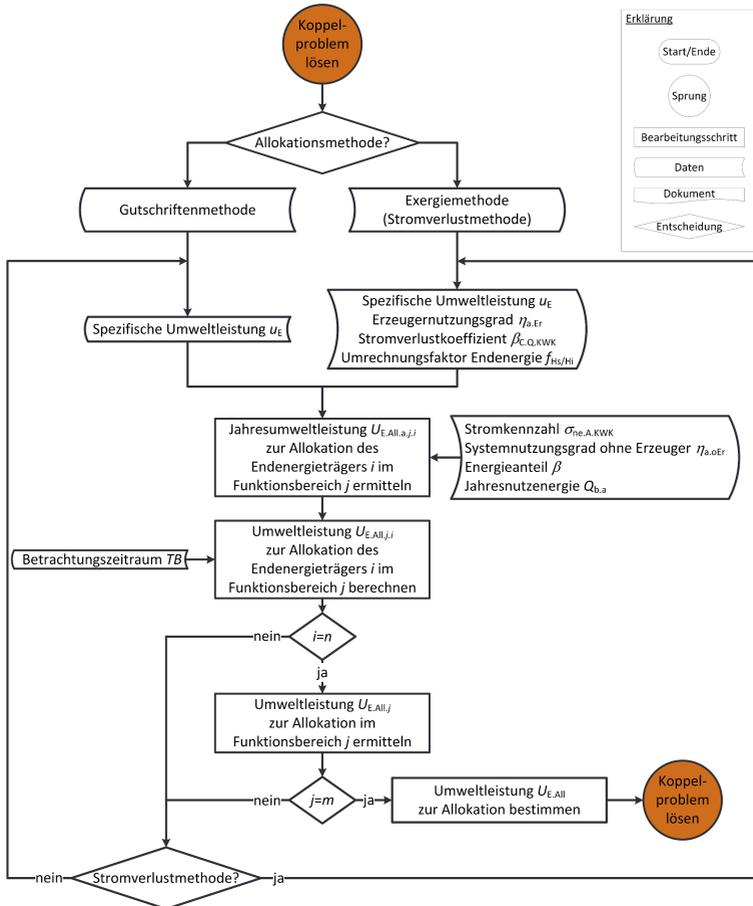


Bild 3.12: Ablauf der Allokation bei der Umweltleistungsbewertung nach der „Erfurter Methode“.

$$U_{E.All.a.j.i} = - \left(u_{E.i} \cdot \sigma_{ne.A.j.i} \cdot \frac{1}{\eta_{a.oEr.j.i}} \cdot \beta_{j.i} \cdot Q_{b.a.j} \right) \quad (3.26)$$

Die Gleichung kann beispielsweise aus den Vorgaben der DIN V 18599 [94, 95] oder dem AGFW-Arbeitsblatt FW 309-1 [96] abgeleitet werden. Hierbei wird die sogenannte KWK-Netto-Stromerzeugung mit dem Primärenergiefaktor einer zu ersetzenden, meist umweltbelastenderen Stromerzeugung verrechnet und der Primärenergie der wärmetechnischen Anlage gutgeschrieben. Als Primärenergiefaktor für die Gutschrift wird oft der Verdrängungsstrommix³⁵ empfohlen.

Im Unterschied hierzu wird für die Gutschrift nach der „Erfurter Methode“ der Primärenergiefaktor durch die äquivalente spezifische Umweltleistung ersetzt. Sie wurde nach dem im Abschnitt 3.2.4 beschriebenen Verfahren für die Spannungsebenen Hoch-, Mittel- und Niederspannung (HS, MS, NS) nach dem Verdrängungsstrommix bestimmt (Tabellen 3.10).

Es sei angemerkt, dass je nach gewählter spezifischer Umweltleistung (allgemeiner Strommix, Verdrängungsstrommix) das Ergebnis zu einer Überbewertung der Umweltvorteile führen kann.

Exergiemethode:

Um diesem Problem zu entgehen, wurde die Exergiemethode entwickelt. Wird sie gewählt, ist zur Allokation die Gleichung (3.27) zu nutzen. Sie basiert auf dem Ansatz des Arbeitsblattes FW 309-6 [97] zur Bestimmung spezifischer CO₂-Emissionsfaktoren für Fernwärme. Die dort verwendeten messtechnischen Bilanzgrößen wurden jedoch durch typische Planungsparameter ersetzt, in Analogie zum Arbeitsblatt FW 309-1 [96]. Die Herleitung ist im Anhang B.5 zu finden.

$$U_{E.All.a.j.i} = - \left(u_{E.i} \cdot \alpha_{A,i} \cdot \frac{1}{f_{H_s/H_{t,i}}} \cdot \frac{(\sigma_{ne.A,j,i} + 1)}{\eta_{a.Er.j,i}} \cdot \frac{1}{\eta_{a.oEr.j,i}} \cdot \beta_{j,i} \cdot Q_{b.a,j} \right) \quad (3.27)$$

Nach der im Arbeitsblatt FW 309-6 [97] beschriebenen Methode erfolgt die Allokation durch die Bestimmung von Aufteilungsfaktoren für die erzeugte Wärme und das Koppelprodukt Strom. In Summe ergeben sie den Wert 1. Um die Faktoren bestimmen zu können, muss zunächst der sogenannte Stromverlust erfasst werden [123]. Dieser entspricht, bei Annahme einer ausschließlichen Stromerzeugung, dem durch die Wärmeauskopplung nicht erzeugten Strom. Ist der zur Allokation notwendige Stromverlust aus Messungen bekannt, wird von der Stromverlustmethode gesprochen.

Da sich der Stromverlust insbesondere bei BHKW-Anlagen nicht immer bestimmen lässt, wird empfohlen, diesen konservativ mittels der auf die ausgekoppelte Wärme bezogenen spezifischen Exergie³⁶ $\beta_{C.Q.KWK,i}$ (Stromverlustkoeffizient, -kennziffer, -kennzahl) abzuschätzen. Aus Grün-

³⁵ Beschreibt den technologiebedingten, tatsächlich verdrängten Strommix (Kraftwerke mit den höchsten Grenzkosten) [122].

³⁶ Entspricht dem beliebig umwandelbaren Teil der Energie, im Gegensatz zur Anergie [99].

den der Vereinfachung kommt hierbei der *Carnot-Wirkungsgrad*³⁷ gemäß Gleichung (3.28) zur Anwendung [97, 99]. Deshalb wird diese Verfahrensweise oft als *Carnot-Methode* bezeichnet [110].

$$\beta_{C,Q,KWK,i} = 1 - \frac{T_U}{T_m} \quad (3.28)$$

Mithilfe des bekannten Stromverlustes oder nach Gleichung (3.29) kann nun der Aufteilungsfaktor $\alpha_{A,i}$ der Nettostromerzeugung berechnet werden.

$$\alpha_{A,i} = 1 - \left(\frac{1}{\frac{\sigma_{ne,A,j,i}}{\beta_{C,Q,KWK,i}} + 1} \right) \quad (3.29)$$

Wird dieser Faktor mit der spezifischen Umweltleistung³⁸ $u_{E,i}$, der Stromkennzahl $\sigma_{ne,A,j,i}$, dem Jahressystemnutzungsgrad $\eta_{a,Er,j,i}$ des Erzeugers und der jährlich abgegebenen Erzeugernutzwärme der KWK-Anlage gemäß Gleichung (3.27) multipliziert, ergibt sich daraus die jährliche Umweltleistung $U_{E,All,a,j,i}$ des Endenergieträgers i im Funktionsbereich j . Der Wert ist negativ, da die bereits bilanzierte Umweltleistung³⁹ $U_{E,E,a,j,i}$ des Endenergieträgers der KWK-Anlage (Brennstoffwärme) um diesen Betrag bereinigt werden muss. Die jährliche Umweltleistung $U_{E,All,a,j,i}$ nach der Exergiemethode stellt den Anteil der Umweltleistung $U_{E,E,a,j,i}$ der Brennstoffwärme dar, der dem generierten Strom zuzuordnen ist.

Systemerweiterung:

Um die im wissenschaftlichen Umfeld, insbesondere in der Umweltforschung, favorisierte Systemerweiterung anzuwenden, wurde der Ansatz in Gleichung (3.30) entwickelt und hier informativ angegeben (Abschnitt 3.1.2). Er lässt sich aus Gleichung (3.26) ableiten. Bei dessen Anwendung ist zu beachten, dass die berechnete Umweltleistung $U_{E,All,a,j,i}$ allen zu vergleichenden Anlagenvarianten ohne Koppelprodukt (Strom) gleichermaßen hinzuzurechnen ist. Für die Variante mit dem Koppelprodukt hat die Umweltleistung $U_{E,All,a,j,i}$ den Wert 0. Bei unbekannter Primärenergiequelle für den Haushaltsstrom sollte als Datensatz für die spezifische Umweltleistung $u_{E,i}$ üblicherweise der deutsche Strommix genutzt werden (Tabelle 3.10). Alle anderen Größen in Gleichung (3.30) sind der Variante mit dem Koppelprodukt zu entnehmen.

$$U_{E,All,a,j,i} = u_{E,i} \cdot \sigma_{ne,A,j,i} \cdot \frac{1}{\eta_{a,oEr,j,i}} \cdot \beta_{j,i} \cdot Q_{b,a,j} \quad (3.30)$$

³⁷ T_m bezeichnet die mittlere Temperatur der Wärmeeinspeisung.

³⁸ Es ist die spezifische Umweltleistung des Endenergieträgers der KWK-Erzeugung einzusetzen. Beispielsweise beträgt die spezifische Umweltleistung für den deutschen Erdgasmix nach Tabelle 3.7 $u_{E,i} = 0,386 \frac{\text{t}_{\text{CO}_2}}{\text{kWh}}$.

³⁹ Ähnlich der Gutschriftenmethode wird zunächst die gesamte Endenergie ohne Allokation erfasst und bewertet.

In Abhängigkeit von der gewählten Allokationsmethode ist abschließend die Gesamtumweltsleistung $U_{E,All}$ zur Allokation nach Gleichung (3.33) zu berechnen. Hierzu wird gemäß Bild 3.12 und Gleichung (3.31) zunächst aus der jährlichen Umweltsleistung $U_{E,All,a,j,i}$ und dem Betrachtungszeitraum TB die Umweltsleistung $U_{E,All,j,i}$ des Endenergieträgers i im Funktionsbereich j ermittelt. Anschließend wird daraus die Umweltsleistung $U_{E,All,j}$ des Funktionsbereichs als Zwischenergebnis mittels der Gleichung (3.32) bestimmt.

Die Gesamtumweltsleistung $U_{E,All}$ ergibt sich abschließend durch Kumulieren der Umweltsleistung $U_{E,All,j}$ aller Funktionsbereiche gemäß Gleichung (3.33).

$$U_{E,All,j,i} = U_{E,All,a,j,i} \cdot TB \quad (3.31)$$

$$U_{E,All,j} = \sum_{i=1}^n (U_{E,All,j,i}) \quad (3.32)$$

$$U_{E,All} = \sum_{j=1}^m (U_{E,All,j}) \quad (3.33)$$

Spezifische Umweltsleistung

Analog zu den Anlagenkomponenten wurden auch für die wichtigsten Endenergieträger verschiedene Umweltsdatensätze bilanziell untersucht und daraus repräsentative mittlere spezifische Umweltsleistungen $u_{E,i}$ abgeleitet.

In Summe stehen für die Ökoeffizienzbewertung fossiler und biogener Brennstoffe, Fernwärme sowie Strom 32 Werte zur Verfügung. Sie können mit den zugehörigen Bezugsdatensatzbezeichnungen nachfolgend Tabelle 3.7 bis Tabelle 3.10 entnommen werden.

Ebenso wie bei den Anlagenkomponenten sind als Vergleichsindikator der Primärenergiefaktor $f_{p,E,i}$ und zusätzlich der CO_2 -Emissionsfaktor $f_{CO_2-Äq,E,i}$ der Endenergieträger angegeben. Die prinzipielle Vorgehensweise bei der Ermittlung enthält Abschnitt 3.2.4.

Informativ zeigt Bild 3.13 die Korrelation zwischen den ermittelten Primärenergiefaktoren $f_{p,E}$ und den zugehörigen spezifischen Umweltsleistungen u_E . Es kann analog zum Bild 1.1 ein linearer Zusammenhang angenommen werden, aber die Werte streuen stärker um die angenommene Gerade.

Dies belegt auch das geringere Bestimmtheitsmaß R^2 . Es lässt sich daraus schlussfolgern, dass es nicht genügt, den Umwelts Einfluss der Endenergieträger allein auf Grundlage der Primärenergie oder der Treibhausgasemissionen zu bewerten. Vielmehr sind weitere Umweltsaspekte, wie mit der Umweltsleistung erfasst, zu beachten.

Tabelle 3.7: Spezifische Umweltleistung, Primärenergie- und CO₂-Emissionsfaktor *fossiler Brennstoffe* (Stand: 09.04.2019).

Endenergieträger ^a	Spezifische Umweltleistung		Primärenergiefaktor		Emissionsfaktor	
	Datensatzbezeichnung	$u_{E,i}$	Einheit	$f_{p,E,i}$	Einheit	$f_{CO_2-Aq,E,i}$
Erdgas Mix DE	0,386	ULA/kWh	1,104	kWh/kWh	0,236	kg/kWh
Erdgas Mix EU-28	0,394	ULA/kWh	1,136	kWh/kWh	0,237	kg/kWh
Flüssiggas LPG 70/30 DE	0,436	ULA/kWh	1,153	kWh/kWh	0,287	kg/kWh
Flüssiggas LPG 70/30 EU-28	0,444	ULA/kWh	1,176	kWh/kWh	0,289	kg/kWh
Heizöl EL DE	0,453	ULA/kWh	1,166	kWh/kWh	0,303	kg/kWh
Heizöl EL EU-28	0,459	ULA/kWh	1,183	kWh/kWh	0,306	kg/kWh
Braunkohle Brikkett rheinisch DE	0,824	ULA/kWh	1,286	kWh/kWh	0,443	kg/kWh
Braunkohle Brikkett Lausitz DE	0,840	ULA/kWh	1,331	kWh/kWh	0,458	kg/kWh
Braunkohle Brikkett (rheinisch) EU-28	0,606	ULA/kWh	1,159	kWh/kWh	0,430	kg/kWh
Steinkohle Brikkett DE	0,689	ULA/kWh	1,095	kWh/kWh	0,426	kg/kWh
Steinkohle Brikkett EU-28	0,683	ULA/kWh	1,080	kWh/kWh	0,424	kg/kWh
Steinkohle Brikkett RER (EU-28) ^b	0,690	ULA/kWh	0,985	kWh/kWh	0,423	kg/kWh

^a Bezugsgröße ist die heizwertbezogene Endenergie.

^b Der Original-ecoinvent-Datensatz wurde geprüft [124]. Dieser enthält bereits einen Primärenergiebedarf < 1.

Tabelle 3.8: Spezifische Umweltleistung, Primärenergie- und CO₂-Emissionsfaktor *biogener Brennstoffe* (Stand: 09.04.2019).

Endenergieträger ^a	Spezifische Umweltleistung		Primärenergiefaktor		Emissionsfaktor	
	Datensatzbezeichnung	$u_{E,i}$	Einheit	$f_{p,E,i}$	Einheit	$f_{CO_2-Aq,E,i}$
Holzpellelets (6,2% Feuchte; 5,8% H ₂ O) DE	0,065	ULA/kWh	0,083	kWh/kWh	0,026	kg/kWh

^a Bezugsgröße ist die heizwertbezogene Endenergie.

3 Methodenentwicklung

Tabelle 3.9: Spezifische Umweltleistung, Primärenergie- und CO₂-Emissionsfaktor für *Fernwärme* (Stand: 09.04.2019).

Endenergieträger ^a	Spezifische Umweltleistung		Primärenergiefaktor		Emissionsfaktor		
	Datensatzbezeichnung	$u_{E,i}$	Einheit	$f_{p,E,i}$	Einheit	$f_{CO_2-Aq,E,i}$	Einheit
Fernwärme DE		0,390	ULA/kWh	0,884	kWh/kWh	0,282	kg/kWh
Fernwärme DE 2020 (GM, BaseCase, KWK 88 %)		0,325	ULA/kWh	0,721	kWh/kWh	0,146	kg/kWh
Fernwärme DE 2020 (EM, BaseCase, KWK 88 %)		0,342	ULA/kWh	0,855	kWh/kWh	0,219	kg/kWh
Fernwärme DE 2020 (GM, KWK 100 %)		0,303	ULA/kWh	0,636	kWh/kWh	0,126	kg/kWh
Fernwärme DE 2020 (EM, KWK 100 %)		0,323	ULA/kWh	0,788	kWh/kWh	0,208	kg/kWh
Fernwärme DE 2020 (GM, KWK 70 %)		0,357	ULA/kWh	0,849	kWh/kWh	0,178	kg/kWh
Fernwärme DE 2020 (EM, KWK 70 %)		0,371	ULA/kWh	0,956	kWh/kWh	0,235	kg/kWh
Fernwärme DE 2020 (HW)		0,483	ULA/kWh	1,346	kWh/kWh	0,299	kg/kWh
Fernwärme DE aus Biogas Mix		0,275	ULA/kWh	0,202	kWh/kWh	0,123	kg/kWh
Fernwärme DE aus Biomasse fest Mix		0,108	ULA/kWh	0,073	kWh/kWh	0,024	kg/kWh

^a Bezugsgröße ist die heizwertbezogene Endenergie.

Tabelle 3.10: Spezifische Umweltleistung, Primärenergie- und CO₂-Emissionsfaktor für *Strom* (Stand: 09.04.2019).

Endenergieträger ^a	Spezifische Umweltleistung		Primärenergiefaktor		Emissionsfaktor		
	Datensatzbezeichnung	$u_{E,i}$	Einheit	$f_{p,E,i}$	Einheit	$f_{CO_2-Aq,E,i}$	Einheit
Strom Mix DE		0,781	ULA/kWh	2,119	kWh/kWh	0,590	kg/kWh
Strom Mix EU-28		0,587	ULA/kWh	2,106	kWh/kWh	0,415	kg/kWh
Strom aus Windkraft DE		0,039	ULA/kWh	0,047	kWh/kWh	0,013	kg/kWh
Strom aus Photovoltaik DE		0,184	ULA/kWh	0,313	kWh/kWh	0,085	kg/kWh
Strom aus Biogas DE		0,407	ULA/kWh	0,282	kWh/kWh	0,179	kg/kWh
Strom aus Biomasse (fest) DE		0,228	ULA/kWh	0,128	kWh/kWh	0,044	kg/kWh
Strom Verdrängungsmix DE (NS)		1,313	ULA/kWh	2,847	kWh/kWh	0,983	kg/kWh
Strom Verdrängungsmix DE (MS)		1,297	ULA/kWh	2,811	kWh/kWh	0,971	kg/kWh
Strom Verdrängungsmix DE (HS)		1,286	ULA/kWh	2,792	kWh/kWh	0,964	kg/kWh

^a Bezugsgröße ist die heizwertbezogene Endenergie.

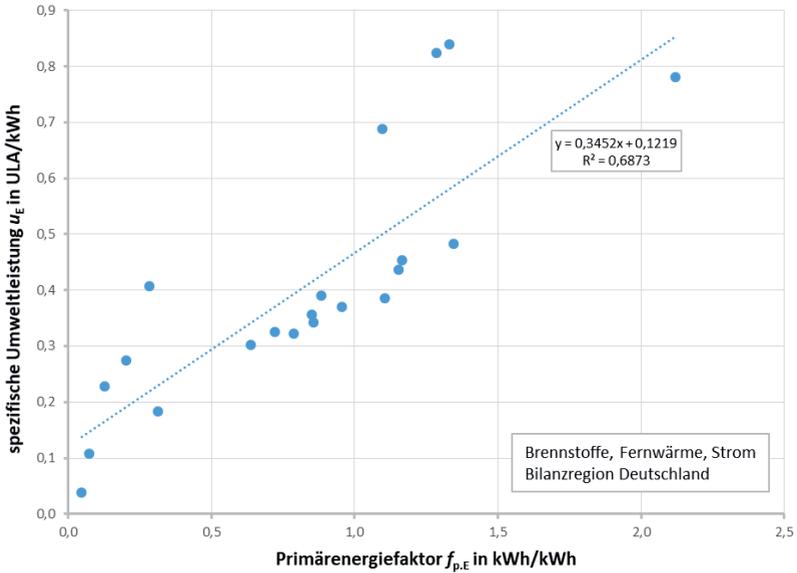


Bild 3.13: Korrelation zwischen spezifischer Umweltleistung und Primärenergiefaktor der Endenergieträger.

Umrechnungsfaktor

Der in Gleichung (3.19) angegebene Umrechnungsfaktor $f_{H_s/H_c,i}$ quantifiziert das Verhältnis zwischen Brennwert und Heizwert. Da die spezifische Umweltleistung mit Heizwertbezug ermittelt wurde, kommt er dann zur Anwendung, wenn die Endenergie brennwertbezogen vorliegt und eine Umrechnung des Energieinhalts erforderlich ist. Energieträgerabhängige Standardwerte sind der DIN V 18599-1 [68] zu entnehmen. Sind ortstypische Heiz- und Brennwerte des Energieversorgers bekannt, kann der Umrechnungsfaktor auch abweichend berechnet werden.

Jahressystemnutzungsgrad

Der Jahressystemnutzungsgrad $\eta_{a,j,i}$ in Gleichung (3.19) beschreibt die energetische Effizienz der thermischen Energieumwandlungskette (Bild 3.1) einer wärmetechnischen Anlage oder des durch den jeweiligen Endenergieträger i versorgten Funktionsbereichs (Teilsystems). Vereinfacht kann der Jahressystemnutzungsgrad aus den Teilnutzungsgraden der Anlagenbereiche (Erzeugung, Speicherung, Verteilung, Übergabe) ohne Hilfsenergie gebildet werden. Den mathematischen Zusammenhang zeigt Gleichung (3.34).

$$\eta_{a,j,i} = \eta_{a,Er,j,i} \cdot \eta_{a,Sp,j} \cdot \eta_{a,Ve,j} \cdot \eta_{a,Ue,j} \quad (3.34)$$

Der Jahressystemnutzungsgrad ist auch aus der Gesamtenergieeffizienz nach DIN EN 15316 [125] oder aus Simulationsberechnungen ableitbar. Alternativ könnte er aus dem reziproken Wert der Anlagenaufwandszahl e berechnet werden [63–65, 68].

Energieanteil

Die als Energieanteil $\beta_{j,i}$ (Deckungsanteil) bezeichnete einheitenlose Größe wird benötigt, um den Anteil der gebäudespezifischen Nutzenergie $Q_{b,a,j}$ des Funktionsbereichs j zu bestimmen, der dem jeweils betrachteten Endenergieträger i zuzuordnen ist.

Jahresnutzenergie

Die jährliche gebäudespezifische Nutzenergie $Q_{b,a,j}$ des jeweiligen Funktionsbereichs j entspricht der von der betrachteten Anlagenvariante bereitzustellenden Energie. Bei wärmetechnischen Anlagen sind dies jeweils der Nutzwärmebedarf zur Gebäudebeheizung und der Nutzenergiebedarf für Trinkwarmwasser (Abschnitt 2.2.1). Je nach verwendeter Berechnungsgrundlage kann deren Wert schwanken, da die Berücksichtigung von Energieeinträgen durch die Anlage selbst nicht einheitlich erfolgt. Geeignete Berechnungsregeln sind beispielsweise der DIN V 18599-2 [98], der DIN V 4108-6 [63, 64] und der DIN V 4701-10 [65] zu entnehmen (Abschnitt 3.1.2).

Es sei angemerkt, dass unabhängig von der genutzten Berechnungsvorschrift das Produkt aus dem reziproken Jahressystemnutzungsgrad $\eta_{a,j,i}$, dem reziproken Umrechnungsfaktor $f_{H_s/H_i,i}$, dem Energieanteil $\beta_{j,i}$ und der Nutzenergie $Q_{b,a,j}$ gemäß Gleichung (3.35) der zuzuführenden energieträgerbezogenen Endenergie $Q_{E.E.a,j,i}$ entsprechen muss (Gleichung 3.19). Dies ist entscheidend, da die spezifische Umweltleistung eines Endenergieträgers, wie bereits von den Primärenergiefaktoren bekannt, auf die Endenergie bezogen ist (Abschnitt 3.2.4).

$$Q_{E.E.a,j,i} = \frac{1}{f_{H_s/H_i,i}} \cdot \frac{1}{\eta_{a,j,i}} \cdot \beta_{j,i} \cdot Q_{b,a,j} \quad (3.35)$$

Jahreshilfsenergie

Zur Berechnung der jährlich bereitzustellenden Hilfsenergie $W_{HE,a,j}$ eines Funktionsbereichs einer wärmetechnischen Anlage sind ausführliche Hinweise in der DIN V 18599 [68] ebenso wie in der DIN V 4108-6 [63, 64] und der DIN V 4701-10 [65] zu finden.

Gesamtumweltleistung

Sind die Umweltleistungen aus Endenergie, Hilfsenergie und einer möglichen Allokation bestimmt, kann nach Gleichung (3.36) durch deren einfache Addition die gesamte endenergieträgerbedingte Umweltleistung U_E berechnet werden.

$$U_E = U_{E,E} + U_{E,HE} + U_{E,All} \quad (3.36)$$

3.2.3 Umwelleistungsindikator

Zur ersten Beurteilung und Ergebniseinschätzung bezüglich des Umwelteinflusses mehrerer Anlagenvarianten ist es möglich, deren Umwelleistung U zu ordnen (Bild 3.3). Mittels dieser Rangfolge kann vergleichend die umweltfreundlichste der untersuchten Varianten aufgezeigt werden. Grundsätzlich würde die jeweilige Umwelleistung genügen. Es ist aber auch, mit Blick auf die Ökoeffizienzbewertung (Abschnitt 3.4), die Verwendung einer dimensionslosen Kennzahl möglich, die die Umwelleistung im Verhältnis zur Umwelleistung einer Referenzvariante beschreibt.

Diese dimensionslose Kennzahl wird im Rahmen der „Erfurter Methode“ Umwelleistungsindikator UI genannt. Sie quantifiziert gemäß Gleichung (3.37) die relative Abweichung der Umwelleistung U einer spezifischen Variante zur Umwelleistung U_{Ref} der Referenzvariante (Abschnitt 3.1.2).

$$UI = \frac{U_{\text{Ref}} - U}{U_{\text{Ref}}} = 1 - \frac{U}{U_{\text{Ref}}} \quad (3.37)$$

Nimmt der Umwelleistungsindikator UI positive Werte an, ist die Alternative im Vergleich zur Referenz vorteilhafter (umweltfreundlicher). Varianten mit negativen Werten sind unvorteilhafter (umweltschädlicher) als die Referenzvariante.

3.2.4 Spezifische Umwelleistung

3.2.4.1 Definition

Die im Abschnitt (3.2.2) bereits eingeführte spezifische Umwelleistung u , als Erweiterung zum Primärenergiefaktor f_p , stellt die wichtigste Zielgröße dieser Arbeit dar. Zudem ist sie die zentrale Kenngröße der Umweltbewertung von wärmetechnischen Anlagen nach der „Erfurter Methode“. Als spezifischer vollaggregierter Ein-Punkt-Indikator ermöglicht sie die ganzheitliche Abschätzung des Umwelteinflusses von Anlagenkomponenten und Endenergieträgern. Sie erlaubt zudem, unter Nutzung wärmetechnischer Größen der Planung und des Betriebs, eine vereinfachte auslegungsbezogene Umweltbewertung (Ökobilanz) verschiedenster wärmetechnischer Anlagen.

Die Berechnung der spezifischen Umwelleistung, sowohl für die Anlagenkomponenten als auch für die Endenergieträger, erfolgte grundsätzlich nach dem gleichen Ansatz. Sie wurde gemäß Gleichung (3.38) jeweils aus der Summe dreier schadensbezogener spezifischer Umwelleistungen bestimmt.

$$u = \sum_{k=1}^3 (u_k) \quad (3.38)$$

Diese quantifizieren einen anteiligen potenziellen Umweltschaden an drei schutzwürdigen Gütern (Endpoint-Wirkungen, Schadwirkungen). Hierzu gehören der Schaden an der menschlichen

Gesundheit (Human Health, HH), der Ökosystemdiversität (Ecosystem Diversity, ED) und der Ressourcenverfügbarkeit (Resource Availability, RA), wobei jeder Indikator der drei Schadenskategorien k aus der Summe der Wirkungen unterschiedlicher Umweltwirkungskategorien (Midpoint-Wirkungen) gebildet wird.

Die Einheit der spezifischen Umweltleistung ergibt sich aus dem anteiligen Umweltschaden der bilanzierten Anlagenkomponente oder des Endenergieträgers bezogen auf die funktionelle Einheit⁴⁰ (Abschnitt 3.2.2.1).

$$[u] = \frac{\text{ULA}}{\text{Mengeinheit}}$$

Die Festlegung der Umweltschadenskategorien und die Berechnung der spezifischen Umweltleistungen waren Aufgaben der Methodenentwicklung und müssen nicht vom künftigen Anwender erbracht werden. Die Ergebnisse werden vielmehr dem Anwender der „Erfurter Methode“, analog zum Primärenergiefaktor f_p , zur Verfügung gestellt (Abschnitt 3.2.2).

3.2.4.2 Sachbilanz

Modellierung nach DIN EN 15804 und DIN EN 15978

Zur Bestimmung der einzelnen spezifischen Umweltleistungen wurde für jede Anlagenkomponente und jeden Endenergieträger eine Sachbilanz (LCI) als einheitliche Basis erstellt (Abschnitt 2.3) [6]. Im Allgemeinen wie im Speziellen für den Vergleich verschiedener Anlagenkomponenten, Endenergieträger sowie letztlich auch wärmetechnischer Anlagen bietet es sich an, die Sachbilanz auf Grundlage eines allgemeingültigen Lebenszyklusmodells zu erstellen. Diese Verfahrensweise ermöglicht eine ganzheitliche Analyse des Lebensweges „von der Wiege bis zur Bahre“.

Ein geeignetes, auch auf wärmetechnische Anlagen anwendbares Modell für Gebäude und deren Bauprodukte ist in der Produktdeklarationsnorm DIN EN 15804 [74] und der DIN EN 15978 [79] zu finden. Dieses Modell wurde im Rahmen der erstellten Sachbilanzen im Grundsatz genutzt. Dabei beinhaltet der Lebenszyklus eines Gebäudes nach DIN EN 15804 [74] die Phasen *Herstellung* (Bereitstellung, Module A1 bis A5), *Nutzung* (Module B1 bis B7) und *Entsorgung* (Module C1 bis C4). Gutschriften und Lasten außerhalb der Produktsystemgrenzen werden im Modul D bilanziert. Die sogenannten Informationsmodule beschreiben die Lebenszyklusphasen eines Produktes und sind als Teilsachbilanzmodelle zu verstehen. Sie beinhalten einen Teil der Prozesse des gesamten Produktsystems und liefern Informationen zu Umweltaspekten [74].

Für die praktische Umsetzung des Sachbilanzmodells und die Berechnung der Ergebnisse für die jeweiligen Anlagenkomponenten und Endenergieträger wurden alle wesentlichen, sich innerhalb der Systemgrenze befindlichen Prozesse mit der Ökobilanz-Software⁴¹ GaBi ts [80, 121] erfasst.

⁴⁰ Bspw. 1 kW Wärmeerzeugernennleistung, 1 m Rohrleitungslänge, 1 kWh Endenergie.

⁴¹ Ebenso geeignete Programme sind Umberto, SimaPro oder openLCA [126–128].

Diese Vorgehensweise schließt die Modellierung aller relevanten Stoff- und Energieströme ein. Im Folgenden werden das maßgebliche Bilanzmodell und die wichtigsten Teilmodelle (Informationsmodule) vorgestellt.

Anlagenkomponenten:

Bild 3.14 zeigt beispielhaft für die Anlagenkomponente⁴² *Fußbodenheizung PE-X-ZE 16-17* das mit der Bilanzierungssoftware umgesetzte finale Sachbilanzmodell. Es setzt sich aus mehreren Teilmodellen zusammen, wobei nur die bedeutendsten Module berücksichtigt wurden. Die Lebenswegbetrachtung erfolgte ganzheitlich über die gesamte Nutzungsdauer TN gemäß VDI 2067 [8].

Die Herstellungsphase wurde bei allen Anlagenkomponenten, ebenso wie in der DIN EN 15804 [74], unterteilt in die Module A1 bis A3 (Herstellung) sowie in die Module A4 und A5 (Errichtung). Die notwendigen Prozesse zur Erfassung der Informationsmodule A1 bis A3 in der Herstellungsphase stammen aus generischen Datensätzen. Für die Bilanzierung der Module A4 und A5 der Errichtungsphase wurden eigene vereinfachte Prozesse im Modell angelegt, innerhalb derer teilweise auf generische Datensätze zurückgegriffen wurde (Anhang B.3). Zu den wesentlichen Modulen der Errichtungsphase gehören das Modul A4, das gesplittete Transportprozesse der Anlagenkomponenten zur Baustelle berücksichtigt, und das Modul A5 mit den Prozessen zum Einbau der Komponenten.

Das Modul A5 enthält im Wesentlichen Prozesse für den Transport von sekundären Materialien, aber auch zusätzliche notwendige Transportprozesse zur Montage (Monteur, Werkzeug). Hierbei wurde insbesondere die Umweltbeeinflussung durch die Hin- und Rückfahrt eines Monteurs zur Baustelle erfasst. Um dies umsetzen zu können, war zunächst ein Referenzprodukt zu definieren. Anschließend konnte für dieses Produkt, mithilfe von in Herstellerunterlagen oder anderen Veröffentlichungen [129] zu findenden Montagezeiten und unter Annahme einer täglichen Arbeitszeit von 8h, die Häufigkeit der notwendigen Fahrten abgeschätzt werden. Neben den Hauptprodukten in der Errichtungsphase, wie Estrich, Rohrmaterial oder Dämmung, enthalten auch die generischen Datensätze zum Teil Koppelprodukte oder Sekundärrohstoffe, beispielsweise Wärme oder Strom aus einer thermischen Verwertung. Da diese Produkte das System verlassen und in anderen Produktsystemen umweltbelastendere Produkte verdrängen können, ist es möglich, wie im Modell umgesetzt, sich die Vorteile im Modul D gutschreiben zu lassen (Allokation, Bild 3.14).

Auch für die Nutzungsphase der Anlagenkomponenten wurden eigene Prozesse in den Modulen B1 bis B7 angelegt. Insbesondere in den Modulen B2 und B3 sind der Transportaufwand für

⁴² Der gezeigte Referenzdatensatz berücksichtigt den Aufbau einer Fußbodenheizung, der notwendig ist, um unter definierten Bedingungen eine Wärmeleistung von $\dot{Q}_{\text{Ue}} = 1 \text{ kW}$ bereitzustellen. Als Bedingungen wurden ein Wärmeleitwiderstand des Fußbodenbelags von $R_{\lambda, B} = 0,00 \frac{\text{m}^2 \text{K}}{\text{W}}$, ein Verlegeabstand der Rohre $VA = 5,5 \text{ cm}$ und eine mittlere logarithmische Übertemperatur von $\Delta\vartheta_{\text{H}} = 26,35 \text{ K}$ festgelegt. Der Außendurchmesser des PE-X-Rohres beträgt 16 mm. Als Konstruktionsmaterialien wurden Zementestrich mit 45 mm Rohrüberdeckung und EPS-Hartschaumdämmung mit einer Stärke von 30 mm angenommen.

Hin- und Rückfahrt eines Monteurs einschließlich des notwendigen Materials und Werkzeugs zur Wartung oder Reparatur einer Anlagenkomponente abgeschätzt worden. Als Grundlage für die Abschätzung dienen die Vorgaben der VDI 2067 [8] mit Bezug auf ein Referenzprodukt (Anhang B.3).

Für die Entsorgungsphase mussten ebenso eigene Prozesse angelegt werden, auch wenn zu einem großen Teil generische Datensätze verwendet werden konnten. Die Definition betraf vordergründig das Modul C1 mit der Abbruchphase. Diese Phase ist primär durch den Transportaufwand für Hin- und Rückfahrt eines Monteurs einschließlich des Werkzeugs zur Demontage einer Anlagenkomponente gekennzeichnet. Die Ermittlung der Anzahl der hierfür notwendigen Fahrten erfolgte analog zur Errichtungsphase. Für alle weiteren Module waren größtenteils generische Datensätze nutzbar, wie für den Abtransport, die Deponierung, die Wiederverwendung oder die thermische sowie sonstige Verwertung. Für in dieser Phase zu berücksichtigende Koppelprodukte und Sekundärmaterialien⁴³, sofern sie nicht innerhalb des Produktsystems genutzt werden konnten (Closed-Loop Recycling) [5], wurden im Modul D Gutschriften zum Ansatz gebracht (Anhang B.3).

Am Beispiel der Anlagenkomponente *Fußbodenheizung PE-X-ZE 16-17* sollte lediglich exemplarisch gezeigt werden, wie die Sachbilanz für eine Anlagenkomponente erstellt wurde. Die gezeigte Verfahrensweise kam einheitlich zur Anwendung, jedoch musste je nach Komplexität der Komponente dieses Basismodell teilweise modifiziert werden. Auf die Besonderheiten wird an dieser Stelle nicht detaillierter eingegangen. Weitere Informationen und Hinweise können den im Anhang B.3 beigefügten Unterlagen und der angelegten Modelldatenbank entnommen werden.

Endenergieträger:

Wie im Bild 3.15 am Beispiel des Endenergieträgers *Holzpellets (6,2 % Feuchte; 5,8 % H₂O) DE* zu sehen, wurde zur Sachbilanzierung eine ähnlich einheitliche Struktur wie für die Anlagenkomponenten gewählt. Auch wenn die Endenergieträger nach DIN EN 15804 [74] formal dem Modul B6 (Bild 3.16) der Nutzungsphase zuzuordnen sind, wurde entschieden, den Lebensweg eines Endenergieträgers von seiner Herstellung (Bereitstellung) über dessen Nutzung⁴⁴ bis hin zu möglichen Entsorgungsaufwendungen⁴⁵ und Gutschriften ebenso wie die Anlagenkomponenten modular zu betrachten.

Im Unterschied wurden als Modellierungsgrundlage primär die Modelle aus dem *Globalen Emissions-Modell integrierter Systeme* (GEMIS) [69] mit dem Zeithorizont 2020 genutzt. Dies gilt auch für die im Erzeugungsprozess (Wärmeerzeuger des Heizsystems) hinterlegten Emissionsdaten, die beispielsweise bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe entstehen (Bild 3.17).

⁴³ Bspw. die Abfallbehandlung eines Heizkörpers (Sekundärrohstoff „Stahlschrott“).

⁴⁴ Energieumwandlungskette einer wärmetechnischen Anlage (Bild 3.1).

⁴⁵ Bspw. die Entsorgung der Asche und der Schlacke von Festbrennstoffen auf einer Deponie (Bild 3.15).

Die Energieumwandlungskette der wärmetechnischen Anlage wurde formal wie in GEMIS auch mit einem Systemnutzungsgrad von $\eta_a = 1,0$ festgelegt. Bezüglich der vorgelagerten Bereitstellung des Endenergieträgers, sonstiger Transportprozesse, möglicher Entsorgungsprozesse oder auftretender Allokationsproblemstellungen konnte weitestgehend auf verfügbare generische Datensätze zurückgegriffen werden.

Neben den fossilen Brennstoffen wurden weitere Endenergieträger bilanziert. Unter anderem sind für die Fernwärme je nach Erzeugerkonstellation, Energiemix, Allokationsverfahren und Wärme aus Kraft-Wärme-Kopplungsprozessen⁴⁶ unterschiedliche spezifische Umweltleistungen ermittelt worden. Es wurde in diesem Zusammenhang auch untersucht, inwieweit die Verfahrensweise zur Berechnung der Primärenergie- oder CO₂-Emissionsfaktoren eines Energieversorgungsmix nach den AGFW-Arbeitsblättern FW 309-1 [96] und FW 309-6 [97] ebenso für die spezifischen Umweltleistungen anwendbar ist. Hierzu muss die spezifische Umweltleistung des genutzten Endenergieträgers lediglich mit dem zugehörigen Korrekturfaktor aus Tabelle 3.11 multipliziert werden. Die Korrektur ist, wie die Untersuchungen zum Fernwärmemix gemäß GEMIS [69] gezeigt haben (Bild 3.18), nur für die zu berücksichtigenden KWK-Anlagen erforderlich, nicht für den ungekoppelten Wärmeanteil.

Dies lässt sich damit begründen, dass KWK-Anlagen meist umweltfreundlicher sind als kleinere Wärmeerzeuger in Gebäuden. Da den in dieser Arbeit ermittelten spezifischen Umweltleistungen der fossilen Endenergieträger eben diese kleineren Wärmeerzeuger mit ihren Emissionsdaten zugrunde liegen, führen die Berechnungen nach den AGFW-Arbeitsblättern zu höheren Umweltbelastungen. Eine ähnliche Abweichung bei ausschließlicher Primärenergiebetrachtung konnte nicht festgestellt werden. Der entsprechende Nachweis ist im Anhang B.5 ersichtlich.

Da für den Endenergieträger Strom ähnlich der Fernwärme unterschiedliche Bereitstellungsketten existieren, wurden ebenso differenzierte Sachbilanzmodelle erstellt und zugehörige spezifische Umweltleistungen ermittelt. Wie in Tabelle 3.10 zu sehen, wurden zur Allokation nach der Gutschriftenmethode auch Sachbilanzmodelle für den sogenannten Verdrängungsstrommix [122] auf den drei Spannungsebenen (Hochspannung, Mittelspannung, Niederspannung) erstellt und ausgewertet. Hinsichtlich biogener Brennstoffe⁴⁷ existieren zwar Datensätze [130], jedoch war in den eingebundenen Datenbanken der Ökobilanz-Software GaBi ts [80] nur der Datensatz für *Holzpellets (6,2 % Feuchte; 5,8 % H₂O) DE* (Tabelle 3.8) so weit aufbereitet, dass die hinterlegten Elementarflussdaten einer Wirkungsabschätzung zugänglich waren. Die Elementarflüsse der zusätzlich verfügbaren Datensätze [130] müssten zunächst innerhalb der Datenbank aufwendig methodenspezifischen Wirkungskategorien zugeordnet werden (Klassifizierung).

Es ist anzumerken, dass die spezifischen Umweltleistungen sowohl für die Anlagenkomponenten als auch für die Endenergieträger heizwertbezogen ermittelt wurden. Da in den generischen

⁴⁶ Es wurden Bilanzmodelle unter Anwendung der Gutschriftenmethode (GM) und der Exergiemethode (EM) für die Allokation erstellt (Abschnitt 3.2.2.3).

⁴⁷ Bspw. Biogas, Holzpellet, Scheitholz.

Nutzung Gas-Brennwertgerät SG 20 kW (EN 15804 B1-B7)

GaBi Prozess-Plan: Referenzgrößen
Es werden die Namen der Basis-Prozesse angezeigt.

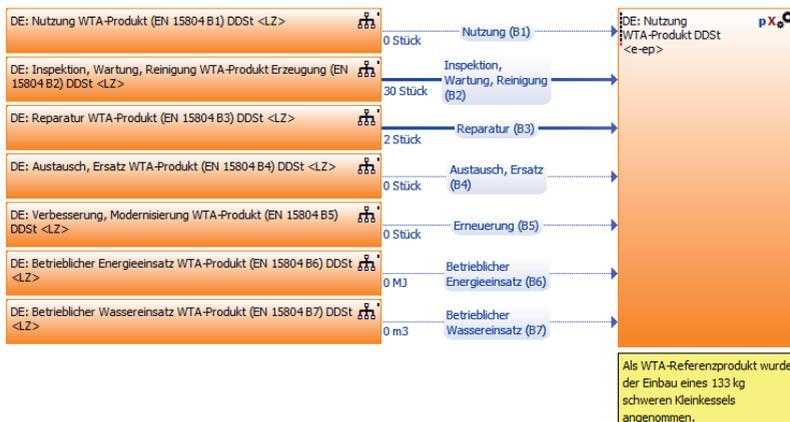


Bild 3.16: Sachbilanzplan zum Nutzungsprozess der Anlagenkomponente *Gas-Brennwertgerät SG 20 kW DE*.

Tabelle 3.11: Korrekturfaktoren für die spezifischen Umweltleistungen der Endenergieträger für einen Fernwärmemix mit KWK-Prozessen.

Endenergieträger ^a	Korrekturfaktor
Bezeichnung des Datensatzes	$k_{u,FW,KWK}$
Erdgas Mix DE	1,029
Braunkohle Brikett rheinisch DE	0,942
Steinkohle Brikett DE	0,781

^a Die Werte gelten für einen deutschen Fernwärmemix mit KWK-Anteil und Zusammensetzung nach Bild 3.18.

3 Methodenentwicklung

Wärme-Fern-mix-HKW-DE-2020/en_DDStang (GEMIS 4.93)

GaBi Prozess-Plani-Referenzgrößen
Es werden die Namen der Basis-Prozesse angezeigt.

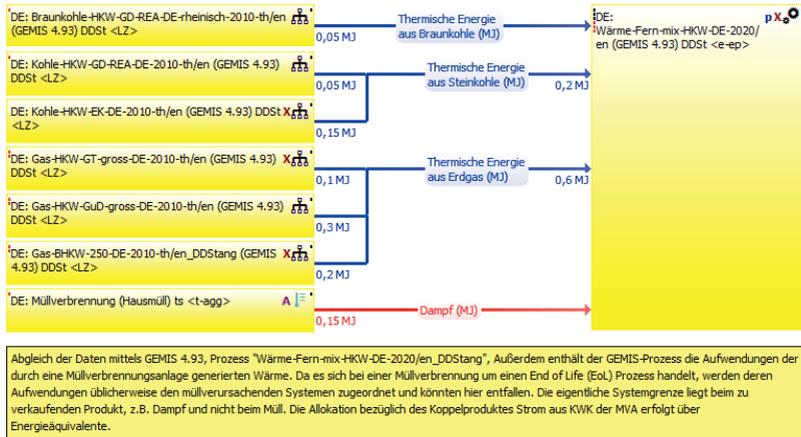


Bild 3.18: Fernwärmemix mit Heizkraftwerksprozessen nach GEMIS [69], umgesetzt mit der Ökobilanz-Software GaBi ts [80].

Datensätzen primär heizwertbezogene Energieflüsse hinterlegt sind und für die brennstoffbasierte Energie in Deutschland der Heizwert die relevante Größe ist, wurde dies beibehalten. Auch zu den Sachbilanzen der Endenergieträger sind weitere Informationen und Hinweise dem Anhang B.3 und der angelegten Modelldatenbank zu entnehmen.

Datenquellen

Zur Beschreibung aller erforderlichen Informations- und Prozessmodule sowie der notwendigen Stoff- und Energieströme des Produktsystems musste sowohl auf Primärdaten (Masse, Energieverbrauch, Abmessungen) als auch auf generische Daten aus Datenbanken zurückgegriffen werden. Während die Primärdaten, wie beispielsweise die spezifische Masse oder die Abmessungen zur Bestimmung des Materialaufwandes einer Anlagenkomponente, aus Fachliteratur [131] oder Herstellerunterlagen vergleichsweise einfach zu ermitteln waren, wurden die notwendigen generischen Daten (Hintergrunddaten) aus etablierten kommerziellen und nichtkommerziellen Datenbanken entnommen.⁴⁸

In den Modellen kamen zum einen die zur Ökobilanz-Software GaBi ts [80] gehörende Standarddatenbank *Professional* sowie die optionalen Datenbanken *Construction Materials* und *End of Life* zur Anwendung. Zum anderen konnte bei Bedarf auf die Datenbanken *ecoinvent* [124] und GEMIS [69] zugegriffen werden.

⁴⁸ Weitere Datenbanken sind Tabelle B.21 und Tabelle B.22 im Anhang B.4 zu entnehmen.

Hinsichtlich des regionalen Bezuges wurden gemittelte generische Datensätze für Deutschland und für europäische Gegebenheiten verwendet. Somit repräsentieren die spezifischen Umweltleistungen sowohl der Anlagenkomponenten als auch der Endenergieträger jeweils einen Komponenten- oder Endenergiemix für die gewählte geografische Region.

Abschneidekriterien zum Ausschluss von geringfügigen Produkt-, Stoff- und Energieflüssen zur Eingrenzung des Produktsystemumfangs wurden in den selbst definierten Modellen nicht festgelegt. Es sollte vermieden werden, dass aus Unkenntnis und ohne eine aufwendige iterative Datenanalyse durchzuführen mögliche umweltrelevante Informationen unerkannt bleiben. Innerhalb der verwendeten generischen Datensätze der genutzten Datenbanken kamen jedoch weitestgehend die 1%-Regel⁴⁹ und die 5%-Regel⁵⁰ zur Anwendung. Entsprechende Dokumentationen und Hinweise zu den genutzten Datensätzen und den entwickelten eigenen Prozessen sind im Anhang B.3 hinterlegt.

Allokation

Zur Lösung kaum zu vermeidender Allokationsprobleme⁵¹, wie sie sich bei Koppelprodukten, im Recycling oder bei der Abfallbehandlung in Sachbilanzen ergeben, sind klare Festlegungen zu treffen. Dies gilt weniger für die internen Allokationskriterien der genutzten generischen Datensätze, da diese vordefiniert und nicht anpassbar sind, aber umso mehr für die eigenen in den Sachbilanzmodellen angelegten Prozesse und deren Verknüpfungen. Beispielsweise musste zur Modellierung der Abfallbehandlung von Produkten unterschieden werden, ob Sekundärrohstoffe⁵² im selben System⁵³ wiederverwendet werden können oder an andere Systeme⁵⁴ über die Systemgrenze hinaus übergeben werden müssen.

Da sich bei Produktsystemen mit Koppelprodukten oder Sekundärrohstoffen unterschiedliche Funktionen und funktionelle Einheiten ergeben, sind sie nicht ohne Weiteres vergleichbar. Liegt beispielsweise die Funktion eines im Gebäude eingesetzten Blockheizkraftwerks (BHKW) in der Bereitstellung von Nutzwärme und Strom als Koppelprodukt, so kann ein klassischer Brennkessel technologiebedingt nur Nutzwärme bereitstellen. Sollen deren beide Produktsysteme, z. B. bezüglich der Funktion Nutzwärmebereitstellung, verglichen werden, ist dies nicht problemlos möglich.

Um die Vergleichbarkeit herzustellen, wurden verschiedene Möglichkeiten und Methoden entwickelt (Abschnitt 3.1.2) [5, 121, 132]. Insbesondere innerhalb der Sachbilanzen der Anlagen-

⁴⁹ Ausschluss, wenn die Masse, Energie oder Umweltrelevanz eines Flusses eines Prozessmoduls weniger als 1% aller Flüsse des Prozesses ausmacht [5].

⁵⁰ Ausschluss, wenn die Masse, Energie oder Umweltrelevanz aller je Prozessmodul ausgeschlossenen Flüsse in Summe nicht mehr als 5% vom Gesamtsystem ausmacht [5].

⁵¹ „Gerechte“ Zuordnung von umweltrelevanten In- und Outputflüssen (Produkt-, Elementarflüsse) [5].

⁵² Bspw. Strom und Wärme aus einer energetischen oder Metallschrott zur stofflichen Verwertung.

⁵³ Bspw. im Closed-Loop Recycling (CLR), Recycling im geschlossenen Kreislauf.

⁵⁴ Bspw. im Open-Loop Recycling (OLR), Recycling im offenen Kreislauf.

komponenten, wie auch teilweise bei den Endenergieträgern, in denen Koppelprodukte oder Sekundärrohstoffe auftraten, kamen folgende Ansätze zur Anwendung:

- Gutschriftenmethode (avoided burden approach⁵⁵) [5], für Koppelprodukte und Sekundärrohstoffe (Wärme, Strom), die das System verlassen und in anderen Produktsystemen nutzbar sind (Bild 3.14), sowie für das Koppelprodukt Strom aus Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) zur Fernwärmebereitstellung
- Exergiemethode (Energieäquivalente), für das Koppelprodukt Strom aus Kraft-Wärme-Kopplung zur Fernwärmebereitstellung (Bild 3.19, Bild 3.20)
- Nettomaterialrückgewinnung im offenen Kreislauf (open-loop approach: net material recovery) [132], zur Vermeidung von Doppelzählungen durch den Einsatz von Sekundärrohstoffen und -materialien in den Herstellungsprozessen (Marktmix, Bild 3.21, Bild 3.22)

Im Anschluss an die beschriebene Modellierung wurden die Sachbilanzergebnisse berechnet (Bild 2.10, Abschnitt 2.3.2) und standen für die Wirkungsabschätzung zur weiteren Verfügung.

3.2.4.3 Wirkungsabschätzung

Auswahl einer Wirkungsabschätzungsmethode

Ausgehend von den Ergebnissen der Sachbilanz (LCI) stellt sich im Anschluss die Frage nach der Relevanz der elementaren In- und Outputflüsse⁵⁶ hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen. Solchen Fragen wird im Rahmen einer Wirkungsabschätzung (LCIA) nachgegangen (Bild 2.11). Dabei kommen insbesondere für Vergleiche ganzheitliche Wirkungsabschätzungsmethoden zur Anwendung.

Solche in sich geschlossenen Verfahren berücksichtigen oft eine Vielzahl verschiedener Umweltwirkungen und beinhalten zumeist alle verbindlichen sowie einige optionale Bestandteile einer normkonformen Wirkungsabschätzung (Abschnitt 2.3.3) [6, 25].

Außerdem erleichtern sie die für den Ersteller einer Ökobilanz (LCA) oft schwierige Auswahl geeigneter und relevanter Umweltwirkungsindikatoren. Es ist für den unübten Ersteller einer Ökobilanz einfacher, eine in sich stimmige und geschlossene Methode zur Wirkungsabschätzung zu verwenden, als selbst eine mehr oder weniger fundierte willkürliche Auswahl einzelner Indikatoren zu treffen.

⁵⁵ Die Methode ist dadurch gekennzeichnet, dass die Gleichheit in Funktion und funktioneller Einheit durch Subtraktion der Umweltleistung mittels eines Äquivalenzsystems hergestellt wird. Das System wird als Quasi-Closed-Loop-System betrachtet und entspricht im Vorgehen einer indirekten Systemerweiterung [5]. Für eine wärmetechnische Anlage mit Blockheizkraftwerk bedeutet dies, dass als Äquivalenzsystem eine alternative Strombereitstellung zur Gutschrift genutzt wird.

⁵⁶ Es ist anzumerken, dass nicht alle Elementarflüsse bewertungsrelevant sind. Vielmehr werden nur solche Flüsse berücksichtigt, die begründet eine Umweltwirkung haben oder zu einem Umweltschaden führen können und für die es ein akzeptiertes Charakterisierungsmodell gibt [6].

DE-Erzeugung Nah-/Fernwärme im Heizkraftwerk DDS - <e-ep> - Prozess-Instanz

Ladler Name: DE: Erzeugung Nah-/Fernwärme im Heizkraftwerk DDS - <e-ep> Kein Bild

Lokale Einstellungen: LCC, Erweiterte Allokation

LCA-Standard-Allokation: I. Manuelle Allokation (Energie (unterer Heizwert))

Kosten-Allokation: Energie (unterer Heizwert)

Allokationsrelevante Outputs: LCI/E-Allokation

Auch nach Abfällen allozieren:

Manuelle Allokation

Parameter	Flüsse	Grossen	Menge	Einheit	Allokation
Q_BNE_KWK	Thermische Energie (MJ) [Thermische Energie]	Energie (unterer Heizwert)	3,6 MJ	MJ	X 28,57 %
A_BNE	Strom [Elektrische Energie]	Energie (unterer Heizwert)	0 MJ	MJ	X 71,43 %

Allozierte Inputs	Parameter	Flüsse	Grossen	Menge	Einheit	Allokation
DeNOx_ZS	DE: Zusatzstoff zur Rauchgasentscheidung [Stoffe]	Masse	0	kg	X	LCA-Standard-Allokation
REA_ZS	DE: Zusatzstoff zur Rauchgasentscheidung [Stoff/Masse]	Masse	0,0002381	kg	X	LCA-Standard-Allokation
Zm	Zement (CEM II 42,5) [Mineralische Werkstoffe]	Masse	7,937E-005	kg	X	LCA-Standard-Allokation
St	Rohstahl [Metalle]	Masse	0,05173	kg	X	LCA-Standard-Allokation
m_B	Erdgas, frei Abnehmer Deutschland [Erdgas, frei Ab]	Masse	2,381E-006	kg	X	LCA-Standard-Allokation
Fla	Industriefläche (regionalisiert, DE) [Oklupation]	Flächenzeit	2,381E-006	m2*a	*	LCA-Standard-Allokation

Allozierte Outputs	Parameter	Flüsse	Grossen	Menge	Einheit	Allokation
BauS	Bauschutt [unspecifisch] [Halbdengüter]	Masse	0,0002381	kg	*	LCA-Standard-Allokation
SO2	Schwefeldioxid [Anorganische Emissionen in Luft]	Masse	9,289E-007	kg	*	LCA-Standard-Allokation
PM	Staub (PM2,5 - PM10) [Partikel in Luft]	Masse	9,186E-007	kg	*	LCA-Standard-Allokation
m_SA_H	Schlacke und Asche [Halbdengüter]	Masse	0	kg	*	LCA-Standard-Allokation
SOx	Schwefeldioxid [Anorganische Emissionen in Luft]	Masse	0	kg	*	LCA-Standard-Allokation
Q_V_KWK	Brennstoffwärmeverluste (KWK) [Energie]	Energie (unterer Hei)	0,2286 MJ	MJ	*	LCA-Standard-Allokation
REA_BS	DE: REA-Reststoff [Stoffe]	Masse	0	kg	*	LCA-Standard-Allokation
m_IG	Kondensat (Heizsystem) [Stoffe]	Masse	0	kg	*	LCA-Standard-Allokation
PAH	PAH, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Masse	0	kg	*	LCA-Standard-Allokation
St	Stahlschrott [Abfälle zur Verwertung]	Masse	7,937E-005	kg	*	LCA-Standard-Allokation

OK Abbrechen

Bild 3.19: Exergentische (nach GEMIS 4.9.3 energieäquivalente) Allokation im Prozess Erzeugung Nah-/Fernwärme im Heizkraftwerk.

Um eine Einschränkung hinsichtlich der zur Auswahl stehenden Wirkungsabschätzungsmethoden⁵⁷ vornehmen zu können, wurden im Vorfeld Untersuchungen durchgeführt [133, 134]. Ein Schwerpunkt war, den Einfluss unterschiedlicher methodischer Ansätze auf das Ergebnis der Umweltbewertung bei identischen Sachbilanzdaten zu bestimmen. So hat neben der Sachbilanz vor allem die Wahl der Wirkungsabschätzungsmethode Auswirkungen auf die Bewertung und das Aufzeigen von kritischen Umweltproblembereichen.⁵⁸

Für die Untersuchungen wurde zunächst eine Vorauswahl geeigneter Wirkungsabschätzungsmethoden nach primär qualitativen Kriterien vorgenommen. Es sollten nur Methoden untersucht werden, die möglichst viele und aktuellste Umweltwirkungskategorien bzw. -problembereiche berücksichtigen und deren Gesamtergebnis mit einem aggregierten Ein-Punkt-Indikator (Vollaggregation) [10] abbildbar ist. Diese übersichtliche Zusammenfassung der Bilanzergebnisse ermöglicht gerade aus Sicht der Interessenten (Investor, Bauherr, Endkunde) eine einfache Interpretation bei Vergleichen. Auf die willkürliche Auswahl nur einzelner Umweltwirkungskategorien wurde explizit verzichtet, auch um Fehlanwendungen und -interpretationen zu vermeiden [10]. Auch wenn bezüglich der Art der zu verwendenden Wirkungsindikatoren entlang des Umweltwirkungsmechanismus (Ursache-Wirkungs-Kette) nichts vereinbart wurde, sollte das Ein-Punkt-Indikatorergebnis auf Grundlage der gleichen Art von Indikatoren (Midpoint oder Endpoint) innerhalb der Methode gebildet werden können. Es galt außerdem der Anspruch, dass die Methoden wissenschaftlich und international anerkannt sind und sowohl verbindliche als auch optionale Bestandteile beinhalten [2, 25, 29]. Daher wurden nur ganzheitliche Wirkungsabschätzungsmethoden gewählt. Nicht zuletzt sollten die Methoden für vergleichende Untersuchungen von Anlagentechnologien geeignet sein.

Unter Beachtung der beschriebenen Kriterien für die Vorauswahl konnten zwei Ansätze bestimmt und analysiert werden. Die gewählten Verfahren lassen sich konzeptionell in zwei Kategorien einteilen. So handelt es sich bei dem ersten Ansatz, der Methode der ökologischen Knappheit (MöK) [10, 85, 135], um einen sogenannten Distance-to-target-Ansatz (Differenz zur Toleranzmenge). Im Unterschied hierzu zählt das zweite Verfahren, die ReCiPe-Methode [136], zu den schadensorientierten Methoden [6, 81, 83].

Wie die Untersuchungen gezeigt haben, unterscheidet sich der ermittelte Gesamteinfluss bei identischen Sachbilanzdaten in Abhängigkeit vom gewählten Ansatz deutlich. Es entsteht der Eindruck, dass die Resultate einer gewissen Subjektivität unterliegen, was nicht vollständig

⁵⁷ Es wurde eine Vielzahl von Methoden zur Wirkungsabschätzung (LCIA) entwickelt, unter anderem CML, Eco-Indicator, EDIP, IMPACT, LC-IMPACT oder UBP (Bild 2.12) [10, 80–83]. Die Methoden folgen zum Teil unterschiedlichen Ansätzen in der Bewertung, wie beispielsweise Distance-to-target-Ansätze (UBP-Methode) oder schadensorientierte Ansätze (Eco-Indicator).

⁵⁸ Die Auswahl eines Bewertungsverfahrens sollte mit Bedacht und Kenntnis des Verfahrens erfolgen. Häufig geschieht dies aufgrund der Nutzung verfügbarer Software zur Lebenszyklusanalyse nicht, da hier die Verfahren meist nur noch benutzt werden müssen. Es wird dementsprechend nicht mehr kritisch hinterfragt, ob die Ergebnisse noch mit dem Ziel der Bewertung übereinstimmen. Dies gilt insbesondere für Normierungs- und Gewichtungsfaktoren, die meist regionalen und zeitlichen Bezügen unterworfen sind [5].

ausgeschlossen werden kann. Dies gilt vor allem für die untersuchten Varianten der Methode der ökologischen Knappheit (MöK), aber in gewissem Maße auch für die der ReCiPe-Methode [134]. So existieren beispielsweise für einige Wirkungskategorien keine und für andere teilweise keine nutzbaren Ökofaktoren. Wiederum andere vorhandene Faktoren unterscheiden sich hinsichtlich ihres Wertes [10, 85, 135].

Auch wenn die Gründe für die fehlende Bewertung einiger Stoffe und Ressourcen (Elementarflüsse) sowie ganzer Wirkungskategorien nicht vollständig nachvollzogen werden konnten, so liegt ein Grund sicher darin, dass für die Bestimmung insbesondere der deutschen Ökofaktoren keine festgelegten Grenzwerte existieren. Ein solches Bewertungsergebnis quantifiziert als Ein-Punkt-Indikator (Vollaggregation) wäre unvollständig, verzerrt und entspräche nicht dem Anspruch der Ganzheitlichkeit [25, 29]. Übertragen auf vergleichende Untersuchungen von Anlagentechnologien bestehen die Risiken darin, dass Technologien mit einem größeren Schadenspotenzial bevorzugt werden, weil relevante Stoffe und Ressourcen nicht berücksichtigt wurden. Da einige der untersuchten Varianten der Methode der ökologischen Knappheit aufgrund fehlender Ökofaktoren der Forderung nach Ganzheitlichkeit weniger entsprechen, sollten sie in ihrer aktuellen Ausprägung nicht gewählt werden.

Die in der Schweiz genutzte ursprüngliche Version der Methode der ökologischen Knappheit wäre diesen Varianten vorzuziehen. Hier besteht jedoch das Problem des regionalen Bezuges der Ökofaktoren und somit des nicht repräsentativen Umweltbewertungsergebnisses bei einer Nutzung für Deutschland. Dies äußert sich vor allem in der Wahl der Normierungsflüsse und der kritischen Flüsse (Grenzwertflüsse), da sie Einfluss auf die Gewichtung haben. Um diese Methode auch in Deutschland sinnvoll einzusetzen, ist es erforderlich, einheitliche und verbindliche Festlegungen zu treffen. Die Umsetzung sollte ähnlich wie in der Schweiz auf Basis demokratisch legitimierter Umweltschutzziele zentral erfolgen. Sie ist allerdings äußerst aufwendig und gegenwärtig für viele zu berücksichtigende Substanzen kaum realisierbar.

Aus den genannten Gründen stellte sich im Rahmen der Untersuchungen die ReCiPe-Methode als günstigste Methode zur Wirkungsabschätzung heraus [133, 134]. So lassen sich damit derzeit mehr Substanzen als mit der Methode der ökologischen Knappheit berücksichtigen, was der Ganzheitlichkeit entgegenkommt. Für die Nutzung der ReCiPe-Methode sprechen auch die zu verwendenden Charakterisierungsmodelle. Mit ihnen lassen sich die Ergebnisse der Umweltbewertung einem breiteren Publikum verständlicher (anschaulicher) vermitteln, da der gesamte Umweltwirkungsmechanismus (Endpoint-Bezug) betrachtet und ein Schaden an schutzwürdigen Gütern quantifiziert wird. Außerdem erfolgt die Normierung nach der ReCiPe-Methode, im Gegensatz zur Methode der ökologischen Knappheit, entweder bezogen auf den weltweiten Umweltschaden, was dem Gerechtigkeitsanspruch am nächsten kommt und zu bevorzugen ist, oder den in Europa verursachten Schaden.

Vorteilhaft ist es zudem, dass für die drei Schadenskategorien der ReCiPe-Methode allge-

meingültige Gewichtungsfaktoren existieren, die zwar „nur“ auf Basis von Befragungen⁵⁹ [10] ermittelt wurden, jedoch regional unabhängig angewendet werden können. Auch genügt die ReCiPe-Methode den Ansprüchen der ganzheitlichen naturwissenschaftlich basierten Umweltwirkungsabschätzung und der Transparenz, aufgrund ihrer uneingeschränkten öffentlichen Zugänglichkeit [25, 29].

Wirkungsabschätzung nach ReCiPe 2008

Bei der in den Niederlanden entwickelten ReCiPe-Methode⁶⁰ handelt es sich um einen Ansatz, mit dem der mögliche Umwelteinfluss eines Produktes oder einer Dienstleistung mit einem vollaggregierten Ein-Punkt-Indikator quantifizierbar ist (Bild 3.23) [84, 136]. Im Unterschied zur Methode der ökologischen Knappheit (MöK) erfolgt die Wirkungsabschätzung (LCIA) üblicherweise über den gesamten Umweltwirkungsmechanismus, quantifiziert mittels sogenannter Endpoint-Indikatoren. Diese Indikatoren beziffern einen potenziellen Umweltschaden an drei schutzwürdigen Gütern, der menschlichen Gesundheit (HH), der Ökosystemdiversität (ED) und der Ressourcenverfügbarkeit (RA).

Aufbauend auf den Elementarflussdaten der erstellten Sachbilanzen je Anlagenkomponente und Endenergieträger, beginnt die Wirkungsabschätzung nach der ReCiPe-Methode mit der Klassifizierung aller relevanten Elementarflüsse (Schadstoffe, Ressourcen, Abschnitt 2.3.3). Anschließend wird die Charakterisierung dieser Flussdaten über Midpoint-Indikatoren hin zu Endpoint-Indikatoren durchgeführt. Diese beiden Schritte wurden innerhalb der Ökobilanz-Software GaBi ts [80] umgesetzt. Die Normierung und Gewichtung der ermittelten Schadensindikatoren je Wirkungskategorie sowie die Aggregation zur jeweiligen spezifischen Umweltleistung erfolgte in einem Excel-Arbeitsblatt (Bild 3.24).

Am Beispiel der bereits im Abschnitt 2.3.3 erläuterten Wirkungskategorie *Klimawandel* wird nachfolgend der beschriebene Ablauf kurz skizziert. Die zugehörige Ursache-Wirkungs-Kette beginnt mit der (sachbilanziellen) Emission anthropogener Treibhausgase, wie Kohlendioxid (CO₂) oder Methan (CH₄). Diese zusätzlichen Treibhausgase beeinflussen den *Strahlungsantrieb* (radiative forcing, Midpoint-Wirkung, Bild 3.25) in der Erdatmosphäre und besitzen ein bestimmtes Treibhauspotenzial (Global Warming Potential, GWP) [137].

Dieses Potenzial lässt sich für jedes Treibhausgas normiert auf den Strahlungsantrieb von Kohlendioxid als GWP-Wert (Charakterisierungsfaktor) quantifizieren. Der Wert entspricht dem anteiligen Strahlungsantrieb des Referenzgases Kohlendioxid.

Beispielsweise hat 1 kg Methan je nach gewähltem Charakterisierungsmodell etwa den gleichen

⁵⁹ Es sind auch andere als die vorgegebenen Gewichtungsfaktoren denkbar, beispielsweise ermittelt auf Grundlage einer Stichprobenbefragung der deutschen Bevölkerung oder durch die Vorgabe politisch festgelegter Schadensgrenzwerte (Distance-to-target-Ansatz).

⁶⁰ Entstanden aus der CML- und der Eco-Indicator-Methode, ebenfalls aus den Niederlanden [136].

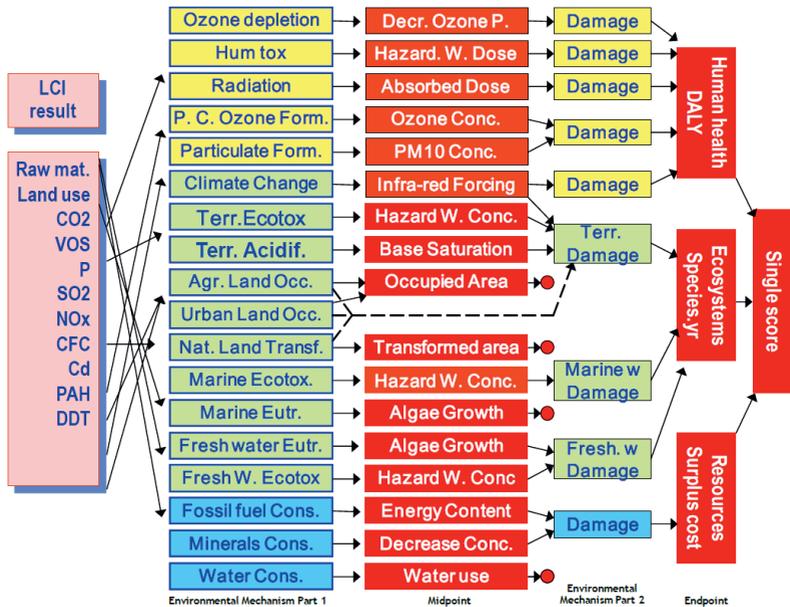


Bild 3.23: Prinzip der Wirkungsabschätzung nach der ReCiPe-Methode [136].

Strahlungsantrieb wie 25 kg Kohlendioxid und einen GWP-Wert⁶¹ von $25 \frac{\text{kgCO}_2}{\text{kgCH}_4}$ [136]. Ausgehend von dieser Charakterisierung der Midpoint-Wirkung (Primärwirkung, Midpoint-Indikator) *Strahlungsantrieb* kann der Verlauf der Ursache-Wirkungs-Kette über den sich anschließenden Temperaturanstieg (Sekundärwirkung) in der Atmosphäre bis hin zu einem potenziellen Schaden an der menschlichen Gesundheit und der Ökosystemdiversität (Endpoint-Wirkung, Tertiärwirkung, Endpoint-Indikator) beurteilt werden. Hierzu wird der kumulierte GWP-Wert aller Treibhausgase mit den schadensbezogenen Charakterisierungsfaktoren multipliziert (Bild 3.24, Bild 3.25, Abschnitt 2.3.3).

Bezogen auf das gewählte Beispiel von 1 kg Methan mit einem GWP-Wert von $25 \text{kg}_{\text{CO}_2\text{-Äq.}}$, ergibt sich durch Multiplikation mit dem Charakterisierungsfaktor $1,4 \cdot 10^{-6} \frac{\text{DALY}}{\text{kg}_{\text{CO}_2\text{-Äq.}}}$ beispielsweise ein durch den *Klimawandel* bedingter Schaden an der menschlichen Gesundheit von $35 \cdot 10^{-6} \text{DALY}$.⁶² Dies bedeutet, dass 1 kg Methan zu einem Lebenszeitverlust von $35 \cdot 10^{-6}$ Jahren führen kann [136]. Wird dieser Wert anschließend auf den weltweiten Schaden an der menschlichen Gesundheit bezogen (Normierung), kann er zusammen mit den normierten Werten

⁶¹ Der GWP-Wert der emittierten Stoffe wird oft in der Einheit $\text{kg}_{\text{CO}_2\text{-Äq.}}$ angegeben.

⁶² Die Einheit DALY quantifiziert den Lebenszeitverlust in Jahren aufgrund von Krankheit, Behinderung und vorzeitigem Tod [5].

3.2 Umweltbewertung

Reihe 1 (8) Indipoint	Charakterisierung-UW			Normierung			Gewichtung									
	Gesamt	Herstellung	Nutzung	Entsorgung	Gesamt	Herstellung	Nutzung	Entsorgung	Gesamt	Herstellung	Nutzung	Entsorgung				
Ökosystem	Klimawandel, Ozonabbau, Feinstaubbildung, Frischwasser, [species.r], Frischwasser, [species.r], Frischwasser, [species.r], Klimawandel, [species.r], Klimawandel, [species.r], Landwirtschaftliche Landnutzung, [species.r], Klimawandel, [species.r], ohne biogenes CO ₂ , [species.r], Landwirtschaftliche Landnutzung, [species.r], Natürliche Landumwandlung, [species.r], Sauerwasser, [species.r], Terrestische Ökosysteme, [species.r], Terrestische Ökosysteme, [species.r], Terrestische Ökosysteme, [species.r], Terrestische Ökosysteme, [species.r], Urbane Landnutzung, [species.r]	7426E-15	2,270E-15	5,528E-15	5,615E-06	5,598E-21	4,452E-22	0,000E+00	9,842E-22	4,000E+00	5,984E-19	1,617E-15	0,000E+00	3,977E-19		
		5,423E-15	3,439E-15	2,377E-22	2,183E-15	5,615E-06	1,000E-21	6,125E-21	4,730E-25	8,888E-22	4,000E+00	4,000E-19	1,631E-16	1,555E-19		
		-2,811E-09	-2,820E-09	1,221E-14	7,016E-12	5,615E-06	3,678E-17	3,384E-17	2,175E-18	9,661E-19	-4,000E+00	1,477E-14	1,346E-14	6,399E-16	3,885E-16	
		8,938E-10	6,538E-10		-7,166E-14	5,615E-06	1,530E-16	1,530E-16	0,000E+00	-1,276E-20	4,000E+00	6,122E-14	1,121E-14	0,000E+00	-5,098E-18	
		4,807E-13	4,909E-13		-1,023E-19	5,615E-06	8,704E-20	8,738E-20	0,000E+00	-3,247E-22	4,000E+00	3,494E-17	3,494E-17	0,000E+00	-1,399E-19	
		9,602E-16	8,162E-16	1,246E-22	1,441E-16	5,615E-06	1,708E-22	1,454E-22	2,219E-29	2,587E-23	4,000E+00	6,841E-20	6,841E-20	8,877E-27	1,027E-20	
		2,163E-12	3,205E-14	1,661E-20	2,100E-12	5,615E-06	3,852E-19	3,886E-21	2,988E-27	3,794E-19	4,000E+00	1,541E-16	2,355E-18	1,183E-24	1,517E-16	
		2,038E-12	5,456E-12	1,491E-12	1,000E-15	5,615E-06	3,630E-19	3,718E-20	2,556E-19	1,924E-22	4,000E+00	1,482E-16	3,871E-17	1,062E-16	7,694E-20	
		1,533E-14	1,546E-14		-4,360E-17	5,615E-06	2,734E-21	2,749E-21	0,000E+00	-8,792E-24	4,000E+00	1,098E-18	1,097E-18	0,000E+00	-3,548E-21	
						Summe	1,907E-16	1,895E-16	2,40E-18	1,133E-18		7,627E-14	7,716E-14	9,761E-16	5,337E-15	
		Menschliche Gesundheit	Feinstaubbildung [DALY], Humantoxizität [DALY], Ionisierende Strahlung [DALY], Klimawandel, menschliche Gesundheit, [DALY], Klimawandel, menschliche Gesundheit, ohne biogenes CO ₂ , [DALY], Ozonabbau [DALY], Photochemische Oxidation [DALY]	5,095E-08	1,433E-20	3,414E-20	1,945E-11	8,286E-07	6,164E-16	1,758E-16	4,405E-16	4,000E+00	2,466E-13	7,031E-14	1,762E-13	9,412E-17
				1,079E-09	3,641E-10	1,462E-13	8,325E-10	9,265E-07	1,486E-17	4,405E-16	1,770E-21	1,007E-17	5,793E-15	1,762E-15	7,086E-16	4,029E-15
				1,769E-11	1,778E-11	-9,031E-14		8,286E-07	2,100E-19	2,151E-19	0,000E+00	-1,093E-22	4,000E+00	8,581E-17	8,624E-17	0,000E+00
-4,862E-07	-4,862E-07			2,157E-09	1,206E-09	8,286E-07	4,412E-16	4,035E-16	2,610E-17	1,163E-17	4,000E+00	1,769E-13	1,614E-13	1,046E-14	4,651E-15	
3,447E-08	3,335E-20			2,157E-20	9,612E-10	8,286E-07	5,206E-15	5,234E-15	0,000E+00	-3,818E-27	4,000E+00	2,118E-22	2,130E-22	0,000E+00	-1,126E-24	
4,378E-17	4,401E-17				2,372E-19	8,286E-07	2,098E-19	6,781E-20	1,524E-19	3,871E-22	4,000E+00	8,822E-17	7,712E-17	6,076E-17	1,149E-19	
1,823E-11	5,695E-12			1,205E-11	2,374E-14	Summe	1,073E-15	1,039E-16	1,667E-16	3,159E-17		4,306E-13	2,336E-13	1,867E-13	8,774E-15	
1,064E-03	1,051E-03				1,512E-06	1,500E-12	7,093E-16	7,096E-16	0,000E+00	1,008E-18	4,000E+00	1,419E-13	1,471E-13	0,000E+00	2,016E-16	
5,516E-06	5,477E-06				7,899E-08	1,500E-12	3,677E-18	3,674E-18	0,000E+00	3,239E-20	4,000E+00	7,384E-16	7,498E-16	0,000E+00	1,048E-17	
						Summe	7,130E-16	7,123E-16	0,000E+00	1,068E-18		1,426E-13	1,415E-13	0,000E+00	2,121E-15	
						Summe	1,976E-15	1,483E-15	4,623E-16	2,433E-17		6,479E-13	4,508E-13	1,877E-13	9,320E-15	



Abbildung 3.24: Formblatt zur Berechnung der spezifischen Umweltleistung des Energieträgers Holzpellets (6,2 % Feuchte; 5,8 % H₂O) DE.

3 Methodenentwicklung

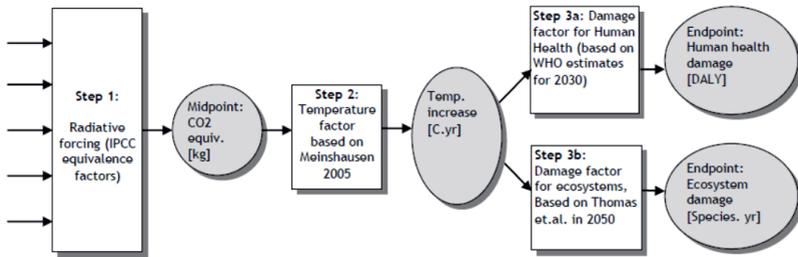


Bild 3.25: Bewertung der Ursache-Wirkungs-Kette von Treibhausgasemissionen nach ReCiPe [136].

der beiden anderen Schadenskategorien gewichtet und aggregiert werden (Gleichung (3.38), Gleichung (3.40)).

Mit der ReCiPe-Methode lässt sich nach Tabelle 3.12 für insgesamt 16 Midpoint-Wirkungskategorien mittels geeigneter Charakterisierungsmodelle der potenzielle Schaden an den drei schutzwürdigen Gütern der aufgeführten Endpoint-Wirkungskategorien ermitteln.

Um die Unsicherheiten der Charakterisierungsmodelle, also das unvollständige Wissen über die tatsächlichen Umweltwirkmechanismen, berücksichtigen zu können, wurden seitens der Entwickler der ReCiPe-Methode drei kulturelle Perspektiven (Sichtweisen, Szenarien⁶³) festgelegt, z. B. hinsichtlich des Zeithorizonts.

Somit stehen dem Anwender für die Charakterisierung, die Normierung und die Gewichtung unterschiedliche Berechnungsfaktoren zur Verfügung.

Für die in dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse wurde die Perspektive H für die Charakterisierungs- und die Normierungsfaktoren in der Version ReCiPe 1.08 (H) [136] gewählt.⁶⁴ Die Gewichtung erfolgte mit den empfohlenen Mittelwerten (Average⁶⁵).

Die skizzierte formale Vorgehensweise der Wirkungsabschätzung nach der ReCiPe-Methode lässt sich für die spezifische Umweltleistung auch mathematisch formulieren. Ausgehend von der bilanziell ermittelten Elementarflussmenge $x_{k,i}$ eines Stoffes i kann nach Gleichung (3.39) zusammen mit dem Endpoint-Charakterisierungsfaktor $K_{k,i}$ zunächst die Umweltwirkung⁶⁶ $UW_{k,i}$ je Schadenskategorie⁶⁷ k berechnet werden.

⁶³ Individuell (I), kurzfristig denkend; Hierarchisch (H), mittelfristig denkend; Egalitär (E), langfristig denkend [136].

⁶⁴ Hierarchisch, mittelfristig denkend, beispielsweise gilt für den Klimawandel ein Zeithorizont von 100 Jahren.

⁶⁵ Gewichtungsfaktoren für den Schaden an der menschlichen Gesundheit (HH) $G_{HH} = 400$, der Ökosystemdiversität (ED) $G_{ED} = 400$ und der Ressourcenverfügbarkeit (RA) $G_{RA} = 200$.

⁶⁶ Bspw. der potenzielle Schaden an der menschlichen Gesundheit (HH, in DALY) im Lebenszyklus eines Produktes, ermittelt aus einer Sachbilanz.

⁶⁷ Eine Differenzierung nach Midpoint-Wirkungskategorien mit Schadensbezug ist ebenso möglich (Bild 3.24).

$$UW_{k,i} = \sum_{i=1}^n (K_{k,i} \cdot x_{k,i}) \quad (3.39)$$

Die spezifische Umweltleistung u_k je Schadenskategorie wird anschließend aus der Summe der Umweltwirkungen $UW_{k,i}$, normiert auf eine Referenzmenge der gleichen Schadenskategorie⁶⁸ $UW_{k,N}$ und multipliziert mit einem Gewichtungsfaktor G_k für die gewählte Schadenskategorie, nach Gleichung (3.40) berechnet.

Tabelle 3.12: Wirkungskategorien der ReCiPe-Methode [136].

Wirkungskategorien	
Midpoint	Endpoint
Eutrophierung, Frischwasser (freshwater eutrophication)	Ökosystemdiversität
Frischwasser Ökotoxizität (freshwater ecotoxicity)	(ecosystem diversity) ^a
Klimawandel, Ökosystem, ohne biogenes CO ₂ ^b (climate change)	
Landwirtschaftliche Landnutzung (agricultural land occupation)	
Natürliche Landumwandlung (natural land transformation)	
Seewasser Ökotoxizität (marine ecotoxicity)	
Terrestrische Ökotoxizität (terrestrial ecotoxicity)	
Terrestrische Versauerung (terrestrial acidification)	
Urbane Landnutzung (urban land occupation)	
Feinstaubbildung (particulate matter formation)	Menschliche Gesundheit
Humantoxizität (human toxicity)	(human health) ^c
Ionisierende Strahlung (ionising radiation)	
Klimawandel, menschliche Gesundheit, ohne biogenes CO ₂ (climate change)	
Ozonabbau (ozone depletion)	
Photochemische Oxidation (photochemical oxidant formation)	
Verbrauch fossiler Rohstoffe (fossil depletion)	Verfügbarkeit von Rohstoffen
Verbrauch von Metallen (metal depletion)	(resource availability) ^d

^a Wirkungsindikator: loss of species during a year, Artenverlust während eines Jahres, Einheit species.yr.

^b Biogenes CO₂ sollte bei der Wirkungsabschätzung nur berücksichtigt und gutgeschrieben werden, wenn eine Speicherung über mehr als 100 Jahre gewährleistet ist [6, 121]. Da bezüglich der Definition und des Umgangs kein Konsens besteht, wurde in dieser Arbeit biogenes CO₂ nicht berücksichtigt.

^c Wirkungsindikator: disability-adjusted loss of life years; Lebenszeitverlust aufgrund von Krankheit, Behinderung oder vorzeitigem Tod; Einheit DALY.

^d Wirkungsindikator: increased cost; Kostensteigerung für die Gesellschaft durch Ressourcenerschließung; Einheit \$.

⁶⁸ Bspw. der weltweit gesamte potenzielle Schaden an der menschlichen Gesundheit (HH) in $\frac{\text{DALY}}{\text{a}}$, ermittelt aus Statistiken [136].

$$u_k = C_k \cdot \frac{1}{UW_{k,N}} \cdot c \cdot \sum_{i=1}^m (UW_{k,i}) \quad (3.40)$$

Die Konstante⁶⁹ c dient der einheitlichen Skalierung der spezifischen Umweltleistung, um deren Wert anschaulicher darzustellen.

Bild 3.26 zeigt den anteiligen potenziellen Schaden (spezifische Umweltleistung) des Endenergieträgers *Holzpellets* (6,2% Feuchte; 5,8% H₂O) DE für 1 kWh benötigte Endenergie. Zudem ist die Aufteilung auf die Lebenszyklusphasen und die Verteilung auf die Midpoint-Wirkungskategorien zu sehen. Es ist deutlich zu erkennen, dass die dominanten Wirkungen der *Klimawandel*, die *Feinstaubbildung*, die *Humantoxizität*, die *landwirtschaftliche Landnutzung* und der *Verbrauch fossiler Rohstoffe* sind.

Auch in Bild 3.27 wird der anteilige potenzielle Schaden (spezifische Umweltleistung) des Endenergieträgers *Holzpellets* (6,2% Feuchte; 5,8% H₂O) DE dargestellt, allerdings differenziert in die drei Endpointwirkungskategorien. Hierbei sind die größten Schäden an der *menschlichen Gesundheit* und den *Ressourcen* zu erwarten.

3.2.5 Unsicherheitsanalyse

3.2.5.1 Unsicherheit

Fehler und Abweichungen sind in Ökobilanzen (LCA) wie auch bei Messwerterfassungen und anderen Prognosen unvermeidbar. Deshalb werden, wenn auch selten und nicht unumstritten, zur abschließenden Beurteilung und Ergebnisinterpretation neben Sensitivitäts- auch Unsicherheitsanalysen durchgeführt (Abschnitt 2.3.6) [5, 138]. Ziel ist es, die Vertrauenswürdigkeit der ermittelten potenziellen Umweltwirkungen quantitativ abzuschätzen und dadurch die Ergebnisinterpretation bei der Auswertung zu unterstützen.

Der aus der klassischen Messtheorie und Statistik bekannte Begriff der Unsicherheit⁷⁰ (uncertainty), beispielsweise einer ermittelten Messgröße oder des Eintretens eines Ereignisses, bezieht sich dort vordergründig auf eingehende Parameter⁷¹ (parameter uncertainty). Bezogen auf Ökobilanzen lässt sich diese Definition um die Unsicherheit im Modell (model uncertainty) aufgrund von Annahmen in der Modellierung und die Unsicherheit aufgrund von subjektiven Werthaltungen (uncertainty due to choices) erweitern [138].

⁶⁹ Die Einheit ist $[c] = \frac{10^{11}}{a}$.

⁷⁰ Die Definitionen des Begriffs sind äußerst vielfältig. „Pragmatisch wird hier unter Unsicherheit die Schwankung eines Wertes verstanden, der in einem Modell verwendet wird. Diese Schwankung ist zufällig und kann nicht aus dem Modell heraus erklärt werden; ...“ [138].

⁷¹ Bspw. Messfehler, Stichprobenfehler, Ersatzdatennutzung.

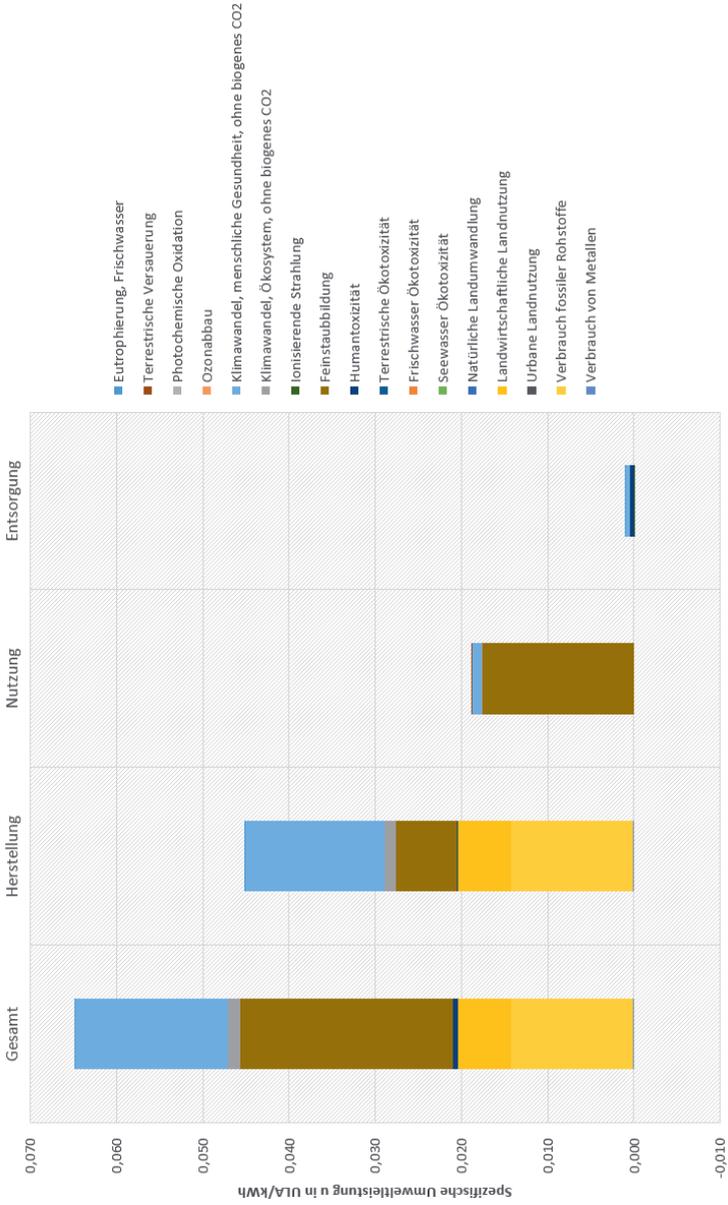


Bild 3.26: Aufteilung der spezifischen Umweltleistungen nach Midpoint-Wirkungskategorien (ReCiPe 1.08 (H) Endpoint Welt) des Endenergieträgers Holzpellets (6,2% Feuchte; 5,8 % H₂O) DE.

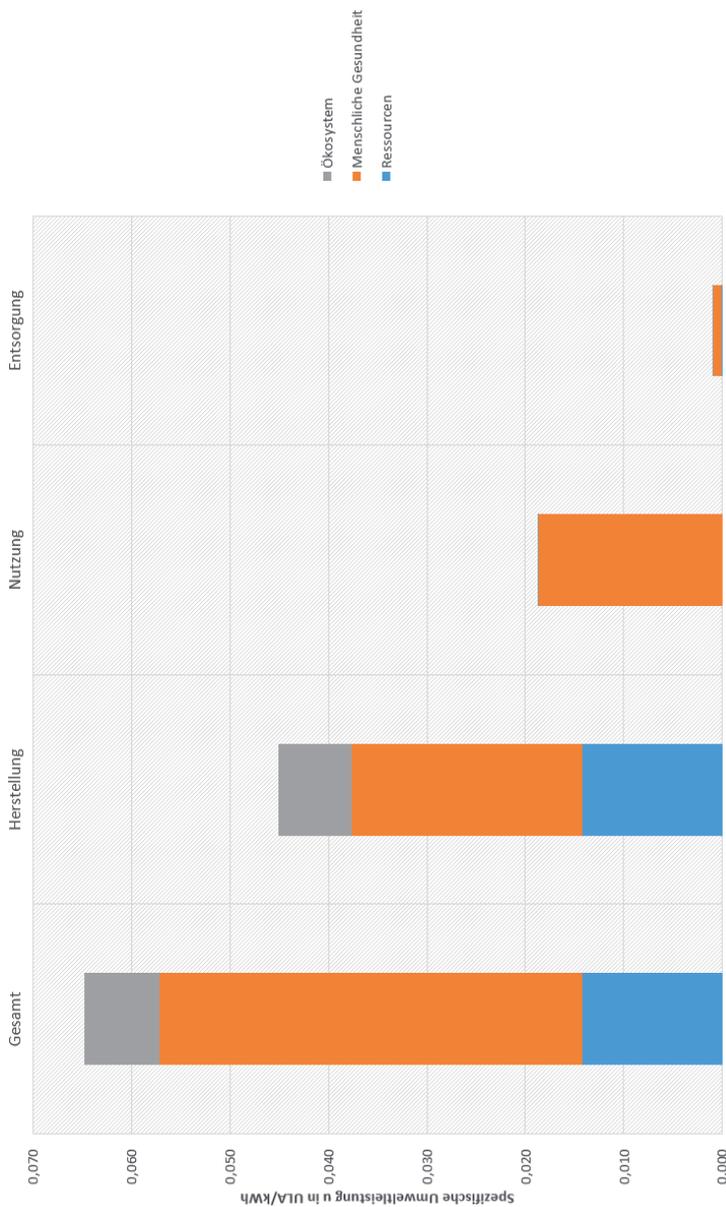


Bild 3.27: Aufteilung der spezifischen Umweltleistungen nach Endpoint-Wirkungskategorien (ReCiPe 1.08 (H) Endpoint Welt) des Endenergieträgers Holzpellets (6,2% Feuchte; 5,8% H₂O) DE.

Die Gründe für diese erweiterte Definition sind in den Quellen von Unsicherheiten in Ökobilanzen zu suchen. Zu diesen Quellen gehören unter anderem:

- getroffene Annahmen in den Phasen der Zieldefinition, der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung,
- Primär- und Hintergrunddaten (Messdaten, Planungsdaten, generische Datensätze aus Datenbanken) sowie
- Bewertungsfaktoren (Charakterisierung, Gewichtung).

Obwohl die Betrachtung von Unsicherheiten in Ökobilanzen schon länger thematisiert wird, fehlen eine einheitliche, verbindliche Vorgehensweise und ein entsprechender Standard. Zudem werden zur Durchführung zielgerichteter Unsicherheitsanalysen die spezifischen Unsicherheiten der eingehenden Daten und Informationen quantitativ benötigt [29, 139]. Dies gilt auch für die notwendige Bereitstellung von Unsicherheitsinformationen in den Ökobilanzdatenbanken. Diesbezügliche Informationen haben keineswegs in allen, sondern nur in einigen generischen Datensätzen Einzug gehalten [138].

Auch wenn derartige Restriktionen eine umfassende Unsicherheitsanalyse kaum zulassen, wurde dennoch versucht, entsprechende Daten für die Umweltbewertung nach der „Erfurter Methode“ bereitzustellen. Mit diesen Informationen sollte zumindest eine Abschätzung und Einordnung der Unsicherheit des Endergebnisses möglich sein. Die Resultate dieser Bemühungen sind der Standardfehler SE_R der Regressionsfunktion eines Skalierfaktors $f_{A,U,i}$ und die simulativ ermittelte Stichprobenstandardabweichung s der spezifischen Umweltleistung u . Aus diesen Werten lässt sich, zusammen mit den Ergebnissen aus der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung, der Vertrauensbereich (mittlerer Fehler, Abweichung) des Ökoeffizienzergebnisses einer Anlagenvariante abschätzen. Im Folgenden werden die Vorgehensweise und die getroffenen Annahmen zur Berechnung, die im Wesentlichen auf statistischen Methoden beruht, der beiden Größen vorgestellt und erläutert.

3.2.5.2 Standardfehler der Regression

Wie im Abschnitt 3.2.2.2 beschrieben, wird der Skalierfaktor $f_{A,U,i}$ für einige Anlagenkomponenten auf Grundlage einer Regressionsfunktion bestimmt. Um deren Koeffizienten und Konstanten (Anhang B.1) zu ermitteln, wurde eine Regressionsanalyse⁷² auf Basis von Stichprobenwerten durchgeführt. In diesem Zusammenhang erfolgte auch eine Abschätzung des Vertrauensbereichs (mittlerer Fehler, Abweichung) des mit diesen Funktionen berechneten Skalierfaktors. Dieser sogenannte Standardfehler der Regression SE_R kann bei Annahme einer Stichprobe der

⁷² Hierbei wird die Art des Zusammenhangs zwischen verschiedenen Zufallsgrößen (Merkmalen) untersucht und zu dessen Beschreibung eine Näherungsfunktion ermittelt. Diese Approximation erfolgt unter Anwendung der Gaußschen Methode der kleinsten Quadrate (Quadratmittelapproximation), bei der das Minimum der Summe der Abweichungsquadrate zu bestimmen ist [116, 117].

Eingangsdaten allgemein nach Gleichung (3.41) aus der Residuenquadratsumme⁷³ SQR (sum of squares residual, Residualstreuung, Gleichung (3.42)), dem Stichprobenumfang n und der Anzahl p unabhängiger Variablen (Freiheitsgrade) berechnet werden [140, 141].

$$SER = \sqrt{\frac{1}{n-p-1} \cdot SQR} \quad (3.41)$$

$$SQR = \sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2 \quad (3.42)$$

3.2.5.3 Stichprobenstandardabweichung

Da die Regressionsfunktionen für die Skalierfaktoren $f_{A,U,i}$ und die zugehörigen Standardregressionsfehler SER auf Grundlage von Stichprobenwerten aus einer Grundgesamtheit⁷⁴ (Population) von Objekten ermittelt wurden, galt es analog, die Stichprobenstandardabweichung⁷⁵ $s_{u,i}$ nach Gleichung (3.43) und Gleichung (3.44) für die spezifische Umweltleistung abzuschätzen [116, 140, 141]. Die Vorgehensweise zur Berechnung der Standardabweichung wird nachfolgend erläutert.

$$s_{u,i} = \sqrt{\frac{1}{n-1} \cdot SQ_{u,i}} \quad (3.43)$$

$$SQ_{u,i} = \sum_{i=1}^n (u_{EP,i} - \bar{u}_{EP})^2 \quad (3.44)$$

Oft ist es aufwendig, aus ökonomischer Sicht unververtretbar oder sogar unmöglich, stochastische Analysen an Objekten durchzuführen, wie beispielsweise die Unsicherheitsbestimmung der spezifischen Umweltleistung. Derartige stochastische Problemstellungen lassen sich mittels mathematischer Modelle (Ersatzsysteme) approximativ lösen. Die Modelle basieren dabei auf Methoden der Wahrscheinlichkeitstheorie. Es wird in diesem Zusammenhang auch von sto-

⁷³ Als Residuum (Fehler) wird in der Statistik die Abweichung oder die Differenz zwischen dem mittels der Regressionsfunktion berechneten Funktionswert \hat{Y}_i (Näherungswert) und dem empirischen Wert Y_i (Merkmal, Zufallsgröße) bezeichnet [116].

⁷⁴ „Die Population oder Grundgesamtheit ist die Menge aller Individuen oder Objekte, über die eine Aussage getroffen werden soll.“ [142].

⁷⁵ Die Stichprobenstandardabweichung s ist eine aus der beschreibenden (deskriptiven) Statistik bekannte Maßzahl zur Charakterisierung einer Stichprobe. Sie wird deshalb als empirische Standardabweichung bezeichnet und oft in der schließenden (induktiven) Statistik als bester Schätzwert für die Standardabweichung σ der Grundgesamtheit genutzt. Diese ist ein Maß für die mittlere Abweichung der Zufallswerte vom Erwartungswert (Mittelwert) [116, 117, 142].

chastischer (digitaler) Simulation oder Monte-Carlo-Simulation⁷⁶ gesprochen. Die Basis einer Monte-Carlo-Simulation ist eine Folge von Zufallszahlen, die einer festgelegten Wahrscheinlichkeitsverteilung genügen und beispielsweise mittels eines Computers erzeugt werden können. Mithilfe dieser Zufallsexperimente ist im stochastischen Modell eine Vielzahl von Funktionswerten generierbar. Die Ergebnisse lassen sich anschließend mit den Methoden der beschreibenden (deskriptiven) und schließenden (induktiven) Statistik untersuchen. Deren Auswertung liefert wiederum Näherungswerte für das zu untersuchende stochastische Problem [116, 117].

Für die in dieser Arbeit zu lösende statistische Problemstellung der Unsicherheitsbestimmung und der zu ermittelnden Stichprobenstandardabweichung $s_{u,i}$ wurde die Monte-Carlo-Methode angewendet. Hiermit war es möglich, auch ohne vorhandene Unsicherheitsinformationen im generischen Dateninput sowie ohne aufwendige und komplexe Untersuchungen der Fortpflanzung von Unsicherheiten im Sachbilanzmodell, zumindest vereinfacht die Unsicherheit der spezifischen Umweltleistung abzuschätzen. Als mit Unsicherheiten behaftete Größen wurden die nicht gewichteten normierten spezifischen Umweltleistungen $u_{k,oG}$, aggregiert je Schadenskategorie⁷⁷, und die jeweiligen Gewichtungsfaktoren G_k angenommen (Abschnitt 3.2.4.3).

Gemäß Gleichung (3.43) und Gleichung (3.44) müssen für die Berechnung der Standardabweichung einer Stichprobe (Zufallsstichprobe) der Stichprobenumfang n , die Zufallswerte u_i und der Mittelwert⁷⁸ \bar{u} bekannt sein. Der Stichprobenumfang kann für die Simulation entweder willkürlich⁷⁹ gewählt oder, wie in dieser Arbeit bevorzugt, reproduzierbar bestimmt werden. Für die Berechnung des Stichprobenumfangs n ist die aus der praktischen Statistik (Methoden der Datenerhebung, Stichprobenplanung) abgeleitete Gleichung (3.45) nutzbar.⁸⁰

$$n \geq \frac{P \cdot (1 - P)}{\frac{\epsilon^2}{z^2} + \frac{P \cdot (1 - P)}{N}} \quad (3.45)$$

Sie erlaubt die näherungsweise Bestimmung des Umfangs einer einfachen Zufallsstichprobe, der mindestens erforderlich ist, um mit einer gewünschten statistischen Genauigkeit von der Stichprobe auf die Grundgesamtheit schließen zu können [142, 143]. Um dies zu gewährleisten, sind für die in Gleichung (3.45) enthaltenen Größen geeignete Annahmen zu treffen.

Der sogenannte Anteilsschätzer P , der Werte zwischen 0 und 1 annehmen kann, quantifiziert

⁷⁶ Die Monte-Carlo-Methode wird zur näherungsweisen Lösung von Gleichungen, Differenzialgleichungen, Integralen, deterministischen Fragestellungen oder bei Meß- und Prüfungsvorgängen genutzt [117].

⁷⁷ Es sind die vorgelagerten Unsicherheiten weiterer in das Gesamtergebnis eingehender Größen als inkludiert angenommen worden.

⁷⁸ Wird oft als bester Schätzer für den unbekanntem Erwartungswert einer Grundgesamtheit angenommen [116]. Er entspricht sowohl der balanzierten spezifischen Umweltleistung als auch der simulativ bestimmten spezifischen Umweltleistung.

⁷⁹ Vorgabe eines Startwertes mit anschließender Überprüfung und Anpassung, bis die Werteänderung innerhalb eines zuvor definierten Schwellenbereichs liegt.

⁸⁰ Die Herleitung der Gleichung (3.45) ist in der angegebenen Literatur [142] ausführlich beschrieben. Sie gilt für die Annahme einer endlichen Grundgesamtheit.

den Anteil der Werte, die unter- oder oberhalb des Mittelwertes der Grundgesamtheit zu erwarten sind. Da hierzu keine Kenntnisse vorliegen, wurde der ungünstigste Fall (Worst-Case-Szenario) und für den Anteilsschätzer $P = 0,5$ angenommen [142]. Die zweite Größe, die relative Genauigkeit⁸¹ ε , beschreibt die erwartete relative Abweichung des Stichprobenmittelwertes vom Mittelwert der Grundgesamtheit [143]. Sie wurde mit einem Wert von $\varepsilon = 0,01$ festgelegt und entspricht einer Abweichung von einem Prozent. Das Quantil z (z -Wert, zentrale Wahrscheinlichkeit) der Standardnormalverteilung ist ein Maß für die Sicherheit, mit der die Stichprobe die Grundgesamtheit repräsentiert. Es wurde für die gewünschte statistische Wahrscheinlichkeit von 99,5% ein Wert $z = 2,58$ eingesetzt [141]. Als letzte Größe ist der Umfang N der geschätzten Grundgesamtheit festzulegen. Hierbei wurde von der Überlegung ausgegangen, dass sich insbesondere die Gewichtungsfaktoren theoretisch durch eine Befragung der gesamten deutschen Bevölkerung ermitteln lassen (Abschnitt 3.2.4.3). Da dies mit vertretbarem Aufwand kaum möglich ist, würde sicher eine Befragung mittels einer Zufallsstichprobe aus der endlichen Grundgesamtheit „deutsche Bevölkerung“ realisiert. Diese beträgt derzeit etwa $N = 82.670.000$ Einwohner. Ausgehend von den angenommenen Werten ergibt sich nach Gleichung (3.45) ein Stichprobenumfang von $n \geq 16.638$ Zufallswerten (theoretisch notwendige Befragungen).

Die Bestimmung der Zufallswerte $u_{EP,i}$ für die spezifische Umweltleistung erfolgte durch eine Monte-Carlo-Simulation mit dem Mathematikprogramm Mathcad Prime [144]. Hierzu wurde ein Modell erstellt, innerhalb dessen für die Kernfunktion nach Gleichung (3.46) Funktionswerte aus zufällig generierten Variablen (Pseudozufallszahlen⁸²) jeweils vom Stichprobenumfang $n = 16.638$ berechnet wurden.

$$u_{EP,i} = \frac{1.000}{g_{HH} + g_{ED} + g_{RA}} \cdot (g_{HH} \cdot u_{HH.oG} + g_{ED} \cdot u_{ED.oG} + g_{RA} \cdot u_{RA.oG}) \quad (3.46)$$

Die Gleichung (3.46) entspricht näherungsweise dem bereits aus Abschnitt 3.2.4 bekannten Zusammenhang für die Bestimmung der aggregierten spezifischen Umweltleistung u_i . Sie wurde jedoch um den Quotienten vor dem Klammerausdruck erweitert. Die Notwendigkeit dieses Terms liegt in der Definition der Gewichtung und der Simulation der Gewichtungsfaktoren⁸³ g begründet (Abschnitt 3.2.4.3). Da die Summe der Gewichtungsfaktoren gemäß gewählter Wirkungsabschätzungsmethode immer 1.000 ergeben muss, war dies auch für die simulierten Gewichtungsfaktoren zu beachten.

Im Modell wurde für jeden der drei Gewichtungsfaktoren ein gültiger, realistischer Bereich

⁸¹ Wird in Gleichung (3.45) für die Anteilsschätzer P eine geschätzte Standardabweichung eingesetzt, dann ist die absolute Genauigkeit zu verwenden. Außerdem sind je nach Literaturquelle unterschiedliche Formelzeichen für die Genauigkeit zu finden, z. B. e statt ε [142].

⁸² Der Begriff wird verwendet, wenn die Zufallszahlen auf dem Computer mittels deterministischer Rekursionsformeln generiert werden [116]. Hierzu stehen, wie auch in dieser Arbeit genutzt, in vielen Berechnungsprogrammen entsprechende Zufallszahlengeneratoren zur Auswahl.

⁸³ Es wurde zur Unterscheidung zwischen simulativ bestimmten und den der Wirkungsabschätzungsmethode entnommenen Gewichtungsfaktoren für erstere der Kleinbuchstabe g verwendet.

für die zufällig generierten Werte von 0 bis 1.000 vorgegeben. Aufgrund der Zufälligkeit der jeweils generierten Werte in diesem Bereich können sich jedoch Konstellationen ergeben, bei denen die Summe aus den Gewichtungsfaktoren ungleich 1.000 ist. Mit dem Quotienten wird sichergestellt, dass die jeweils erzeugten Faktoren auf die vorgegebene Gewichtungssumme gemäß Simulation aufgeteilt werden.

Die Simulation wurde für zwei Szenarien durchgeführt. Szenario 1 unterstellt gemäß Gleichung (3.47), dass sowohl die Gewichtungsfaktoren als auch die normierten, nicht gewichteten spezifischen Umweltleistungen in Gleichung (3.46) als Variablen mit Unsicherheiten behaftet sind.

$$u_{EP,1} = f(g_{HH}, g_{ED}, g_{RA}, u_{HH,0G}, u_{ED,0G}, u_{RA,0G}) \quad (3.47)$$

Im Szenario 2 wurde nach Gleichung (3.48) davon ausgegangen, dass lediglich die Gewichtungsfaktoren unsicher sind.

$$u_{EP,2} = f(g_{HH}, g_{ED}, g_{RA}) \quad (3.48)$$

Neben der Kernfunktion und den zugehörigen Variablen mussten für die Monte-Carlo-Simulation weitere Parameter und Rahmenbedingungen festgelegt werden. Hierzu gehörten die Wahl der Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion, der die generierten Zufallszahlen je Variable (Gewichtungsfaktoren, spezifische Umweltleistung) folgen sollen, die zugehörigen Standardabweichungen sowie die jeweiligen Mittelwerte der Variablen, um die die Zufallswerte simulativ mit der gewählten Verteilung streuen sollen.

Da hinsichtlich der Verteilungsfunktion keine empirischen Erkenntnisse⁸⁴ vorlagen, wurde für alle Variablen die Normalverteilung angenommen. Die Bestimmung der zugehörigen Standardabweichung erfolgte unter Festlegung eines Variationskoeffizienten⁸⁵ v für die Variablen. So wurde für die Gewichtungsfaktoren $v_G = 0,25$ (25%) und für die spezifischen Umweltleistungen $v_U = 0,10$ (10%) festgelegt. Aus den nach diesen Vorgaben simulierten Zufallswerten $u_{EP,i}$ für die spezifische Umweltleistung konnte auch der arithmetische Mittelwert \bar{u}_{EP} der Stichprobe berechnet werden. Er entspricht näherungsweise dem ökobilanziell ermittelten Wert der spezifischen Umweltleistung.

Die aus diesen Angaben berechneten jeweiligen Stichprobenstandardabweichungen $s_{U,i}$ (Glei-

⁸⁴ In Ökobilanzen werden vordergründig masse-, energie- und zeitbezogene In- und Outputflüsse bilanziert. Diese können keine negativen Werte annehmen. Aus diesem Grund erscheint es sinnvoll, so wie innerhalb der ecoinvent-Datenbanken standardisiert [138], die logarithmische Normalverteilung anzuwenden. In dieser Arbeit wurde jedoch einheitlich die Gaußsche Normalverteilung für das Generieren der Zufallszahlen genutzt, da aufgrund der vorgegebenen Variationskoeffizienten v die Wahrscheinlichkeit für das Generieren negativer Werte vernachlässigbar klein sein sollte.

⁸⁵ In dieser Arbeit quantifiziert der Variationskoeffizient v das Verhältnis der Stichprobenstandardabweichung s zum (arithmetischen) Mittelwert der Stichprobe [141].

chung (3.43)) sind den Tabellen im Anhang B.2 zu entnehmen. Ebenso enthalten sind die resultierenden Variationskoeffizienten v . Die Werte liegen im Szenario 1 für die spezifischen Umweltleistungen der Anlagenkomponenten im Bereich von 12,0% bis 24,0% und für die Endenergieträger im Bereich von 7,4% bis 16,6%. Im Szenario 2, bei ausschließlicher Berücksichtigung von Unsicherheiten in den Gewichtungsfaktoren, bewegen sich die Werte für die spezifischen Umweltleistungen der Anlagenkomponenten im Bereich von 11,2% bis 22,0% und für die Endenergieträger im Bereich von 2,8% bis 15,4%. Dies zeigt, dass die Abweichungen im Szenario 1 nicht signifikant höher sind als im Szenario 2 und bestätigt den geringen Einfluss der angenommenen Unsicherheit ($v_{U_i} = 0,10$) der nicht gewichteten spezifischen Umweltleistungen. Zusätzliche Informationen zur durchgeführten Monte-Carlo-Simulation sind den beigefügten Berechnungsblättern im Anhang B.2 zu entnehmen.

Abschließend ist anzumerken, dass die simulierten Stichprobenstandardabweichungen $s_{u,i}$ nur unter den getroffenen Annahmen gelten. Sie konnten aus Unkenntnis über die tatsächlichen Abweichungen nur mittels stochastischer (digitaler) Simulation (Monte-Carlo-Simulation) abgeschätzt werden. Zudem sind die Ergebnisse vorrangig dazu gedacht, die Empfindlichkeit (Sensitivität) der resultierenden gewichteten spezifischen Umweltleistungen auf Änderungen der Gewichtungsfaktoren und der vorgelagerten nicht gewichteten spezifischen Umweltleistungen anzuzeigen. Sie sind keineswegs als absolut anzusehen und sollten, insbesondere weil die ermittelten spezifischen Umweltleistungen selbst nur potenzielle Wirkungen quantifizieren (Abschnitt 3.2.4), nicht überbewertet werden.

3.3 Wirtschaftlichkeitsbewertung

3.3.1 Vorgehensweise

Zur Abschätzung eines monetären Produktsystemnutzens gemäß DIN EN ISO 14045 [11] wurde für die „Erfurter Methode“ als alleinige Wirkungskategorie die Wirtschaftlichkeit W in Analogie zur Umweltleistung U festgelegt. Zur Quantifizierung der Wirtschaftlichkeit (Vorteilhaftigkeit) einer Investition ist derzeit als einziger Indikator der Kapitalwert K vorgesehen.

Hierbei werden ganzheitlich die sogenannten Lebenszykluskosten (LCC) ermittelt. Das sogenannte Life Cycle Costing berücksichtigt nicht nur die Anschaffungskosten, sondern auch die Kosten der Nutzung (Betriebskosten, Instandhaltungskosten, Energie- und Verbrauchskosten) und der Entsorgung eines Produktes [35, 145]. Zur Bestimmung von Lebenszykluskosten, möglichst bereits mit der Sachbilanz, sind Normen und Richtlinien hilfreich, z. B. die DIN EN 60300-3-3 [146] oder die VDI 2884 [145]. Explizit für die Bewertung der Wirtschaftlichkeit gebäudetechnischer Anlagen werden mit breiter Akzeptanz in der Branche die VDI 2067 [8] und die VDI 6025 [9] genutzt (Abschnitt 2.3.4, Abschnitt 3.1.1, Abschnitt 3.2.2.1).

Die Festlegung der Wirtschaftlichkeit als Produktsystemnutzen erfolgte zudem mit Blick auf die im Abschnitt 3.1.2 beschriebene Zielgruppe (Stakeholder) der „Erfurter Methode“.

Auch wenn für einen Anlagenplaner tendenziell der funktionelle Nutzen im Vordergrund steht, so erfolgt der Planungsauftrag überwiegend auf Initiative eines Investors. Für den Investor, der gleichzeitig Betreiber oder Nutzer sein kann und die Funktion einer Anlage voraussetzt, sind wiederum wirtschaftliche, also geldwerte (monetäre) Aspekte wichtiger.

Der Ablauf der Wirtschaftlichkeitsbewertung im Rahmen der „Erfurter Methode“ folgt im Wesentlichen den Grundzügen der Kapitalwertmethode⁸⁶ nach VDI 6025 [9] und den Vorgaben der VDI 2067 [8]. Er wurde jedoch dem Formalismus der Umweltbewertung der „Erfurter Methode“ angepasst.

So ergibt sich die Wirtschaftlichkeit W gemäß Gleichung (3.49) ebenso aus einem durch die Anlagenkomponenten und einem durch die Endenergieträger bestimmten Anteil.⁸⁷

$$W = (-W_A) + W_E \quad (3.49)$$

Aufgrund der ähnlichen Verfahrensweise zur Umweltbewertung sind auch bei der Wirtschaftlichkeitsberechnung nur wenige und nahezu identische Auslegungsgrößen der Planung sowie spezifische Kosten oder Erlöse⁸⁸ je Anlagenvariante notwendig (Abschnitt 3.2.2).

Grundsätzlich werden zu Beginn die als Wirtschaftlichkeit bezeichneten Zahlungen einer preisdynamischen Zahlungsfolge je Anlagenkomponente oder je Endenergieträger ermittelt. Nachfolgend sind hieraus die kumulierte Wirtschaftlichkeit der Anlagenkomponenten W_A und der Endenergieträger W_E zu bestimmen.

Beide Werte bilden zusammen nach Gleichung (3.49) die Wirtschaftlichkeit W der betrachteten Anlagenvariante (Bild 3.2).

Die Wirtschaftlichkeit wird im weiteren Bewertungsablauf ähnlich der Umweltleistung zur Berechnung des Wirtschaftlichkeitsindikators WI benötigt (Abschnitt 3.2.3, Bild 3.3).

Der Ablauf gemäß Bild 3.28 ist gleichermaßen für jede Anlagenvariante zu wiederholen.

⁸⁶ Die Kapitalwertmethode ist ein Verfahren der dynamischen Investitionsrechnung, bei dem alle über den Lebenszyklus, beispielsweise einer wärmetechnischen Anlage, auftretenden Zahlungen (Zahlungsreihe) auf den Investitionszeitpunkt (Anfangszeitpunkt) diskontiert werden. Mit dem daraus resultierenden Kapitalwert lässt sich die Wirtschaftlichkeit der Investition bzw. Zahlungsfolge beurteilen [35, 71].

⁸⁷ Da es sich nach der im Abschnitt 3.3.2.1 beschriebenen Definition der Wirtschaftlichkeit W um eine Bilanzierung von Ausgaben und Einnahmen handelt, sei angemerkt, dass Kosten mit einem negativen Vorzeichen sowie Einnahmen oder Erlöse mit einem positiven Vorzeichen in die Wirtschaftlichkeitsbewertung nach der „Erfurter Methode“ eingehen (Gleichung (3.49), Gleichung (3.74)) [8, 9].

⁸⁸ Die spezifischen Kosten und Erlöse stehen analog zur spezifischen Umweltleistung u bei der Umweltleistungsberechnung (Abschnitt 3.2.1).

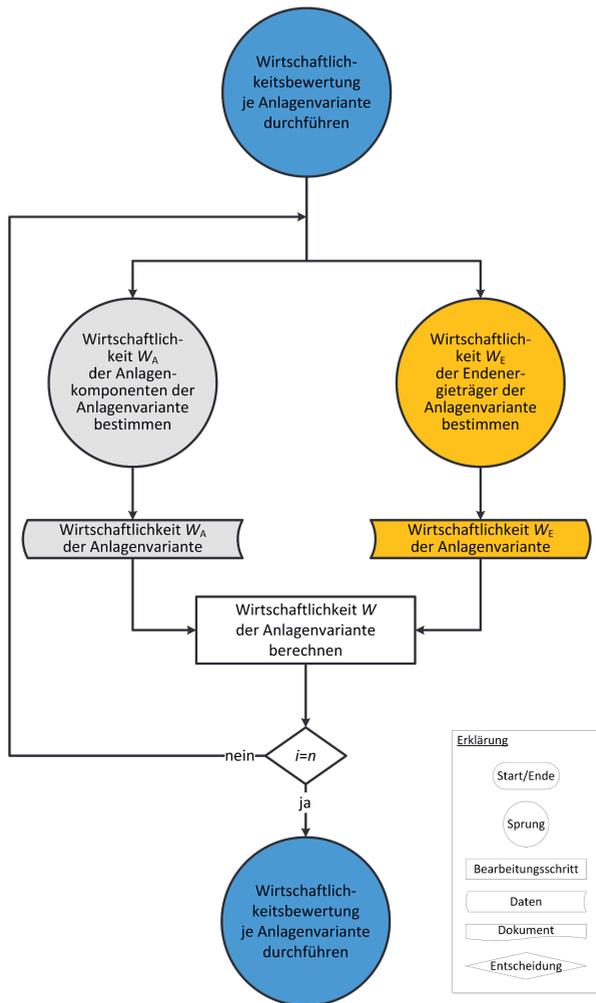


Bild 3.28: Ablauf der Wirtschaftlichkeitsbewertung nach der „Erfurter Methode“.

3.3.2 Wirtschaftlichkeit

3.3.2.1 Definition

Bevor auf die einzelnen Größen, die Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit W haben, eingegangen wird, soll der Begriff *Wirtschaftlichkeit* geschärft werden.

Im Rahmen der „Erfurter Methode“ wird unter dem Begriff *Wirtschaftlichkeit* synonym der Kapitalwert als Beurteilungsgröße der Vorteilhaftigkeit^a einer Investition verstanden.

^a Es gelten hinsichtlich der Vorteilhaftigkeit die bereits im Abschnitt 2.2.2 eingeführten Kriterien.

Es wird bewusst nicht die Bezeichnung *Kapitalwert* verwendet, da der allgemeinere Ausdruck *Wirtschaftlichkeit* ermöglicht, auch alternative oder zusätzliche Indikatoren⁸⁹ unter gleicher Benennung einzuführen.

Als Maßeinheit für die Wirtschaftlichkeit W wurde naheliegend die Währungseinheit Euro gewählt.

$$[W] = \text{€}$$

3.3.2.2 Anlagenkomponenten

In Anlehnung an die zuvor genannten Richtlinien setzt sich die Wirtschaftlichkeit W_A für Anlagenkomponenten primär aus den Barwerten der kapitalgebundenen, betriebsgebundenen sowie sonstigen Zahlungen⁹⁰ zusammen. Diese nachfolgend vorgestellten Größen werden zunächst für jede Komponente bestimmt, anschließend je Anlagenbereich und abschließend für die gesamte Anlagenvariante aufsummiert. Wie hierbei grundsätzlich vorzugehen ist, zeigt Bild 3.29.

Anlagenkomponente

Zu den kapitalgebundenen Zahlungen zählen im Wesentlichen die Investitionszahlung $A_{0,i}$ (Herstellungskosten), die Zahlungen für Ersatzbeschaffungen, beziffert mit dem Barwert⁹¹ $A_{k,i}$,

⁸⁹ Weitere denkbare Indikatoren wären die Annuität AN oder die Amortisationsdauer TA (Abschnitt 2.2.2) [9]. Sollen mehrere Indikatoren genutzt und aggregiert werden, so sind hinsichtlich der Klassifizierung, der Charakterisierung, der Normierung und der Gewichtung Festlegungen zu treffen, ähnlich wie bei der Wirkungsabschätzung innerhalb einer Ökobilanz (LCA).

⁹⁰ Da wärmetechnische Anlagen in Gebäuden primär mit Kosten und weniger mit Einnahmen oder Erlösen verbunden sind, dieses sich aber künftig ändern kann (Mietstrom, virtuelle Kraftwerke), wird der neutrale Begriff der Zahlung verwendet.

⁹¹ Es wurde das Formelzeichen A aus der VDI 2067 [8] und nicht das in der VDI 6025 [9] vorgeschlagene Formelzeichen B für den Barwert gewählt. In dieser Arbeit wird es synonym für Ein- und Auszahlungen bzw. die Barwerte einer preisdynamischen Zahlungsfolge genutzt.

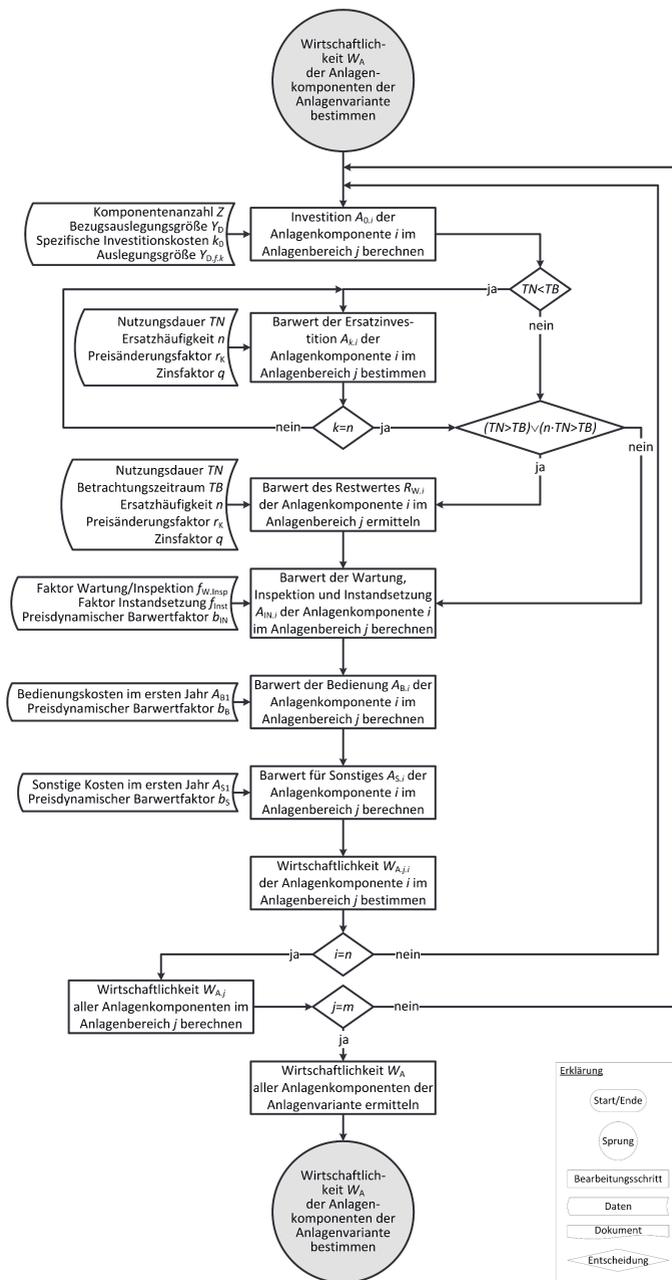


Bild 3.29: Ablauf zur Bestimmung der Wirtschaftlichkeit von Anlagenkomponenten nach der „Erfurter Methode“.

und die Zahlung des Restwertes als Gutschrift zur jeweiligen Anlagenkomponente, erfasst mit dem Barwert $R_{W,i}$.

Die betriebsgebundenen Zahlungen berücksichtigen die Bereiche Wartung, Inspektion sowie Instandsetzung und werden mit dem Barwert $A_{|N,i}$ quantifiziert. Auch wenn Zahlungen zur Anlagenbedienung oft vernachlässigt werden, so lassen sie sich mit Blick auf eine ganzheitliche Bewertung mittels des Barwertes $A_{B,i}$ berücksichtigen.

Ebenso oft ausgelassen werden die sonstigen Zahlungen, die, wie Gleichung (3.50) zeigt, mit dem Barwert $A_{S,i}$ berücksichtigt werden können.

$$W_{A,j,i} = A_{0,i} + \sum_{k=1}^{n_i} A_{k,i} + A_{|N,i} + A_{B,i} + A_{S,i} - R_{W,i} \quad (3.50)$$

Mit Ausnahme der Investitionszahlung $A_{0,i}$ handelt es sich bei den übrigen Zahlungsanteilen nach Gleichung (3.50) um Zahlungen, die entweder jährlich gleichbleibend wiederkehren (preisdynamische Zahlungsfolge) oder zeitlich versetzt zum Betrachtungszeitpunkt (Investitionszeitpunkt) auftreten.

Derartige Zahlungen müssen für den Kostenvergleich, zur Berücksichtigung von zu unterschiedlichen Zeitpunkten auftretenden Zinseszinsseffekten, Teuerungsraten und der Inflation, zusammen mit dem jeweiligen preisdynamischen Barwertfaktor b nach Gleichung (3.51), dem Zinsfaktor q und dem jeweiligen Preisänderungsfaktor r auf einen einheitlichen Anfangszeitpunkt bezogen werden. Bei der „Erfurter Methode“ ist dies der Investitionszeitpunkt zu Beginn des Betrachtungszeitraums TB .

$$b = \frac{1 - \left(\frac{r}{q}\right)^{TB}}{q - r} \quad (3.51)$$

Investition

Die Investitionszahlung $A_{0,i}$ kann vereinfacht und analog zu Gleichung (3.3) gemäß Gleichung (3.52) berechnet werden.

$$A_{0,i} = k_{0,i} \cdot Y_{D,i} \cdot Z_i \quad (3.52)$$

$$k_{0,i} = f(Y_{D,f,k}) \quad (3.53)$$

Nach diesen Gleichungen setzt sich die Investitionszahlung $A_{0,i}$ einer Anlagenkomponente i aus deren spezifischen Investitionskosten $k_{0,i}$, der Bezugsauslegungsgröße $Y_{D,i}$ und der Komponentenanzahl Z_i zusammen. Die spezifischen Investitionskosten $k_{0,i}$ können vom Planer beispielsweise mit Hilfe allgemeiner [147–149] oder selbst ermittelter Kostenfunktionen für die einzelnen Anlagenkomponenten abgeschätzt werden.

Sie sind dabei oft, ähnlich den Skalierfaktoren und wie Gleichung (3.53) zeigt, von weiteren Auslegungsgrößen $Y_{D,f,k}$ abhängig (Abschnitt 3.2.2.2).⁹²

Barwert der Ersatzinvestition

Der Barwert $A_{k,i}$ ist für jede beliebige Ersatzinvestition einer Anlagenkomponente i allgemein nach Gleichung (3.54) bestimmbar. Hierzu werden lediglich die Investitionszahlung $A_{0,i}$, der Zinsfaktor q , der Preisänderungsfaktor r_K , die Ersatzhäufigkeit n_i sowie die Nutzungsdauer TN_i benötigt.

$$A_{k,i} = A_{0,i} \cdot \left(\frac{r_K}{q} \right)^{n_i \cdot TN_i} \quad (3.54)$$

Barwert der Wartung, Inspektion und Instandsetzung

Der Barwert $A_{IN,i}$ lässt sich näherungsweise, auf Basis der in der VDI 2067 [8] angegebenen Faktoren für Wartung und Inspektion $f_{W.Insp}$ sowie Instandsetzung f_{Inst} , aus der Investitionszahlung $A_{0,i}$ abschätzen und nach Gleichung (3.55) berechnen.

$$A_{IN,i} = A_{0,i} \cdot b_{IN} \cdot (f_{W.Insp,i} + f_{Inst,i}) \quad (3.55)$$

Barwert der Bedienung

Zur Berechnung des Barwertes $A_{B,i}$ der Zahlungen für Bedienung werden zunächst die Bedienungskosten $A_{B1,i}$ im ersten Jahr benötigt. Diese als gleichbleibende Zahlungsfolge angenommenen Kosten lassen sich beispielsweise mit Hilfe der in der VDI 2067 [8] angegebenen Bedienstunden und einem selbst gewählten Kostensatz pro Bedienstunde bestimmen. Zusammen mit dem zugehörigen Barwertfaktor b_B ergibt sich nach Gleichung (3.56) abschließend der Barwert der Bedienung.

$$A_{B,i} = A_{B1,i} \cdot b_B \quad (3.56)$$

Barwert für Sonstiges

Sonstige Zahlungen müssen anlagenspezifisch mit gesonderten, meist ortstypischen, pauschalen Kostensätzen berücksichtigt werden. Auch hier sind zunächst die sonstigen Kosten $A_{S1,i}$ im ersten Jahr zu ermitteln. Sie ergeben durch Multiplikation mit dem Barwertfaktor b_S gemäß Gleichung (3.57) letztlich den Barwert $A_{S,i}$ für Sonstiges.

⁹² Es sei darauf hingewiesen, dass die spezifischen Produktpreise alle Herstellungskosten enthalten, einschließlich der Errichtungs- und Einbaukosten, der Nebenkosten sowie der Steuern. Sie entsprechen letztlich dem Kundenverkaufspreis. Zudem wäre es sinnvoll, künftig auch Entsorgungskosten (Transport, Recycling, Deponierung) zu erfassen, im Sinne einer Entsorgungszahlung am Ende des Betrachtungszeitraums. Diese ließen sich ähnlich einer Ersatzinvestition behandeln und entsprechend diskontieren.

$$A_{S,i} = A_{S1,i} \cdot b_S \quad (3.57)$$

Barwert des Restwertes

Der Barwert des Restwertes $R_{W,i}$ einer Anlagenkomponente i ist dann zu ermitteln, wenn deren Nutzungsdauer TN_i länger als der Betrachtungszeitraum TB ist. Übersteigt hingegen der Betrachtungszeitraum die Nutzungsdauer, so muss nicht die Investitionszahlung $A_{0,i}$, sondern die entsprechende Ersatzinvestition linear abgeschrieben werden [8]. Gleichung (3.58) berücksichtigt diesen Umstand unter Zuhilfenahme des Zinsfaktors q , des Preisänderungsfaktors r_K und der Ersatzhäufigkeit n_i .

$$R_{W,i} = A_{0,i} \cdot r_K^{n_i \cdot TN_i} \cdot \frac{(n_i + 1) \cdot TN_i - TB}{TN_i} \cdot \frac{1}{q^{TB}} \quad (3.58)$$

Gesamtwirtschaftlichkeit

Aus der Wirtschaftlichkeit $W_{A,j,i}$ (Gleichung (3.50)) der jeweiligen Anlagenkomponenten wird im Anschluss zunächst die Wirtschaftlichkeit $W_{A,j}$ eines Anlagenbereichs j gemäß Gleichung (3.59) ermittelt.

$$W_{A,j} = \sum_{i=1}^n (W_{A,j,i}) \quad (3.59)$$

Die finale Berechnung der Wirtschaftlichkeit W_A einer Anlagenvariante erfolgt durch das Summieren der Wirtschaftlichkeit aller Anlagenbereiche nach Gleichung (3.60).

$$W_A = \sum_{j=1}^m (W_{A,j}) \quad (3.60)$$

3.3.2.3 Endenergieträger

Die bei Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen von wärmetechnischen Anlagen zu berücksichtigenden bedarfsgebundenen Zahlungen (Kosten, Erlöse) im Betrachtungszeitraum TB werden bei der „Erfurter Methode“ mit der Wirtschaftlichkeit W_E für Endenergieträger erfasst (Gleichung (3.49)). Bild 3.30 zeigt den zugehörigen Berechnungsablauf. Wie auch zur Analyse der Umweltleistung von Endenergieträgern erfolgt die Ermittlung differenziert nach Endenergie, Hilfsenergie und allokativen Anteilen.

Endenergie

Zur Berechnung der Wirtschaftlichkeit $W_{E,E,j,i}$ eines Endenergieträgers i im Funktionsbereich j müssen die bedarfsgebundenen Zahlungen $A_{V1,j,i}$ (Kosten) im ersten Jahr und der preisdynamische Barwertfaktor b_V bekannt sein. Die Zahlungen $A_{V1,j,i}$ für den jeweiligen Endenergieträger

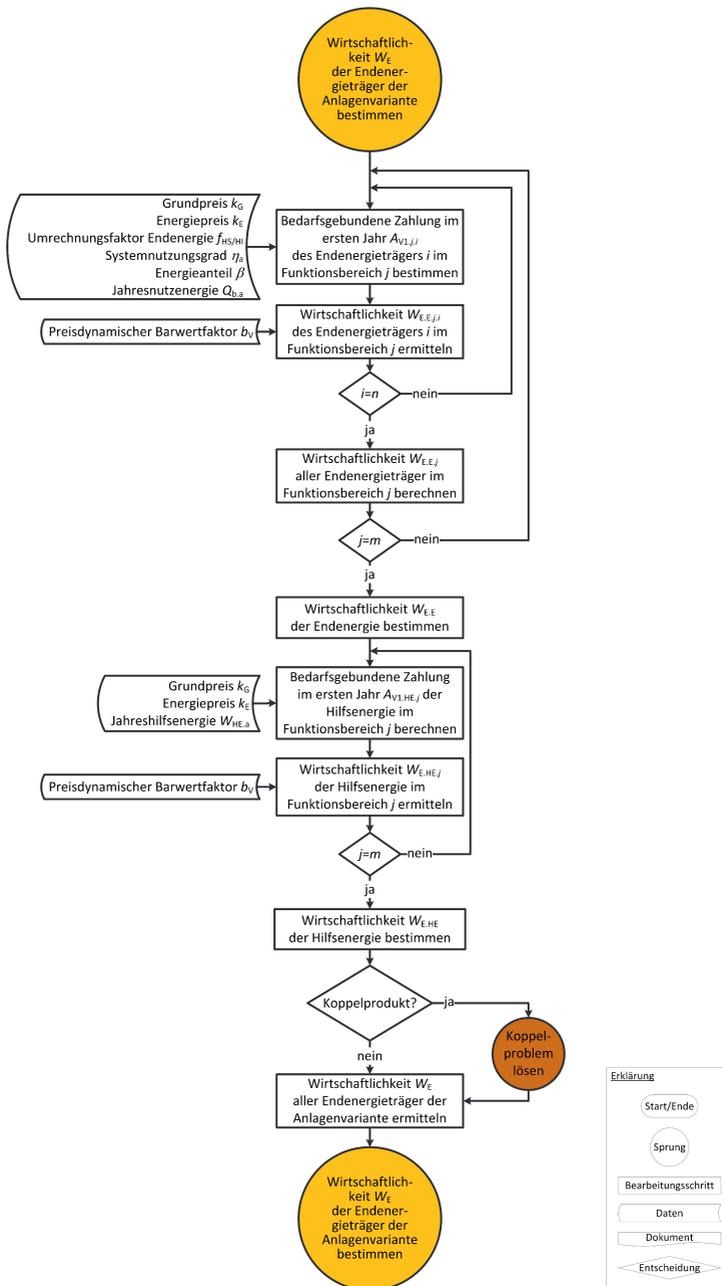


Bild 3.30: Ablauf zur Bestimmung der Wirtschaftlichkeit von Endenergieträgern nach der „Erfurter Methode“.

lassen sich, ähnlich wie bei der Umweltleistung, aus endenergieträgerbezogenen Größen, wie den spezifischen Kosten $k_{E,i}$ (Energiepreis), dem Umrechnungsfaktor $f_{H_s/H_t,i}$, dem Jahressternnutzungsgrad $\eta_{a,j,i}$, dem Energieanteil $\beta_{j,i}$ sowie der jährlichen gebäudespezifischen Nutzenergie $Q_{b,a,j}$ ⁹³, und jährlichen Grundkosten $k_{G,i}$ (Grundpreis) ermitteln. Gleichung (3.61) und Gleichung (3.62) zeigen die mathematischen Zusammenhänge.

$$A_{V1,j,i} = k_{G,i} + \left(k_{E,i} \cdot \frac{1}{f_{H_s/H_t,i}} \cdot \frac{1}{\eta_{a,j,i}} \cdot \beta_{j,i} \cdot Q_{b,a,j} \right) \quad (3.61)$$

$$W_{E.E,j,i} = A_{V1,j,i} \cdot b_V \quad (3.62)$$

Ist die Wirtschaftlichkeit $W_{E.E,j,i}$ jedes zu berücksichtigenden Endenergieträgers bekannt, wird die Wirtschaftlichkeit $W_{E.E,j}$ der Endenergie im Funktionsbereich nach Gleichung (3.63) berechnet.

$$W_{E.E,j} = \sum_{i=1}^n (W_{E.E,j,i}) \quad (3.63)$$

Abschließend können alle Zwischenergebnisse gemäß Gleichung (3.64) zur Wirtschaftlichkeit $W_{E.E}$ zusammengefasst werden.

$$W_{E.E} = \sum_{j=1}^m (W_{E.E,j}) \quad (3.64)$$

Hilfsenergie

Die Wirtschaftlichkeit $W_{E.HE,j}$ entspricht im Kontext der VDI 2067 [8] dem Barwert der Zahlungen für Hilfsenergie im Betrachtungszeitraum TB . Hierzu sind zunächst die zugehörigen bedarfsgebundenen Kosten $A_{V1,HE,j}$ im ersten Jahr nach Gleichung (3.65) aus der Jahreshilfsenergie $W_{HE,a,j}$ des Funktionsbereiches j , den spezifischen Kosten⁹⁴ $k_{E,HE}$ für die Hilfsenergie und den jährlichen Grundkosten $k_{G,HE}$ zu ermitteln.

$$A_{V1,HE,j} = k_{G,HE} + (k_{E,HE} \cdot W_{HE,a,j}) \quad (3.65)$$

Im Anschluss kann nach Gleichung (3.66) aus den zuvor berechneten bedarfsgebundenen Zahlungen, multipliziert mit dem preisdynamischen Barwertfaktor b_V , der Wirtschaftlichkeitsanteil $W_{E,HE,j}$ bestimmt werden.

⁹³ Die benannten Größen sind im Abschnitt 3.2.2.3 beschrieben.

⁹⁴ Die spezifischen Kosten für die Hilfsenergie entsprechen den Endenergiepreisen für die eingesetzten Endenergieträger, üblicherweise der deutsche Strommix, des jeweiligen Versorgers.

$$W_{E,HE,j} = A_{V1,HE,j} \cdot b_V \quad (3.66)$$

Zur Berechnung der gesamten durch die Hilfsenergie bedingten Wirtschaftlichkeit $W_{E,HE}$ je Anlagenvariante sind die Anteile aller Funktionsbereiche gemäß Gleichung (3.67) zu addieren.

$$W_{E,HE} = \sum_{j=1}^m (W_{E,HE,j}) \quad (3.67)$$

Allokation

Auf die Möglichkeiten zur Lösung von Allokationsproblemen beim Vergleich von Anlagenvarianten mit Koppelprodukten wurde bereits im Abschnitt 3.2.2.3 ausführlich eingegangen. Diese können auch für die Wirtschaftlichkeit W_E angewendet werden. Im Folgenden werden die analytischen Formulierungen der drei für die „Erfurter Methode“ vorgeschlagenen Optionen vorgestellt. Die grundsätzliche Vorgehensweise insbesondere zur Umsetzung der Gutschriften- und Exergiemethode zeigt Bild 3.31.

Gutschriftenmethode:

Wird die Gutschriftenmethode⁹⁵ genutzt, müssen die bedarfsgebundenen Zahlungen $A_{V1,All,j,i}$ (Erlöse) im ersten Jahr nach Gleichung (3.68) berechnet werden.

$$A_{V1,All,j,i} = k_{G,All,i} + \left(k_{E,All,i} \cdot \sigma_{ne,A,j,i} \cdot \frac{1}{\eta_{a,oEr,j,i}} \cdot \beta_{j,i} \cdot Q_{b,a,j} \right) \quad (3.68)$$

Hierfür werden analog zur Umweltleistung die gutzuschreibenden jährlichen Erlöse je Endenergieträger i im Funktionsbereich j aus dem spezifischen Erlös $k_{E,All,i}$ (Energiepreis, Einspeisevergütung), der Stromkennzahl $\sigma_{ne,A,j,i}$ und der jährlich abgegebenen Erzeugernutzwärme der KWK-Anlage berechnet.

Die Nutzwärme ist gemäß Abschnitt 3.2.2.3 aus dem Jahressystemnutzungsgrad $\eta_{a,oEr,j,i}$ ohne Erzeugeranteil (Gleichung (3.34)), dem Energieanteil $\beta_{j,i}$ und der jährlichen gebäudespezifischen Nutzenergie $Q_{b,a,j}$ zu berechnen. Es kann vorkommen, dass zusätzlich Grundkosten $k_{G,All,i}$ zu erfassen sind.

Exergiemethode:

Auch wenn die Exergiemethode derzeit kaum angewendet wird, so ist deren Nutzung dennoch denkbar und möglich. Ähnlich wie bei der Umweltleistung im Abschnitt 3.2.2.3 beschrieben, kann

⁹⁵ Die Gutschriftenmethode kommt bei Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen oft zur Anwendung. Sie ist meist die Methode der Wahl, da sich das Allokationsproblem, mittels diskontiertem Erlös (Barwert) aus dem veräußerten Koppelprodukt *Strom* und dessen Subtraktion von den Endenergiekosten, einfach und anschaulich lösen lässt.

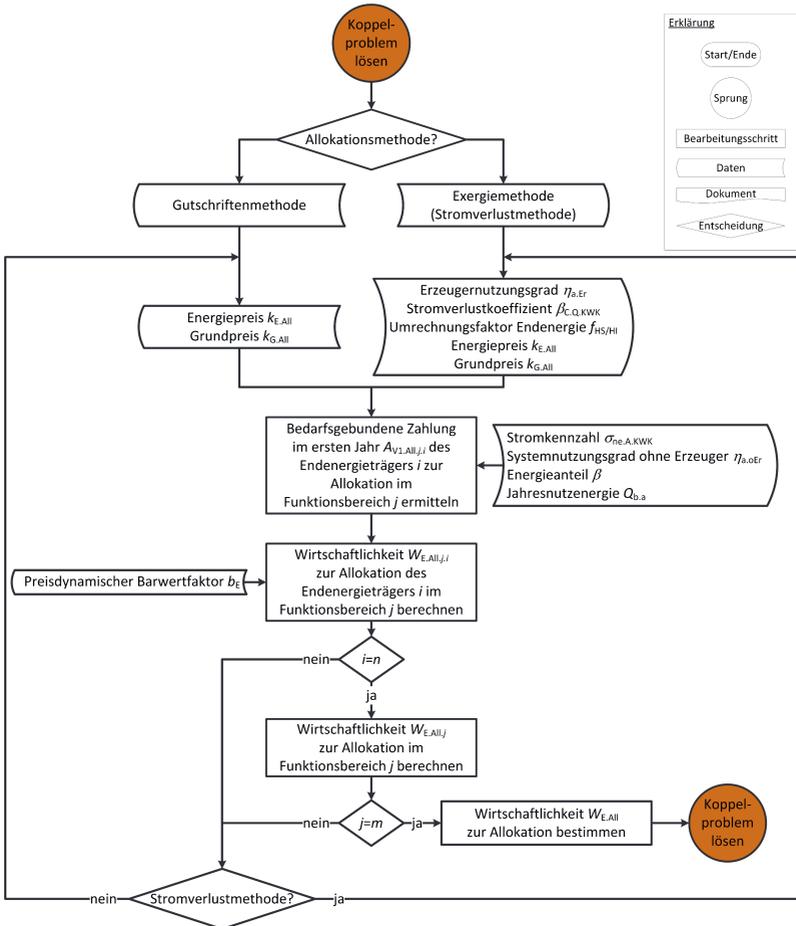


Bild 3.31: Ablauf der Allokation bei der Wirtschaftlichkeitsbewertung nach der „Erfurter Methode“.

zur Allokation der in Gleichung (3.69) gezeigte Ansatz zur Berechnung der bedarfsgebundenen Zahlungen $A_{V1,ALL,j,i}$ im ersten Jahr verwendet werden.

$$A_{V1,ALL,j,i} = k_{G,ALL,i} + \left(k_{E,ALL,i} \cdot \alpha_{A,i} \cdot \frac{1}{f_{H_s/H_i}} \cdot \frac{(\sigma_{ne,A,j,i} + 1)}{\eta_{a,Er,j,i}} \cdot \frac{1}{\eta_{a,oEr,j,i}} \cdot \beta_{j,i} \cdot Q_{b,a,j} \right) \quad (3.69)$$

Er basiert ebenfalls auf dem Ansatz des Arbeitsblattes FW 309-6 [97] zur Bestimmung spezifischer CO₂-Emissionsfaktoren für Fernwärme. Die Gleichung (3.69) enthält nahezu identische Größen wie Gleichung (3.27). Es wurde lediglich die in Gleichung (3.27) enthaltene spezifische Umweltleistung $u_{E,i}$ durch die spezifischen Endenergieträgerkosten⁹⁶ $k_{E,ALL,i}$ ersetzt sowie ein möglicher Grundpreis $k_{G,ALL,i}$ berücksichtigt.

Systemerweiterung:

Formal ist auch die Systemerweiterung anwendbar. Hierzu kann der aus Gleichung (3.68) abgeleitete Ansatz nach Gleichung (3.70) benutzt werden. Es ist zu beachten, dass die bedarfsgebundenen Zahlungen $A_{V1,ALL,j,i}$ im ersten Jahr allen zu vergleichenden Anlagenvarianten ohne Koppelprodukt (Strom) hinzuzurechnen sind. Für die Variante mit dem Koppelprodukt haben sie den Wert 0. Für die spezifischen Kosten $k_{E,ALL,i}$ wird üblicherweise der deutsche Strommix genutzt. Alle anderen Größen in Gleichung (3.70) sind der Variante mit dem Koppelprodukt zu entnehmen.

$$A_{V1,ALL,j,i} = - \left[k_{G,ALL,i} + \left(k_{E,ALL,i} \cdot \sigma_{ne,A,j,i} \cdot \frac{1}{\eta_{a,oEr,j,i}} \cdot \beta_{j,i} \cdot Q_{b,a,j} \right) \right] \quad (3.70)$$

Je nach gewählter Allokationsmethode ist zum Schluss die Wirtschaftlichkeit $W_{E,ALL}$ zur Allokation nach Gleichung (3.73) zu ermitteln. Hierfür wird nach Bild 3.31 und Gleichung (3.71) zunächst aus den bedarfsgebundenen Zahlungen $A_{V1,ALL,j,i}$ im ersten Jahr und dem preisdynamischen Barwertfaktor⁹⁷ b_E die Wirtschaftlichkeit $W_{E,ALL,j,i}$ des Endenergieträgers i im Funktionsbereich j bestimmt. Anschließend wird daraus die Wirtschaftlichkeit $W_{E,ALL,j}$ des Funktionsbereichs als Zwischenergebnis mittels der Gleichung (3.72) generiert. Diese Werte ergeben gemäß Gleichung (3.73) in Summe die Wirtschaftlichkeit $W_{E,ALL}$ zur Allokation.

$$W_{E,ALL,j,i} = A_{V1,ALL,j,i} \cdot b_E \quad (3.71)$$

$$W_{E,ALL,j} = \sum_{i=1}^n (W_{E,ALL,j,i}) \quad (3.72)$$

⁹⁶ Es sind die spezifischen Kosten für den dem BHKW zugeführten Endenergieträger (Brennstoffkosten) einzusetzen.

⁹⁷ Wird die Gutschriftenmethode angewendet, kann für die Erlöse ein eigener Barwertfaktor eingesetzt werden. Für die anderen beiden Allokationsmethoden ist der Barwertfaktor b_V für die bedarfsgebundenen Kosten zu nutzen, da es sich um abzügliche Kosten handelt.

$$W_{E,ALL} = \sum_{j=1}^m (W_{E,ALL,j}) \quad (3.73)$$

Gesamtwirtschaftlichkeit

Sind die Wirtschaftlichkeiten aus Endenergie, Hilfsenergie und einer möglichen Allokation bekannt, lässt sich nach Gleichung (3.74) die endenergeträgerbedingte Wirtschaftlichkeit W_E berechnen.

$$W_E = W_{E,ALL} - (W_{E,E} + W_{E,HE}) \quad (3.74)$$

3.3.3 Wirtschaftlichkeitsindikator

Analog zum Umweltsleistungsindikator UI (Abschnitt 3.2.3) ist ebenso ein Vergleich der Wirtschaftlichkeit W mehrerer Anlagenvarianten als Zwischenergebnis sinnvoll, angezeigt als Rangfolge (Bild 3.3). Mittels dieser Ordnung kann die wirtschaftlichste Anlagenvariante bestimmt werden. Ähnlich zur Umweltleistung U würde hierzu die jeweilige Wirtschaftlichkeit ausreichen. Dennoch wird, mit Blick auf die Ökoeffizienzbewertung (Abschnitt 3.4), eine dimensionslose Kennzahl vorgeschlagen, die die Wirtschaftlichkeit im Verhältnis zur Wirtschaftlichkeit einer Referenzvariante beschreibt.

Diese dimensionslose Kennzahl wird im Rahmen der „Erfurter Methode“ als Wirtschaftlichkeitsindikator WI bezeichnet. Sie quantifiziert gemäß Gleichung (3.75) die relative Abweichung der Wirtschaftlichkeit W einer spezifischen Variante zur Wirtschaftlichkeit W_{Ref} der Referenzvariante (Abschnitt 3.1.2).

$$WI = \frac{W_{Ref} - W}{W_{Ref}} = 1 - \frac{W}{W_{Ref}} \quad (3.75)$$

Nimmt der Wirtschaftlichkeitsindikator WI positive Werte an, ist die Alternative im Vergleich zur Referenz vorteilhafter (wirtschaftlicher). Varianten mit negativen Werten sind unvorteilhafter (weniger wirtschaftlich) als die Referenzvariante.

3.4 Ökoeffizienzbewertung

3.4.1 Ökoeffizienz

Wie im Abschnitt 2.3.5 beschrieben, gibt es hinsichtlich der Definition und der Quantifizierung von Ökoeffizienz keinen Konsens. Vielmehr existieren unterschiedlichste Ansätze parallel.

Grundsätzlich wären die derzeit kaum umsetzbare Ökoeffektivität sowie die Suffizienz als Beurteilungsgrößen zu bevorzugen.

Auch wenn die Steigerung der Ökoeffizienz auf lange Sicht nicht als alleinige Strategie genügen wird, ist sie dennoch als Beurteilungsgröße innerhalb der Effektivitätsbewertung und als derzeit notwendige Übergangslösung sehr wichtig [23, 24]. Insbesondere aus dem zuletzt genannten Grund wurde die Ökoeffizienzstrategie zur Bewertung wärmetechnischer Anlagen nach der „Erfurter Methode“ gewählt und die nachfolgende Definition festgelegt.

Die Ökoeffizienz nach der „Erfurter Methode“, quantifiziert mit dem Ökoeffizienzindikator UWI , zeigt die Vorteilhaftigkeit einer wärmetechnischen Anlage hinsichtlich der beiden Nachhaltigkeitsdimensionen^a Ökologie und Ökonomie auf. Dabei ist die Vorteilhaftigkeit einer Anlage immer mit Bezug auf eine nach dem gleichen Verfahren bewertete Referenzanlage (Mindeststandard) zu sehen. Werden Anlagen auf diese Art und Weise bewertet und verglichen^b, so ist die Anlage mit dem höchsten, positiven Wert zu bevorzugen (absolute Vorteilhaftigkeit). Negative Indikatoren zeigen unvorteilhafte Lösungen an. Liegen ausschließlich negative Ökoeffizienzindikatoren vor, so kann nur die relative Vorteilhaftigkeit bestimmt werden. Es ist dann die Variante mit dem geringsten Betrag zu wählen.^c

^a Die Sichtweisen der Nachhaltigkeit sind im Abschnitt 2.1.1 beschrieben.

^b Bei gleicher Funktion und funktioneller Einheit (Abschnitt 3.1.2).

^c Die Referenzanlage wäre grundsätzlich die vorteilhafteste Lösung, jedoch kann sie nur gewählt werden, wenn sie auch praktisch und nicht nur theoretisch (visionäre Zielvorgabe) umsetzbar ist.

3.4.2 Ökoeffizienzindikator

Eine große Herausforderung bei der Entwicklung der „Erfurter Methode“ war die Verknüpfung des Umweltleistungsindikators U und des Wirtschaftlichkeitsindikators W zum resultierenden Ökoeffizienzindikator UWI gemäß der festgelegten Definition (Abschnitt 3.4.1). Dieser Indikator soll als charakteristische Größe für den Vergleich und die Auswahl von wärmetechnischen Anlagen genutzt werden, mit dem Ziel, hinsichtlich der Umweltleistung und Wirtschaftlichkeit immer die optimale Lösung für ein Gebäude aufzuzeigen.

Obwohl derartige Verknüpfungen umstritten sind, sind sie durchaus üblich und notwendig, wenn es darum geht, komplexe Sachverhalte auf wenige signifikante oder auch nur einen einzigen Parameter zusammenzufassen und zur Entscheidungsfindung zu nutzen. Allerdings sollen die Nachteile, die eine übergreifende Zusammenfassung von Nachhaltigkeitsindikatoren mit sich bringt, nicht verschwiegen werden. So ist es offensichtlich, dass die Transparenz der Bewertung verringert und die Nachvollziehbarkeit der Ergebnisermittlung für den Entscheider erschwert werden. Jedoch hat die Praxis gezeigt, dass eine Verdichtung der Ergebnisse auf repräsentative Werte unter Beachtung dieser Nachteile durchaus möglich ist [33, 43].

Ausgehend von der festgelegten Ökoeffizienzdefinition und unter Berücksichtigung der Anforderungen an eine Aggregation konnte, wie in Gleichung (3.76) zu sehen, mit dem Ökoeffizienzdikator UWI eine geeignete Lösung gefunden werden.

$$UWI = \alpha_{G.UI} \cdot UI + \alpha_{G.WI} \cdot WI \quad (3.76)$$

Die in Gleichung (3.76) enthaltenen Anteilsfaktoren $\alpha_{G.UI}$ und $\alpha_{G.WI}$ ermöglichen eine Gewichtung der jeweiligen Indikatoren. Diese können im Bereich von 0 bis 1 willkürlich festgelegt werden, wobei Gleichung (3.77) gilt.

$$1 = \alpha_{G.UI} + \alpha_{G.WI} \quad (3.77)$$

Es ist auch möglich, durch Umformen der Gleichung (3.77) und Einsetzen in Gleichung (3.76), den Ökoeffizienzdikator nach Gleichung (3.78) oder Gleichung (3.79) mit nur einem gewählten Anteilsfaktor zu berechnen.

$$UWI = (1 - \alpha_{G.WI}) \cdot UI + \alpha_{G.WI} \cdot WI \quad (3.78)$$

$$UWI = \alpha_{G.UI} \cdot UI + (1 - \alpha_{G.UI}) \cdot WI \quad (3.79)$$

Die Option der Gewichtung wurde in die Ökoeffizienzquantifizierung eingeführt, um potenziellen Entscheidern (Stakeholdern) ein Instrument zu geben, mit dem je nach Erfordernis der Schwerpunkt hinsichtlich einer ökologischen oder einer ökonomischen Präferenz gesetzt werden können. Es wird jedoch im Sinne der im Abschnitt 2.1.1 bevorzugten Nachhaltigkeitsdefinition eine Gleichgewichtung ($\alpha_{G.UI} = \alpha_{G.WI} = 0,5$) bei der Anwendung der „Erfurter Methode“ empfohlen.

Wie bereits im Abschnitt 3.2.3 und Abschnitt 3.3.3 erwähnt, zeigt sich bei der Aggregation des Umweltsleistungs- und Wirtschaftlichkeitsindikators nach Gleichung (3.76) zum Ökoeffizienzdikator der Vorteil dimensionsloser Kennzahlen. Da die Berechnung der Indikatoren durch Normierung (identische Bezugsbasis) auf einen Referenzwert der gleichen Kategorie (Umweltsleistung, Wirtschaftlichkeit) erfolgt, entfallen die Einheiten. Auf diese Art und Weise ist es formal möglich und durchaus üblich, auch Größen ohne unmittelbaren Zusammenhang und unterschiedlicher Herkunft zu aggregieren.

3.4.3 Ökoeffizienznomogramm

Neben der analytischen Beschreibung können zur Auswertung und Interpretation der Ergebnisse der Ökoeffizienzbewertung für beide Bewertungspfade (Umweltsleistung, Wirtschaftlichkeit)

3 Methodenentwicklung

sowie deren Verknüpfung zum Ökoeffizienzindikator UWI anschauliche Diagramme genutzt werden. Derartige Werkzeuge⁹⁸ ermöglichen einem Entscheider, sich einfach und schnell einen Überblick zu verschaffen und daraufhin eine Auswahl zu treffen, beispielsweise hinsichtlich einer geeigneten ökoeffizienten wärmetechnischen Anlage für ein Gebäude.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde hierfür ein sogenanntes Ökoeffizienznomogramm entwickelt. Mit diesem lassen sich sowohl die Vorteilhaftigkeit als auch die Untervorteilhaftigkeit von Anlagenvarianten gemeinsam hinsichtlich ihrer Umweltleistung, Wirtschaftlichkeit und Ökoeffizienz nachvollziehbar darstellen und beurteilen. Der Aufbau des Nomogramms wird im Folgenden kurz vorgestellt und ist ohne eingezeichnete Ergebnisse im Bild 3.32 zu sehen.

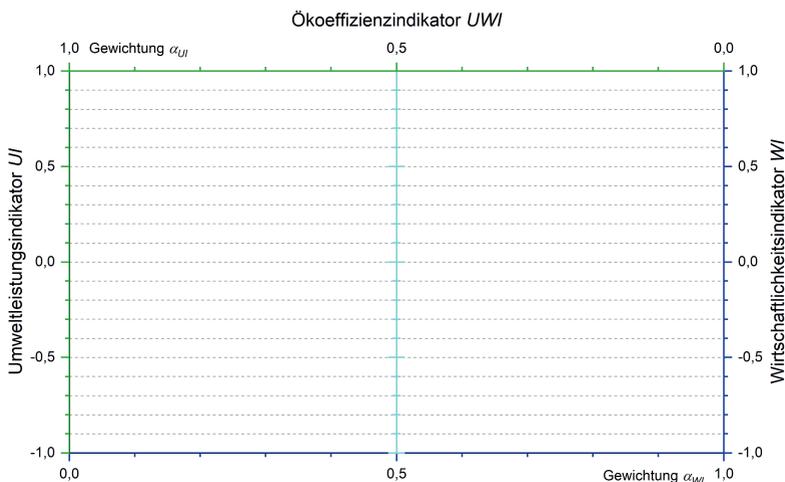


Bild 3.32: Ökoeffizienznomogramm zur Auswertung der Ergebnisse und Auswahl der vorteilhaftesten Anlagenvariante.

Allgemein besteht das Diagramm aus fünf Achsen, wovon die drei vertikalen Achsen die bedeutendsten sind. Auf der linken (grün) und auf der rechten (blau) vertikalen Achse werden der Umweltleistungsindikator UI und der Wirtschaftlichkeitsindikator WI einer jeden Anlagenvariante aufgetragen. An der mittleren (türkis) vertikalen Achse lässt sich der Ökoeffizienzindikator UWI ablesen. Diese Achse ist variabel und kann je nach gewähltem Aufteilungsfaktor α_G (Gewichtung) ihre Position horizontal verändern. Die Aufteilungsfaktoren sind für den Umweltleistungsindikator auf der oberen und den Wirtschaftlichkeitsindikator auf der unteren horizontalen Achse abzutragen. Wird die Standardaufteilung $\alpha_{G,UI} = \alpha_{G,WI} = 0,5$ gewählt, so

⁹⁸ Ein prominentes Beispiel ist das Portfolio-Diagramm im Bild 2.13 nach BASF [31].

ist der Abstand zwischen den Vertikalen identisch. Es ist zu beachten, dass die Achsen gemäß Gleichung (3.77) invertiert im Bereich von 0 bis 1 skaliert sind. Bezüglich der Skalierung der vertikalen Achsen gibt es keine Beschränkung auf -1 bis $+1$. Hier sind theoretisch Werte im Bereich von $-\infty$ bis $+\infty$ möglich.

Durch die gewählte Art der Quantifizierung der Ökoeffizienz bleibt die Position der Bezugspunkte (Referenzvariante, Ref, Bild 3.33) auch bei Hinzunahme einer neuen Variante unverändert, im Gegensatz zum Portfolio-Diagramm nach BASF (Bild 2.13). Die Referenz lässt sich, wie im Bild 3.33 dargestellt, als neutrale Verbindung (Gerade) zwischen dem Umweltsleistungsindikator $U|_{\text{Ref}}$ und dem Wirtschaftlichkeitsindikator $W|_{\text{Ref}}$ der Referenzvariante (Ref, rote horizontale Gerade) einzeichnen.

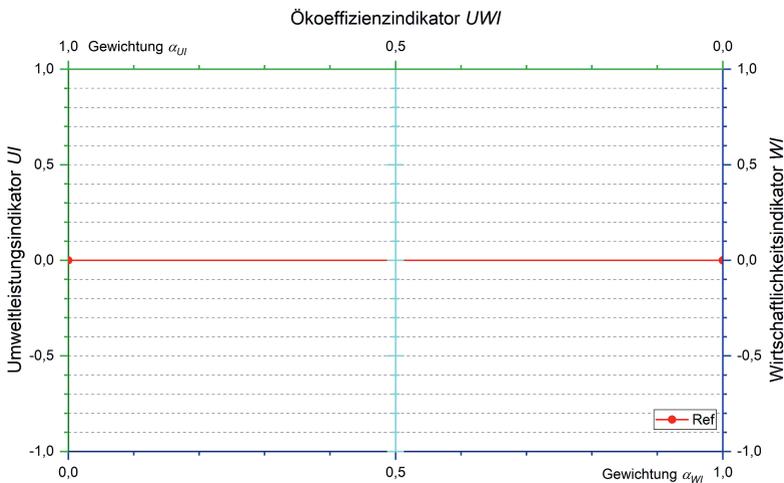


Bild 3.33: Ökoeffizienznogramm mit Referenzvariante.

Diese ergibt sich, da die jeweiligen Indikatoren nach Gleichung (3.37) und Gleichung (3.75) den Wert 0 haben müssen und die Referenzvariante, bezogen auf sich selbst, weder vorteilhafter noch unvorteilhafter hinsichtlich der Ökoeffizienz sein kann.

Sollen nun mehrere Anlagenvarianten verglichen werden, wie im Bild 3.34 gezeigt, beispielsweise Variante A (grün) mit Variante B (blau) zuzüglich der Referenzvariante (rot), so sind zunächst die jeweiligen Werte der Umweltsleistungsindikatoren ($U|_A = 0,5$; $U|_B = 0,8$) und der Wirtschaftlichkeitsindikatoren ($W|_A = 0,8$; $W|_B = -0,2$) auf den entsprechenden vertikalen Achsen abzutragen. Durch Verbinden der je Variante eingezeichneten Indikatoren mittels einer Geraden ergibt sich ein Schnittpunkt mit der vertikalen (türkise) Achse des Ökoeffizienzindikators.

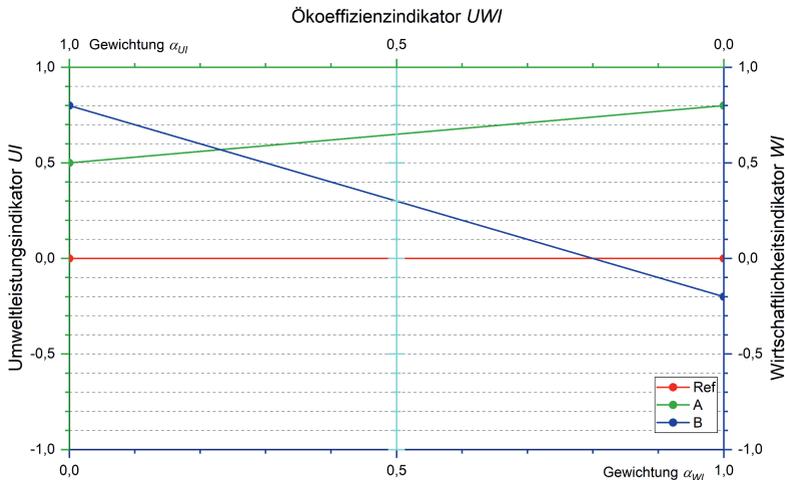


Bild 3.34: Ökoeffizienznomogramm mit Beispielsvarianten und gleicher Gewichtung.

Der am Schnittpunkt abzulesende Wert entspricht dem nach Gleichung (3.76) ermittelbaren Ökoeffizienznomogramm UWI der jeweiligen Variante ($UWI_A = 0,65$; $UWI_B = 0,3$).

Ebenso kann an den vertikalen Achsen sowohl die umweltfreundlichste, die wirtschaftlichste als auch die ökoeffizienteste Anlagenvariante, anhand der sich dort zeigenden Rangfolge, bestimmt werden. Es ist dementsprechend die Variante, die auf der jeweiligen Achse am weitesten oben zu finden ist.

Für den Vergleich der willkürlich gewählten Varianten (A, B, Ref) zeigt sich im Bild 3.34, dass Variante B umweltfreundlicher ist als Variante A. Beide Varianten sind absolut vorteilhaft hinsichtlich ihrer Umweltleistung, da ihr Umweltleistungsindikator positiv ist. Sie sind dementsprechend weniger umweltbelastend als die Referenzvariante (Mindeststandard).

Bei Betrachtung der Wirtschaftlichkeitsindikatoren zeigt sich ein anderes Bild. Die Variante A ist die wirtschaftlichste Lösung, gefolgt von der Referenzvariante. Variante B ist in Bezug auf die Referenzvariante unvorteilhaft (kostenintensiver).

Werden hingegen die Ökoeffizienznomogramme (Schnittpunkte mit der mittleren vertikalen Achse) betrachtet, dann stellt sich die Variante A als ökoeffizienteste heraus, gefolgt von der Variante B und der Referenzvariante. Sowohl Variante A als auch Variante B sind ökoeffizienter als die Referenzvariante und demzufolge absolut vorteilhaft.

Die zuvor beschriebene Ergebnisinterpretation insbesondere zum Ökoeffizienznomogramm gilt allerdings nur bei einer Gleichgewichtung der Umweltleistungs- und Wirtschaftlichkeitsindikatoren.

Wird hingegen eine Aufteilung wie im Bild 3.35 ($\alpha_{G.UJ} = 0,9$; $\alpha_{G.WJ} = 0,1$) gewählt, so verschiebt sich die vertikale (türkis) Achse des Ökoeffizienzindikator nach links und gewichtet den Umweltleistungsindikator stärker.

Werden jetzt die Ökoeffizienzindikatoren ermittelt und verglichen ($UWI_A = 0,53$; $UWI_B = 0,7$), so stellt sich die Variante B als ökoeffizienteste heraus. Beide Varianten bleiben hinsichtlich der Ökoeffizienz absolut vorteilhaft.

Schneiden sich zwei Geraden (A, B) auf der vertikalen (türkis) mittleren Achse des Ökoeffizienzindikator, wie im Bild 3.36 zu sehen, dann sind die Varianten gleich ökoeffizient, und keine ist vorteilhafter als die andere ($UWI_A = UWI_B = 0,57$). Beide können somit gleichermaßen als Lösung gewählt werden.

Mit dieser Art der Ergebnispräsentation ist es jedem Entscheider möglich, einfach und nachvollziehbar die umweltfreundlichste, die wirtschaftlichste wie auch die ökoeffizienteste wärmetechnische Anlagenvariante zu identifizieren und diese Information als Beurteilungsgrundlage zu nutzen.

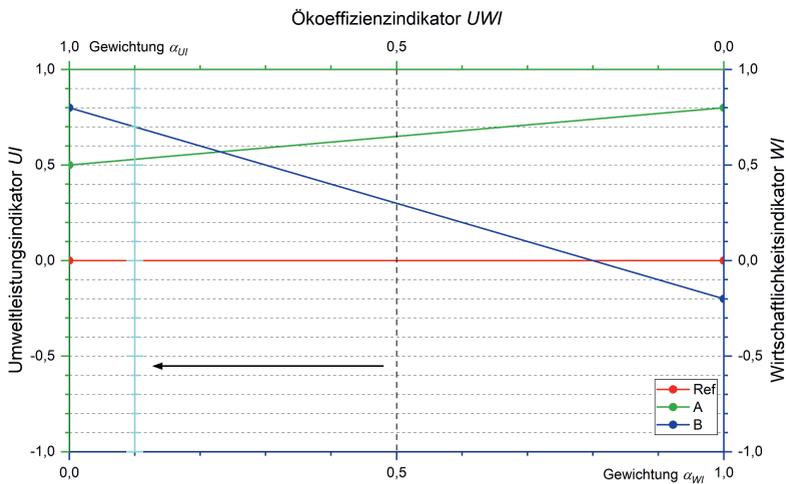


Bild 3.35: Ökoeffizienznomogramm mit Beispielvaren und unterschiedlicher Gewichtung.

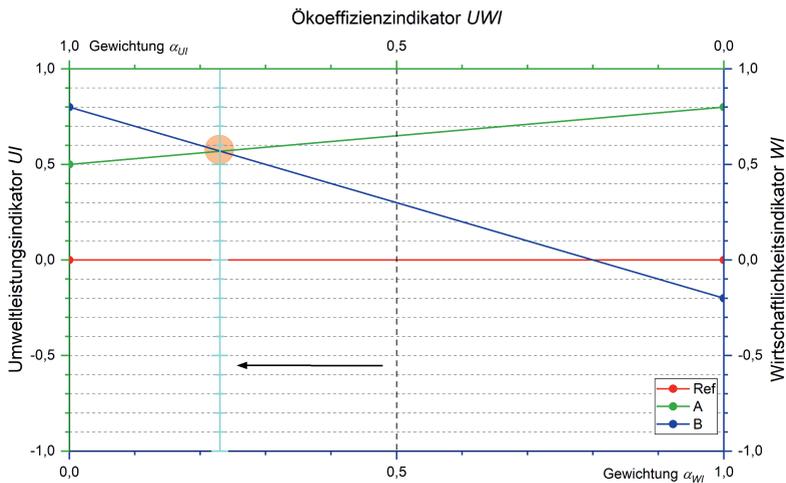


Bild 3.36: Ökoeffizienznomogramm mit Beispielvaren bei gleicher Ökoeffizienz.

4 Methodenanwendung

4.1 Bewertungsszenario

4.1.1 Zielsetzung und Untersuchungsrahmen

Um die Anwendbarkeit der „Erfurter Methode“ zu erproben und zu beurteilen, wurden für ein frei gewähltes realitätsnahes Mustergebäude mehrere Anlagenvarianten hinsichtlich ihrer Ökoeffizienz untersucht. Neben dem primären Ziel, dem Aufzeigen der ökoeffizientesten Lösung für das untersuchte Gebäude, galt es, Erfahrungen im Umgang mit der entwickelten Methode zu sammeln und die Unsicherheit (Abschnitt 3.2.5) der generierten Ergebnisse zu analysieren. Um die Resultate besser interpretieren und die Methode beurteilen zu können, werden zunächst das Bewertungsszenario zum Mustergebäude skizziert sowie die getroffenen Annahmen vorgestellt.

In dem nachfolgend betrachteten Anwendungsfall besteht die Aufgabe, für ein Mehrfamilienhaus¹ mit vier Wohneinheiten (WE4) die ökologisch und ökonomisch vorteilhafteste Variante zu finden (Abschnitt 1.2). Ein Planer für wärmetechnische Anlagen muss allgemein zur Erfüllung dieser Aufgabe zu Beginn der Bewertung alle erforderlichen Eingangsdaten erfassen oder in Abstimmung mit dem Bauherrn festlegen. Hierzu gehören neben dem Ziel, dem Vergleich der Ökoeffizienz unterschiedlicher wärmetechnischer Anlagen, vordergründig Informationen zum Untersuchungsumfang. Für das untersuchte Mustergebäude wurden gemäß Bild 3.4 entsprechende Rahmenbedingungen, Wirtschaftlichkeitsparameter und Anlagenvarianten, einschließlich der Referenzvariante, sowie eine Allokationsmethode festgelegt.

Die wichtigsten Ergebnisse dieses ersten Schrittes sind nachfolgend aufgelistet:

- Standort: Deutschland (EnEV-Referenzklima)
- Referenzjahr: 2018
- Betrachtungszeitraum: $TB = 20$ a
- Gebäudetyp: Mehrfamilienhaus (Nutzungsprofil gemäß DIN V 18599-10 [150])
- Dämmstandard: EnEV 2016 [61, 62, 66, 67, 151]

¹ Das Mehrfamilienhaus hat zwei beheizte Vollgeschosse mit zwei Wohneinheiten je Geschoss. Das Dachgeschoss mit Satteldach ist unbeheizt und die Dachgeschosdecke bildet die thermische Grenze. Das teilweise im Erdreich befindliche Kellergeschoss liegt innerhalb der thermischen Hülle. Es ist Aufstellort für die Wärmeerzeugung und die Speicherkomponenten. Baukonstruktionselemente (Wände, Decken, Fenster) entsprechen dem Stand der Technik. Für das Nutzungsprofil gelten die Festlegungen gemäß DIN V 18599-10 [150].

4 Methodenanwendung

- Wohneinheiten: 4
- Berechnungsnormen: DIN V 18599 (2011) [68, 95]
- Wärmebedarf *Transmission*: $Q_T = 18.667 \frac{\text{kWh}}{\text{a}}$
- Wärmebedarf *Lüftung*: $Q_L = 17.876 \frac{\text{kWh}}{\text{a}}$
- Wärmebedarf *Warmwasser*: $Q_W = 3.780 \frac{\text{kWh}}{\text{a}}$
- Wärmebedarf: $Q_{T,L,W} = 806.460 \text{ kWh}$

Wie den Rahmenbedingungen zu entnehmen ist, erfolgte die Ökoeffizienzbewertung aller Anlagenvarianten über einen Betrachtungszeitraum TB von 20 Jahren.² Für diesen Zeitraum wurde der für das Gebäude und alle Varianten einheitlich geltende Wärmebedarf $Q_{T,L,W}$ (Gleichung (3.1)) als funktionelle Einheit bestimmt.

Die Berechnung aller wichtigen energetischen Größen erfolgte mit der Software ZUB Helena [152] nach den Vorgaben der EnEV 2016 [61, 62, 66, 67] sowie den in diesem Zusammenhang geltenden Berechnungsvorschriften [68, 94, 95, 98, 102, 153]. Die detaillierte energetische Bewertung des Gebäudes ist dem Anhang C.1 zu entnehmen.

Zur Umsetzung der Wirtschaftlichkeitsbewertung galt es ebenso, entsprechende Parameter zu bestimmen. Tabelle 4.1 zeigt die festgelegten und berechneten wirtschaftlichen Eingangsgrößen.

Tabelle 4.1: Parameter zur Durchführung der Wirtschaftlichkeitsbewertung.

Zins in %					
4,0	Zinsfaktor	q	1,040		
Preisänderungsfaktoren			Preisdynamische Barwertfaktoren ^a		
2,0	kapitalgebundene Zahlungen	r_K	1,020	b_K	16,092
2,0	bedarfs-(verbrauchs-)gebundene Zahlungen	r_V	1,020	b_V	16,092
1,5	betriebsgebundene Zahlungen	r_B	1,015	b_B	15,413
1,5	sonstige Zahlungen	r_S	1,015	b_S	15,413
2,0	Zahlungen für Instandhaltung	r_{IN}	1,020	b_{IN}	16,092
1,0	Einzahlungen	r_E	1,010	b_E	14,771

^a Die Berechnung erfolgte nach Gleichung (3.51).

Insgesamt wurden zehn in Tabelle 4.2 aufgelistete wärmetechnische Anlagenvarianten für das Mustergebäude untersucht und bewertet. Die Referenzvariante entspricht den Vorgaben der EnEV 2014, Anlage 1 Tabelle 1 Zeile 5 und 6 für Wohngebäude [66].

² Oft werden bei wärmetechnischen Anlagen nach diesem Zeitraum größere Technologieanpassungen vorgenommen [8].

Tabelle 4.2: Auflistung der untersuchten Anlagenvarianten.

Beschreibung	Bezeichnung
Öl-Brennwert-Standgerät mit solarthermischer Warmwasserbereitung (EnEV 2016)	WE4-OEBWS (RefEnEV)
Erdgas-Brennwert-Wandgerät	WE4-EGBW
Flüssiggas-Brennwert-Wandgerät	WE4-FGBW
Öl-Brennwert-Wandgerät	WE4-OEBW
Erdgas-Brennwert-Wandgerät mit solarthermischer Warmwasserbereitung	WE4-EGBWS
Öl-Brennwert-Wandgerät mit solarthermischer Warmwasserbereitung	WE4-OEBWS
Holzpelletkessel	WE4-HPK
Elektro-Wärmepumpe (U-Sonde) mit Erdgas-Brennwert-Wandgerät	WE4-UWP+EGBW
Erdgas-Mikro-Kraft-Wärme-Kopplung mit Erdgas-Brennwert-Wandgerät	WE4-EGMKWK+EGBW
Fernwärme	WE4-FW

Nach der in Tabelle 4.2 aufgeführten Beschreibung unterscheiden sich die Varianten primär hinsichtlich der zum Einsatz kommenden Wärmeerzeugungstechnologien. In den Anlagenbereichen *Speicherung*, *Verteilung* und *Übergabe* der Energieumwandlungskette (Bild 3.1) sind zwischen den Varianten kaum Änderungen vorgenommen worden. So wurden allgemein für die *Speicherung* Heizungs- und Warmwasserpufferspeicher (Stahl), für die *Verteilung* diverse Umwälzpumpen (Heizung, Zirkulation, Solar), Rohre (Kupfer, Metallverbund, Kunststoff) und Rohrisolierung (EPDM) sowie für die *Übergabe* Fußbodenheizungselemente ausgewählt. Die Auslegung und die Dimensionierung der einzelnen Komponenten (Wärmeerzeuger, Speicher, Rohre) erfolgte für das untersuchte Szenario überschlägig, wie in frühen Planungsphasen üblich. Um das aufgetretene Allokationsproblem bei der Variante WE4-EGMKWK+EGBW zu lösen, kam sowohl für die Umweltbewertung als auch zur Wirtschaftlichkeitsbewertung die *Gutschriftenmethode* zur Anwendung (Gleichung (3.26), Gleichung (3.68)).

4.1.2 Umwelt- und Wirtschaftlichkeitsbewertung

Die Umwelt- und Wirtschaftlichkeitsbewertung der in Tabelle 4.2 aufgeführten Anlagenvarianten erfolgte für das skizzierte Mustergebäude gemäß den im Abschnitt 3.2 und Abschnitt 3.3 beschriebenen Verfahrensweisen. So wurden ausgehend von den bereits im Untersuchungsrahmen je Anlagen- und Funktionsbereich definierten Anlagenkomponenten und Endenergieträgern für die einzelnen Varianten zunächst die Umweltleistung und die Wirtschaftlichkeit berechnet.

Die hierfür zu nutzenden Auslegungsgrößen entsprechen planerischen Standardgrößen (Gebäudeheizlast, Systemtemperaturen). Für die Berechnung der Skalierfaktoren $f_{A,U}$ kamen die im Abschnitt 3.2.2.2 beschriebenen Gleichungen zur Anwendung. Die spezifischen Umweltleistungen u sind Tabelle 3.1 bis Tabelle 3.10 entnommen worden. Für die Nutzungsdauern T/N wurden die Werte der VDI 2067 [8] verwendet (Anhang B.2).

Die Systemnutzungsgrade η_G , die Energieanteile β (Deckungsanteile) sowie die Stromkennzahl $\sigma_{ne,A}$ zur Allokation sind Ergebnisse der energetischen Bewertung, die mit der Software ZUB Helena [152] durchgeführt wurde. Die für fossile Endenergieträger erforderlichen Umrechnungsfaktoren³ f_{H_e/H_i} sind dem Anhang der DIN V 18599-1 [68] entnommen worden.

Zur Ermittlung der spezifischen Investitionskosten k_0 kamen veröffentlichte mittlere Werte und Kostenfunktionen [148, 149] zur Anwendung. Die Abschätzung der Kosten für Wartung, Inspektion und Instandsetzung erfolgte anteilig auf Basis der Investitionszahlungen mittels der in der VDI 2067 [8] angegebenen Faktoren für Wartung und Inspektion $f_{W,Insp}$ sowie Instandsetzung f_{Inst} . Kosten der Bedienung und für Sonstiges blieben unberücksichtigt. Zur Berechnung der bedarfsgebundenen Kosten mussten sowohl die spezifischen Kosten k_E (Energiepreise) als auch die spezifischen Erlöse $k_{E,All}$ (Einspeisevergütung) ermittelt werden. Hierzu standen unterschiedliche Quellen zur Verfügung [154–158]. Eventuelle Grundkosten k_G , die beispielsweise für die Verbrauchsmessung fällig werden, wurden vernachlässigt, da das Beispiel vordergründig zum Nachweis der Anwendbarkeit der „Erfurter Methode“ dienen und nicht zu komplex sein sollte.

4.2 Ergebnisinterpretation

4.2.1 Umweltbewertung

Ausgehend von den im Abschnitt 4.1 beschriebenen Annahmen und Festlegungen erfolgte im Anschluss die Berechnung der Umweltleistung U jeder Anlagenvariante. Hierbei wurden die Umweltleistungen gemäß Bild 3.5 zunächst getrennt für die Anlagenkomponenten und Endenergieträger ermittelt und anschließend nach Gleichung (3.2) zur Gesamtumweltleistung zusammengefasst.

Mit den Ergebnissen konnte jeweils der Umweltleistungsindikator UI nach Gleichung (3.37) berechnet werden. Die Resultate dieser Bewertungsschritte enthält Tabelle 4.3. Sie weist zudem in der letzten Spalte eine Rangfolge der Varianten auf Basis des Umweltleistungsindikators UI aus (Bild 3.3). Die Rangfolge der Varianten kann auch an der linken (grünen) vertikalen Achse des Nomogramms im Bild 4.1 abgelesen werden. Es zeigt sich in Tabelle 4.3, dass die Variante WE4-HPK mit der Holzpelletkessel-Wärmeerzeugung, unter den festgelegten Bedingungen und hinsichtlich ihres potenziellen Umwelteinflusses, die absolut vorteilhafteste (umweltfreundlichste) Lösung ist. Sie hat die kleinste Umweltleistung $U_{WE4-HPK} = 65.134 \text{ ULA}$. Das liegt, wie den Berechnungen der spezifischen Umweltleistung u (Anhang B.2) zu entnehmen ist, vordergründig an der Nutzung regenerativer Ressourcen und den geringeren Treibhausgasemissionen. Diese führen letztlich zum geringsten Schaden an den im Abschnitt 3.2.4.3 beschriebenen

³ Zur Umrechnung der brennwertbezogenen in heizwertbezogene Endenergie (Abschnitt 3.2.2.3).

Tabelle 4.3: Ergebnisse der Umweltbewertung nach der „Erfurter Methode“ für das untersuchte Mehrfamilienhaus.

Variante	Umweltleistung			Umweltleistungsindikator	Rangfolge
	U_A	U_E	U		
	ULA	ULA	ULA		
WE4-OEBWS (RefEnEV)	8.236	232.166	240.401	0,00	7
WE4-EGBW	5.090	209.812	214.902	0,11	6
WE4-FGBW	7.612	235.850	243.462	-0,01	9
WE4-OEBW	6.915	259.063	265.978	-0,11	10
WE4-EGBWS	6.426	189.044	195.470	0,19	5
WE4-OEBWS	8.251	233.605	241.856	-0,01	8
WE4-HPK	8.638	56.496	65.134	0,73	1
WE4-UWP+EGBW	7.290	127.192	134.482	0,44	3
WE4-EGMKWK+EGBW	6.244	83.632	89.877	0,63	2
WE4-FW	3.866	191.170	195.037	0,19	4

drei schutzwürdigen Gütern, der menschlichen Gesundheit, der Ökosystemdiversität und der Ressourcenverfügbarkeit.

Die Varianten WE4-EGMKWK+EGBW, WE4-UWP+EGBW, WE4-FW, WE4-EGBWS und WE4-EGBW sind ebenso absolut umweltfreundlicher als die Referenzanlage, relativ gesehen jedoch unvorteilhafter als die Variante WE4-HPK. Aufgrund des geringeren Umweltschadens sollten sie dennoch der Referenzvariante vorgezogen werden.

Die Varianten mit negativen Umweltleistungsindikatoren sind hingegen nicht zu empfehlen, da sie die potenziell höchsten Umweltschäden verursachen, wenn die Referenzvariante als Mindeststandard angesetzt wird (Tabelle 4.2).

Unabhängig vom Ergebnis der aggregierten Gesamtumweltleistung U wird deutlich, dass die Umweltleistung der Anlagenkomponenten U_A mit einem Anteil von 2% bis 13% gegenüber der betriebsbedingten Umweltleistung der Endenergieträger U_E „noch“ gering ist (Tabelle 4.3).

Es zeigt sich aber, dass der Einfluss der Anlagenkomponenten an der Gesamtumweltleistung mit zunehmendem Einsatz regenerativer Endenergieträger steigt.

Dies wurde bereits mit der beschriebenen Problemstellung im Abschnitt 1.1 angedeutet und ist am Beispiel der Variante WE4-HPK zu erkennen. Bei dieser Variante ist der Anteil der Umweltleistung der Anlagenkomponenten U_A an der Gesamtumweltleistung mit 13% am höchsten.

4.2.2 Wirtschaftlichkeitsbewertung

Parallel zur Umweltbewertung erfolgte die Wirtschaftlichkeitsbewertung unter identischen Annahmen und Festlegungen. Auch hier wurde zunächst die Wirtschaftlichkeit getrennt für Anlagenkomponenten und Endenergieträger je Variante bestimmt (Bild 3.28).

Gemäß Gleichung (3.49) ließ sich anschließend die jeweilige Gesamtwirtschaftlichkeit W berechnen. Zur Bildung einer Rangfolge hinsichtlich des ökonomischen Bewertungspfades und zur Ökoeffizienzbewertung konnte aus der Gesamtwirtschaftlichkeit der entsprechende Wirtschaftlichkeitsindikator WI nach Gleichung (3.75) ermittelt werden.

Die Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbewertung für das untersuchte Mustergebäude zeigt Tabelle 4.4.

Tabelle 4.4: Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbewertung nach der „Erfurter Methode“ für das untersuchte Mehrfamilienhaus.

Variante	Wirtschaftlichkeit		Wirtschaftlichkeitsindikator		Rangfolge
	W_A	W_E	W	WI	
	€	€	€		
WE4-OEBWS (RefEnEV)	-38.358	-31.108	-69.465	0,00	4
WE4-EGBW	-34.903	-27.317	-62.220	0,10	1
WE4-FGBW	-38.507	-30.121	-68.628	0,01	3
WE4-OEBW	-37.382	-34.539	-71.922	-0,04	5
WE4-EGBWS	-42.096	-25.241	-67.337	0,03	2
WE4-OEBWS	-44.576	-31.755	-76.331	-0,10	6
WE4-HPK	-54.918	-35.769	-90.687	-0,31	9
WE4-UWP+EGBW	-65.425	-28.679	-94.104	-0,35	10
WE4-EGMKWK+EGBW	-58.489	-21.546	-80.035	-0,15	7
WE4-FW	-38.724	-43.965	-82.689	-0,19	8

Wie in Tabelle 4.4 und im Bild 4.1 an der rechten (blauen) vertikalen Achse des Nomogramms abzulesen, stellt die Anlagenvariante WE4-EGBW mit einem Erdgas-Brennwert-Wandgerät die wirtschaftlich vorteilhafteste Lösung dar (Tabelle 4.2). Sie besitzt im Gegensatz zu den anderen Varianten mit einem Wert von $W_{WE4-EGBW} = -62.220\text{€}$ die höchste (relative⁴) Wirtschaftlichkeit (größter Kapitalwert) und hat bezogen auf die Referenzvariante den höchsten positiven Wirtschaftlichkeitsindikator WI . Sie ist aus ökonomischer Sicht allen Varianten

⁴ Da bei der Wirtschaftlichkeitsbewertung der wärmetechnischen Anlagen primär Kosten anfallen, ergeben sich für alle Anlagenvarianten negative Werte der Wirtschaftlichkeit W . Daher sind alle Varianten absolut unwirtschaftlich, was durch das negative Vorzeichen verdeutlicht wird (negativer Kapitalwert). Es kann jedoch die relative Wirtschaftlichkeit beurteilt werden. Dementsprechend ist die relativ am wenigsten unwirtschaftliche Variante zu bevorzugen (Abschnitt 2.2.2, Abschnitt 3.3.2.1).

vorzuziehen. Auch die Varianten WE4-EGBWS und WE4-FGBW sind aufgrund des positiven Wirtschaftlichkeitsindikators vorteilhafter als die Referenz.

Die übrigen Varianten sind entsprechend kostenintensiver und aus ökonomischer Sicht nicht empfehlenswert. Dies gilt insbesondere für die weniger umweltbelastenden Anlagenvarianten WE4-HPK und WE4-UWP+EGBW, deren technologiebedingte Investitionszahlungen gegenüber den bedarfsgebundenen Zahlungen signifikant höher ausfallen. Dies zeigt sich in Tabelle 4.4 an der geringeren Wirtschaftlichkeit der Anlagenkomponenten W_A dieser Varianten gegenüber deren endenergieträgerbedingter Wirtschaftlichkeit W_E .

4.2.3 Ökoeffizienzbewertung

Mit Blick auf die Ergebnisse der Umwelt- und Wirtschaftlichkeitsbewertung der untersuchten Anlagenvarianten für das Mustergebäude stellt sich abschließend die Frage, welche Variante aus ökologischer und ökonomischer Sicht die vorteilhafteste (nachhaltigste) Lösung ist. Um die Frage beantworten zu können, wurde der im Abschnitt 3.4.2 beschriebene und mit Gleichung (3.76) quantifizierbare Ökoeffizienzindikator UWI angewendet. Unter Berücksichtigung einer Gleichgewichtung beider Nachhaltigkeitsdimensionen ($\alpha_{G,UJ} = \alpha_{G,WI} = 0,5$), wie im Abschnitt 3.4.2 bei der Anwendung der „Erfurter Methode“ empfohlen, konnte zunächst der Ökoeffizienzindikator UWI je Anlagenvariante berechnet werden. Mit diesen Ergebnissen wurde anschließend die in Tabelle 4.5 gezeigte Rangfolge gebildet.

Tabelle 4.5: Ergebnisse der Ökoeffizienzbewertung nach der „Erfurter Methode“ für das untersuchte Mehrfamilienhaus.

Variante	Ökoeffizienzindikator	Rangfolge
<i>UWI</i>		
WE4-OEBWS (RefEnEV)	0,00	6
WE4-EGBW	0,11	4
WE4-FGBW	0,00	7
WE4-OEBW	-0,07	10
WE4-EGBWS	0,11	3
WE4-OEBWS	-0,05	9
WE4-HPK	0,21	2
WE4-UWP+EGBW	0,04	5
WE4-EGMKWK+EGBW	0,24	1
WE4-FW	0,00	8

Zum besseren Verständnis sind die gesamten Ergebnisse der Ökoeffizienzbewertung nach der „Erfurter Methode“ in einem wie im Abschnitt 3.4.3 vorgestellten Nomogramm abgebildet.

4 Methodenanwendung

Mit Blick auf das im Bild 4.1 gezeigte Ökoeffizienznomogramm ist zu erkennen⁵, dass die Variante WE4-EGMKWK+EGBW, mit einer kombinierten Wärmeerzeugung aus einer Erdgas-Mikro-Kraft-Wärme-Kopplungsanlage und einem Erdgas-Brennwert-Wandgerät, den höchsten positiven Ökoeffizienzindikator $UWI = 0,24$ hat. Sie ist die absolut vorteilhafteste und somit die ökoeffizienteste Lösung der für das Mustergebäude untersuchten Varianten. Weitere gegenüber der Referenz absolut vorteilhafte Lösungen sind die Varianten WE4-HPK, WE4-EGBWS, WE4-EGBW und WE4-UWP+EGBW (Tabelle 4.2). Die gleiche Ökoeffizienz wie die Referenzvariante haben die Alternativen WE4-FGBW und WE4-FW. Unvorteilhaft sind hingegen die Lösungen WE4-OEBWS und WE4-OEBW mit ihren negativen Ökoeffizienzindikatoren.

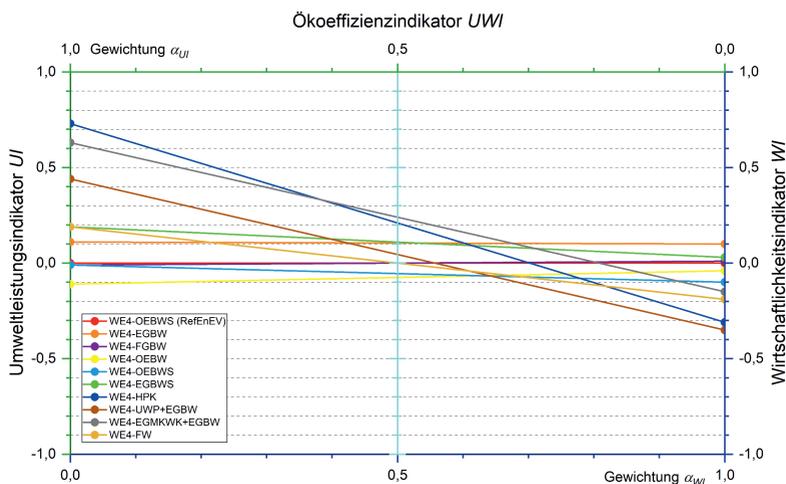


Bild 4.1: Ökoeffizienznomogramm zur Ökoeffizienzbewertung nach der „Erfurter Methode“ für das untersuchte Mehrfamilienhaus.

4.2.4 Unsicherheitsanalyse

Ziel der Unsicherheitsanalyse für dieses Anwendungsbeispiel war es, mit einer hohen statistischen Wahrscheinlichkeit den Bereich (Konfidenzintervall) zu bestimmen, in dem der unbekannte (wahre) Wert des berechneten Ökoeffizienzindikators je Anlagenvariante liegt. Hierdurch lässt sich eine Aussage über die Vertrauenswürdigkeit des jeweiligen (geschätzten) Ökoeffizienzindikators treffen. Je kleiner das Intervall unter den getroffenen Annahmen ist, desto höher ist die Genauigkeit [116, 141]. Außerdem sind Informationen zur Signifikanz ableitbar. Überschneiden

⁵ Schnittpunkt der jeweiligen Geraden mit der mittleren vertikalen (türkis) Achse.

Tabelle 4.6: Ergebnisse der Unsicherheitsanalyse zur Umwelt- und Wirtschaftlichkeitsbewertung nach der „Erfurter Methode“ für das untersuchte Mehrfamilienhaus.

Variante	Stichprobenstandardabweichung		Variationskoeffizient	
	s_U	s_W	v_U	v_W
	ULA	€	%	%
WE4-OEBWS (RefEnEV)	24.145	1.669	10,0	2,4
WE4-EGBW	24.983	1.682	11,6	2,7
WE4-FGBW	25.351	1.736	10,4	2,5
WE4-OEBW	27.292	1.967	10,3	2,7
WE4-EGBWS	25.753	1.565	13,2	2,3
WE4-OEBWS	29.679	1.874	12,3	2,5
WE4-HPK	4.388	2.161	6,7	2,4
WE4-UWP+EGBW	12.392	2.287	9,2	2,4
WE4-EGMKWK+EGBW	38.886	2.397	43,3	3,0
WE4-FW	27.236	2.222	14,0	2,7

sich beispielsweise die Konfidenzintervalle der Umweltleistungs-, Wirtschaftlichkeits- oder Ökoeffizienzindikatoren zum überwiegenden Teil, dann können die Varianten näherungsweise als gleich umweltfreundlich, wirtschaftlich oder ökoeffizient angesehen werden. Überlappen sich die Konfidenzintervalle hingegen nicht, so ist von einem signifikanten Unterschied der Varianten auszugehen.

Wie der Tabelle 4.6 zu entnehmen ist, wurde zur Bestimmung der Konfidenzintervalle je Variante zunächst die Stichprobenstandardabweichung s der Umweltleistung und der Wirtschaftlichkeit ermittelt. Die Berechnung der Stichprobenstandardabweichung erfolgte gemäß Gleichung (3.43). Die erforderlichen Zufallswerte wurden mittels einer Monte-Carlo-Simulation (Abschnitt 3.2.5.3) generiert. Zur Durchführung dieser stochastischen (digitalen) Simulation mussten zu Beginn Parameter festgelegt werden, unter denen auch die Ergebnisse zu bewerten sind. Zu diesen statistischen Parametern gehörten die Vorgabe einer Verteilungsfunktion und die Anzahl der Simulationsläufe bzw. der Zufallsexperimente (Stichprobenumfang). Als Verteilungsfunktion zum Erzeugen der Pseudozufallszahlen der simulierten Variablen wurde die Normalverteilung nach *Gauß* gewählt. Der Stichprobenumfang umfasst $n = 100$ Werte.⁶ Die Simulation erfolgte mit dem Mathematikprogramm Mathcad Prime [144]. Variablen, deren Werte zur Bestimmung der Stichprobenstandardabweichung simuliert wurden, waren die spezifischen Umweltleistungen, die Skalierfaktoren und die Nutzungsgrade sowie die spezifischen Kosten, Energiepreise und

⁶ Der Umfang repräsentiert die Durchführung der gleichen Ökoeffizienzbewertung durch 100 unterschiedliche Personen (Planer). Diese verwenden dabei unterschiedliche, zufällige Eingangsdaten (Zufallswerte) zur Berechnung der jeweiligen Indikatoren, beispielsweise verschiedene spezifische Umweltleistungen oder Kosten.

4 Methodenanwendung

Erlöse. Alle weiteren Größen, wie die Jahresnutzenergie oder Auslegungsgrößen, wurden als konstante, nicht mit Abweichungen behaftete Größen angenommen.

Neben der jeweiligen Stichprobenstandardabweichung wurde als maßstabsunabhängiges Streuungsmaß der prozentuale Variationskoeffizient v in Tabelle 4.6 angegeben (Abschnitt 3.2.5.3). Es ist zu erkennen, dass die relative Streuung der jeweiligen Umweltleistungen U im Bereich von 6,7% bis 14,0% liegt und gering ist. Hierbei ist zu bedenken, dass die eingehenden spezifischen Umweltleistungen u mit einer Streuung der Gewichtungsfaktoren je Schadenskategorie von 25,0% ($v = 0,25$) behaftet sind (Abschnitt 3.2.5.3). Lediglich die Streuung der Variante WE4-EGMKWK+EGBW ist mit 43,3% signifikant hoch. Dies lässt sich auf die große Streuung von $v_{U_E} = 43,9\%$ der endenergieträgerbedingten Umweltleistung U_E zurückführen, die allokativen Anteile (Stromgutschriften) enthält. Die Streuung der Wirtschaftlichkeit ist über alle Varianten betrachtet mit Werten von 2,3% bis 3,0% vernachlässigbar.

Mit den in Tabelle 4.6 gezeigten Stichprobenstandardabweichungen konnten im Anschluss zusammen mit den nach der „Erfurter Methode“ berechneten (mittleren) Umweltleistungen und Wirtschaftlichkeiten zunächst die Stichprobenstandardabweichungen der zugehörigen Indikatoren UI , WI und UWI je Anlagenvariante ermittelt werden. Aus diesen Ergebnissen wurden abschließend deren Konfidenzintervalle gemäß Gleichung (4.1) bis Gleichung (4.3) berechnet [116, 141].

$$KI_{UI} = [UI_u; UI_o] = \left[UI - z \frac{S_{UI}}{\sqrt{n}}; UI + z \frac{S_{UI}}{\sqrt{n}} \right] \quad (4.1)$$

$$KI_{WI} = [WI_u; WI_o] = \left[WI - z \frac{S_{WI}}{\sqrt{n}}; WI + z \frac{S_{WI}}{\sqrt{n}} \right] \quad (4.2)$$

$$KI_{UWI} = [UWI_u; UWI_o] = \left[UWI - z \frac{S_{UWI}}{\sqrt{n}}; UWI + z \frac{S_{UWI}}{\sqrt{n}} \right] \quad (4.3)$$

Wie den Gleichungen zu entnehmen ist, war in diesem Zusammenhang noch ein statischer Parameter festzulegen. Für das Quantil z (z -Wert, zentrale Wahrscheinlichkeit) der Standardnormalverteilung wurde ein Wert von $z = 1,65$ angenommen. Dieser Annahme liegt eine gewünschte statistische Wahrscheinlichkeit (Sicherheitswahrscheinlichkeit) von 95% für die Konfidenzintervalle zugrunde [141]. Die Angabe der Intervalle erfolgt mit dem unteren und oberen Grenzwert. Auf die Ermittlung von Variationskoeffizienten wurde verzichtet, da sie nur sinnvoll zu interpretieren sind, wenn die Bezugsgrößen (UI , WI , UWI) Werte größer 0 annehmen. Die berechneten Stichprobenstandardabweichungen und Konfidenzintervalle sind in Tabelle 4.7 zu sehen.

Tabelle 4.7: Ergebnisse der Unsicherheitsanalyse zur Ökoeffizienzbewertung nach der „Erfurter Methode“ für das untersuchte Mehrfamilienhaus.

Variante	Stichprobenstandardabweichung			95%-Konfidenzintervall		
	s_{UI}	s_{WI}	s_{UWI}	K_{LUI}	K_{LWI}	K_{LUWI}
WE4-OEBWS (RefEnEV)	0,00	0,00	0,00	[0,00; 0,00]	[0,00; 0,00]	[0,00; 0,00]
WE4-EGBW	0,10	0,02	0,05	[0,09; 0,13]	[0,10; 0,10]	[0,10; 0,12]
WE4-FGBW	0,11	0,03	0,05	[-0,03; 0,01]	[0,01; 0,01]	[-0,01; 0,01]
WE4-OEBW	0,11	0,02	0,06	[-0,11; -0,09]	[-0,04; -0,04]	[-0,08; -0,06]
WE4-EGBWS	0,11	0,02	0,06	[0,17; 0,21]	[0,03; 0,03]	[0,10; 0,12]
WE4-OEBWS	0,13	0,03	0,07	[-0,03; 0,01]	[-0,10; -0,10]	[-0,06; -0,04]
WE4-HPK	0,02	0,03	0,02	[0,73; 0,73]	[-0,31; -0,31]	[0,21; 0,21]
WE4-UWP+EGBW	0,05	0,03	0,03	[0,43; 0,45]	[-0,35; -0,35]	[0,04; 0,04]
WE4-EGMKWK+EGBW	0,14	0,03	0,07	[0,61; 0,65]	[-0,15; -0,15]	[0,23; 0,25]
WE4-FW	0,12	0,03	0,06	[0,17; 0,21]	[-0,19; -0,19]	[-0,01; 0,01]

Wie aus Tabelle 4.7 ablesbar, wirken sich die angenommenen und simulierten Streuungen (Variationskoeffizienten, Stichprobenstandardabweichungen) der Eingangsdaten nur gering auf die Stichprobenstandardabweichung der Umweltsleistungs-, Wirtschaftlichkeits- und Ökoeffizienzindikatoren aus. Die größten Streuungen treten bei den Umweltsleistungsindikatoren (s_{UI}) auf.

Dies lässt sich auf die (simulierte) Streuung der in die spezifischen Umweltsleistungen eingehenden Gewichtungsfaktoren für die Schadenskategorien zurückführen (Abschnitt 3.2.5.3). Im Gegensatz hierzu sind die Streuungen der Wirtschaftlichkeitsindikatoren (s_{WI}) gering. Dies wirkt sich wiederum positiv auf die kleinere Streuung der Ökoeffizienzindikatoren (s_{UWI}) gegenüber der Streuung der Umweltsleistungsindikatoren aus.

Die jeweiligen im Bild 4.2 grafisch dargestellten Konfidenzintervalle sind tendenziell klein. Gemäß den eingangs formulierten Bedingungen lässt sich daraus schließen, dass die Genauigkeit der (geschätzten) Indikatoren hoch ist.

Die simulativ ermittelten Intervalle sind mit einer statistischen Wahrscheinlichkeit von 95 % (Irrtumswahrscheinlichkeit 5 %) die Bereiche, in denen die unbekanntes (wahren) Werte der berechneten Ökoeffizienzindikatoren erwartet werden können.

Bei Betrachtung der Konfidenzintervalle der Umweltsleistungsindikatoren (K_{LUI}) ist zu erkennen, dass es lediglich bei den Varianten WE4-FGBW und WE4-OEBWS zu Überschneidungen kommt. Diese Varianten sind hinsichtlich ihres Umweltschadens zueinander weder vorteilhafter noch unvorteilhafter. Die Intervalle der übrigen Varianten liegen weiter auseinander, und deren Vorteilhaftigkeit zueinander ist signifikant.

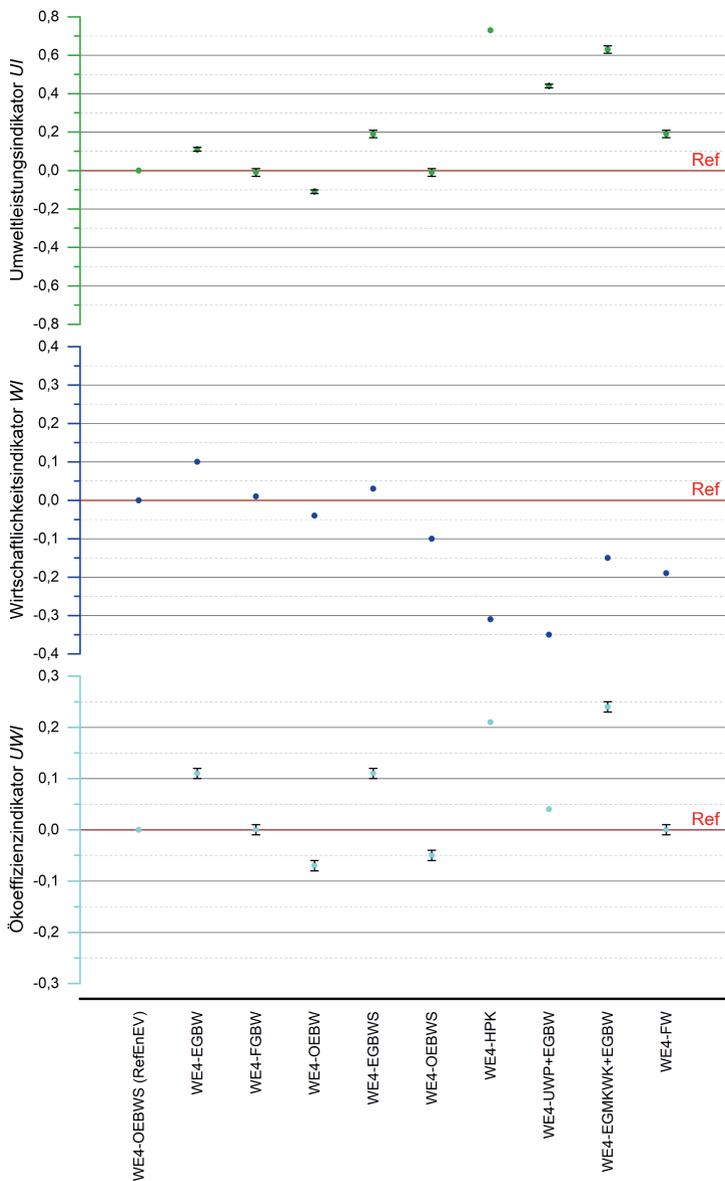


Bild 4.2: Konfidenzintervalldiagramm zur Ökoeffizienzbewertung nach der „Erfurter Methode“ für das untersuchte Mehrfamilienhaus.

Die Konfidenzintervalle der Wirtschaftlichkeitsindikatoren (KI_{WI}) sind hingegen vernachlässigbar klein. Die Vorteilhaftigkeit der Varianten kann hier sicher auf Grundlage der mit der „Erfurter Methode“ berechneten Wirtschaftlichkeitsindikatoren bestimmt werden.

Auch die Konfidenzintervalle der Ökoeffizienzindikatoren (KI_{UWI}) der Varianten WE4-FGBW und WE4-FW überschneiden sich. Beide Varianten sind als gleich ökoeffizient einzuschätzen. Bei den Varianten WE4-OEBW und WE4-OEBWS ist kein signifikanter Unterschied der Konfidenzintervalle festzustellen.

Dies könnte sich je nach Simulationsberechnung ändern, da die statistischen Ergebnisse der Monte-Carlo-Simulation auf generierten Zufallszahlen der eingehenden Variablen basieren. Unter den getroffenen Annahmen ist die Variante WE4-OEBWS geringfügig ökoeffizienter. Für die übrigen Varianten lässt sich ein signifikanter Unterschied der Ökoeffizienz feststellen.

5 Zusammenfassung

5.1 Fazit

Mit Blick auf die beschriebene Problemstellung des Anpassungsbedarfs der aktuellen Umwelt- und Nachhaltigkeitsbewertung von Gebäuden und wärmetechnischen Anlagen konnte mit der „Erfurter Methode“ ein geeignetes quantitatives Bewertungsinstrument entwickelt werden. Die Methode kann als weiterentwickeltes Primärenergieverfahren gemäß EnEV [61, 62] zur ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung angesehen werden.

Sie wurde, orientiert an den künftigen Ansprüchen, so konzipiert, dass die kombinierte systematische Bewertung wärmetechnischer Anlagen bezüglich ihrer ökologischen und ökonomischen Nachhaltigkeit möglich ist (Abschnitt 2.1, Abschnitt 3.1).

Die Bewertung erfolgt ganzheitlich über den gesamten Lebensweg (Lebenszyklusbetrachtung). Insbesondere mit der Umweltbewertung und der Umweltleistungsermittlung der Anlagenkomponenten stellt die Methode gegenüber dem Primärenergieverfahren eine wesentliche Erweiterung und eine grundlegende Neuerung dar. Dies gilt auch gegenüber den in früheren Arbeiten vorgestellten Verfahren. Diese Methoden wurden entweder allgemein zur Umweltbewertung von Produkten entworfen [12, 13, 31] oder bewerten den Umwelteinfluss wärmetechnischer Anlagen sehr vereinfacht [28, 52, 53, 89].

Mit der „Erfurter Methode“ wird nicht nur der Umwelteinfluss des Anlagenbetriebs, sondern auch die Umweltbelastung durch die Anlagenkomponenten mit ihren vor- und nachgelagerten Prozessketten berücksichtigt. Umweltproblemfelder, wie Ressourcenbeanspruchung, anthropogener Treibhauseffekt, Toxizitätspotenziale oder Flächeninanspruchnahme, werden als quantifizierter Schaden an drei schutzwürdigen Gütern bewertet.

Die wesentlichste Neuerung dieser Arbeit stellt die entwickelte spezifische Umweltleistung u dar. Sie ist als Erweiterung des bisher genutzten Primärenergiefaktors f_P zu sehen (Abschnitt 3.2).

Die „Erfurter Methode“ ist ohne größere Vorkenntnisse in der Nachhaltigkeits- oder Umweltbewertung und mittels einfacher Tabellenkalkulation nutzbar, da sie ähnlich wie das Primärenergieverfahren anzuwenden ist. Auf eine umfangreiche detaillierte Ökobilanz (LCA) zur Bewertung des Umwelteinflusses kann beispielsweise verzichtet werden. Die Methode ist sowohl in frühen Planungsphasen als auch in der späteren Betriebsphase mit hinreichender Genauigkeit einsetzbar.

Es können auf den Kundennutzen ausgerichtete, verlässliche und objektive Systemvergleiche durchgeführt werden. Die Bewertung und der Vergleich unterschiedlicher Anlagenvarianten sind zudem mit wenigen planungs- und betriebstechnischen Kenngrößen möglich.

Die Methode und ihre Datenbasis sind derart strukturiert und aufbereitet, dass die Anwender (Planer, Betreiber, sonstige Entscheidungsträger) schnell Zugang finden. Das bedeutet, dass beispielsweise Eingangsinformationen für Vergleiche auf Daten basieren, die den Akteuren geläufig sind und im Zuge von Beratungs- und Planungstätigkeiten ohnehin ermittelt werden.

Auch hinsichtlich der ökonomischen Nachhaltigkeitsbeurteilung (Wirtschaftlichkeitsbewertung) konnte mit der Kapitalwertmethode und der diesbezüglichen Wirtschaftlichkeitsdefinition eine geeignete Lösung gefunden werden (Abschnitt 3.3).

Neben der differenzierten Bewertung der Umwelleistung U und der Wirtschaftlichkeit W einer wärmetechnischen Anlage wurden mit dem Umwelleistungsindikator UI , dem Wirtschaftlichkeitsindikator WI und dem Ökoeffizienzindikator UWI charakteristische Größen für die Analyse, den Vergleich und die Auswahl ökoeffizienter wärmetechnischer Anlagen entwickelt und eingeführt.

Insbesondere der Ökoeffizienzindikator als vollaggregierter Vergleichsindikator ermöglicht die quantitative Verknüpfung ökologischer und ökonomischer Ergebnisse der Nachhaltigkeitsbewertung. Er kann dazu genutzt werden, aus mehreren wärmetechnischen Anlagenvarianten für ein Gebäude die vorteilhafteste (ökoeffizienteste) Lösung zu finden.

Zur anschaulichen Präsentation und einfachen Ergebnisinterpretation wurde zusätzlich das sogenannte Ökoeffizienznomogramm entwickelt. Es zeigt bei richtiger Anwendung alle relevanten Ergebnisse der Umwelt-, Wirtschaftlichkeits- und Ökoeffizienzbewertung mehrerer Anlagenvarianten und ist für den visuellen Vergleich nutzbar (Abschnitt 3.4).

Nicht zuletzt lässt sich der Informationsgehalt der Bewertungsergebnisse mit Hilfe einer Unsicherheitsanalyse zusätzlich absichern. Hierfür wurden entsprechende Voraussetzungen geschaffen. Zudem wurde dargelegt, wie eine diesbezügliche Analyse durchgeführt werden kann (Abschnitt 3.2.5, Abschnitt 4.2).

Mit der Bewertungsmethode sind ganzheitliche, reproduzierbare Systemvergleiche wärmetechnischer Anlagen hinsichtlich ihrer Nachhaltigkeit sowie eine Beurteilung und eine Aussage zur Ökoeffizienz möglich. Dies gilt nicht nur für Anlagenvarianten mit unterschiedlichen Komponenten (Erzeugern, Verbrauchern) und Endenergieträgern, sondern auch für Gegenüberstellungen von Anlagenvarianten mit lediglich unterschiedlichen Parametern (Optimierung). Hierzu wurde die Methode, wie im Kapitel 4 demonstriert, an einem Mustergebäude angewendet sowie der gesamte Bewertungsablauf und die Ergebnisinterpretation erprobt.

Abschließend kann festgehalten werden, dass die zentrale wissenschaftliche Fragestellung dieser Arbeit

Wie können unterschiedliche wärmetechnische Anlagen für ein Gebäude unter der Maßgabe, immer die ökologisch und ökonomisch vorteilhafteste Variante aufzuzeigen, objektiv miteinander verglichen werden?

mit der Entwicklung der „Erfurter Methode“ beantwortet werden kann. Die Methode stellt den ingenieurwissenschaftlichen Mehrwert und das primäre Ergebnis dieser Forschungsarbeit dar, das sich zusammenfassend folgendermaßen formulieren lässt:

Die „Erfurter Methode“ ist ein quantitatives, auf die Gebäudetechnik und insbesondere auf wärmetechnische Anlagen zugeschnittenes, ganzheitliches Ökoeffizienzbewertungsverfahren.

5.2 Ausblick

Am Beispiel eines Mustergebäudes wurde gezeigt, dass mit der „Erfurter Methode“ ein praktisches, in sich abgeschlossenes Verfahren zur Nachhaltigkeitsbewertung wärmetechnischer Anlagen ausgearbeitet wurde. Da die Entwicklung und die Anwendung der Methode derzeit vordergründig auf diese gebäudetechnischen Anlagen sowie die beiden Nachhaltigkeitsdimensionen Ökologie und Ökonomie beschränkt ist, bestehen Optimierungs- und Erweiterungsmöglichkeiten.

Beispielsweise wurden in der aktuellen Version der „Erfurter Methode“ die Erfassung und Bewertung sozialer Aspekte ausgeklammert. Diese dritte Dimension der Nachhaltigkeit kann und sollte künftig mit einbezogen werden (Abschnitt 2.1.1). Dies ist grundsätzlich einfach umzusetzen, indem die mathematische Definition des Ökoeffizienzindikators UWI um einen Term zur Einbindung eines Indikators zur Quantifizierung sozialer Auswirkungen erweitert wird. Diese Erweiterung würde zu einem neuartigen ganzheitlichen Nachhaltigkeitsindikator führen, der alle drei Nachhaltigkeitsdimensionen (Ökologie, Ökonomie, Soziales) berücksichtigt. Allerdings werden die Instrumente zur Bewertung sozialer Auswirkungen derzeit noch entwickelt und erforscht.

Bezüglich der den spezifischen Umweltleistungen u zugrundeliegenden Sachbilanzmodelle gibt es ebenso Optimierungs- und Erweiterungsmöglichkeiten. So sollten die aktuellen Modelle und die darin enthaltenen generischen Datensätze [80, 124] vereinheitlicht und standardisiert werden. Dies gilt insbesondere für die Definition von elementaren In- und Outputflüssen sowie deren Zuordnung zu geeigneten Wirkungskategorien. Hier fehlen sowohl national als auch international einheitlich festgelegte Standards. Erste Bestrebungen auf europäischer Ebene gibt es bereits [83].

Zur einheitlichen Bilanzierung der Lebenszyklusabschnitte (Herstellung, Nutzung, Entsorgung), insbesondere zum Umgang mit Koppelprodukten oder Sekundärmaterialien beim Recycling (Allokationsproblem), ist eine einheitliche Vorgehensweise erforderlich, um die Vergleichbarkeit

von Ergebnissen einer Nachhaltigkeitsbewertung zu gewährleisten. Insbesondere zur Anwendung der Gutschriftenmethode bedarf es klarer Vorgaben. Beispielsweise muss festgelegt sein, welcher generische Hintergrunddatensatz zur Gutschrift in der Entscheidungsphase (EoL) zu verwenden ist.

Zudem fehlt es zur Sachbilanzierung des gesamten Lebensweges und der darauffolgenden Abschätzung der Umweltwirkungen durch Anlagenkomponenten an generischen Hintergrunddatensätzen. Dies trifft vordergründig auf die Lebenszyklusphasen Errichtung (Herstellung, Module A4 und A5) und Entsorgung (Modul C4) zu [74, 79]. Derartige Informationen sind aktuell nicht von großer Bedeutung, aber mit zunehmender Nutzung regenerativer Endenergie wird deren Einfluss steigen.

Neben fehlenden Datensätzen für Anlagenkomponenten, ein typisches Beispiel sind Blockheizkraftwerke (BHKW), konnten auch biogene Brennstoffe kaum berücksichtigt werden. Obwohl mit der BIOENERGIEDAT [130] eine aktuelle und umfassende Datenbasis existiert, muss sie einer Wirkungsabschätzung nach ReCiPe erst zugänglich gemacht werden. Dies ist äußerst aufwendig und erfordert Erfahrung in der Zuordnung von elementaren In- und Outputflüssen zu den relevanten Wirkungskategorien (Klassifizierung).

Ähnlich den Erfordernissen zur Sachbilanz sollte bezüglich einer anzuwendenden Wirkungsabschätzungsmethode für klare Verhältnisse gesorgt werden. Eine international oder europäisch einheitliche Vorgabe, ähnlich wie in der Schweiz mit der Methode der ökologischen Knappheit (MöK, UBP-Methode) auf nationaler Ebene [10], wäre wünschenswert.

Neben diesen Erweiterungs- und Optimierungsmöglichkeiten sollte eine Skalierung der „Erfurter Methode“ auf gebäudetechnische Anlagen anderer Gewerke und Funktionsbereiche (Klima-, Sanitär-, Regelungstechnik) sowie das Gebäude vorgenommen werden. Beispielsweise müssten zur Erweiterung der Umweltbewertung zunächst, ähnlich der Vorgehensweise bei wärmetechnischen Anlagen, spezifische Sachbilanzmodelle entwickelt werden. Aus diesen könnten im Anschluss mittels der im Abschnitt 3.2.4.3 beschriebenen Wirkungsabschätzung die zugehörigen spezifischen Umweltleistungen angegeben werden. Bei einer Skalierung auf andere Gewerke und das Gebäude müsste allerdings die funktionelle Einheit neu definiert werden (Abschnitt 3.1.2).

Wie bereits im Abschnitt 3.3.2.1 angedeutet, ist es denkbar, auch die Wirtschaftlichkeitsbewertung und den Wirtschaftlichkeitsindikator WI umfänglicher zu gestalten. Es könnten neben Wirtschaftlichkeitsaspekten auch andere Gesichtspunkte berücksichtigt werden, wie Wertschöpfung, Marketing oder Kundenakzeptanz [45].

Nicht zuletzt sollte die „Erfurter Methode“ in regelmäßigen Abständen aktualisiert werden, z. B. im Intervall von 5 Jahren. Dies gilt vordergründig für die spezifischen Umweltleistungen u , da sowohl die generischen Hintergrunddaten in den Sachbilanzmodellen als auch die Wirkungsabschätzungsmethode ReCiPe regelmäßig aktualisiert werden [80, 84, 124].

5 Zusammenfassung

Auch wenn die „Erfurter Methode“ künftig einen Beitrag zur ganzheitlichen Nachhaltigkeit leisten kann, indem sie einen möglichen Handlungsbedarf aufzeigt, gilt:

Zukünftiges nachhaltiges Handeln sollte immer darauf ausgerichtet sein, nur das zu produzieren, was wirklich benötigt wird (Suffizienz), dieses möglichst mit hoher Effektivität (Kreislaufwirtschaft) und hoher Effizienz der Produktsysteme.

Anhang A Ergänzungen zur Nachhaltigkeitsbewertung

A.1 Lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden

Wie im Abschnitt 2.1.2 beschrieben, gibt es eine Vielzahl an Methoden zur Nachhaltigkeitsbeurteilung [37]. Um eine Einschränkung hinsichtlich eines geeigneten Ansatzes zur Entwicklung einer spezifischen Nachhaltigkeitsbewertungsmethode für wärmetechnische Anlagen vornehmen zu können, galt es zunächst eine Vorauswahl zu treffen. Im Ergebnis wurden nur Methoden eingehender betrachtet, die gemäß der Zieldefinition zur lebenszyklusbasierten, prozessorientierten Nachhaltigkeitsbewertung von Produkten und Dienstleistungen geeignet sind. Die in Tabelle A.1 aufgeführten Methoden erfüllen diese ersten Anforderungen.

A.2 Methodenauswahl

Um eine weitere Einschränkung vorzunehmen und eine abschließende Entscheidung hinsichtlich eines geeigneten Basisansatzes zur Entwicklung der „Erfurter Methode“ treffen zu können, wurden weitere grundlegende Anforderungen definiert. Tabelle A.2 zeigt, welcher der vorausgewählten Ansätze die jeweiligen Anforderungen erfüllt [37].

Tabelle A.1: Übersicht lebenszyklusbasierter Nachhaltigkeitsbewertungsmethoden.

Methoden	Beschreibung	Quelle
Carbon Footprint (CF)	Lebenszyklusanalyse und Bewertung der klimarelevanten Treibhausgasemissionen von Produkten	[37, 73]
Kumulierter Energieaufwand (KEA)	Lebenszyklusanalyse des Primärenergieaufwandes von Produkten	[37, 41]
Lebenszykluskostenrechnung (LCC)	Lebenszyklusanalyse der Zahlungsströme von Investitionsobjekten, Produkten oder Dienstleistungen	[37, 145]
Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA)	Analyse und Bewertung ökologischer, ökonomischer und sozialer Auswirkungen im Lebenszyklus eines Produktes	[34, 37]
Material-Input pro Serviceeinheit (MIPS)	Analyse der Ressourcenbeanspruchung im Lebenszyklus von Produkten und Dienstleistungen	[37]
Ökobilanz (LCA)	Analyse von Stoff- und Energieströmen im Lebensweg eines Produktes oder einer Dienstleistung, Beurteilung von potenziellen Umweltwirkungen	[25, 29, 37]
Ökoeffizienzbewertung (EEA)	Analyse und Bewertung ökologischer und ökonomischer Aspekte im Lebenszyklus von Produkten und Dienstleistungen	[11, 37]
Ökoeffizienz-Analyse BASF	Analyse und Bewertung ökologischer und ökonomischer Aspekte im Lebenszyklus von Produkten und Herstellungsverfahren	[14, 31]
Product Sustainability Assessment (PROSA)	Analyse und Bewertung ökologischer, ökonomischer und sozialer Auswirkungen im Lebenszyklus eines Produktes	[37, 42, 43]
Social Life Cycle Assessment (SLCA)	Analyse und Bewertung sozialer Problemstellungen im Lebenszyklus eines Produktes	[37, 46]
Sozio-Ökoeffizienz-Bewertung (SEEBalance)	Analyse und Bewertung ökologischer, ökonomischer und sozialer Auswirkungen im Lebenszyklus eines Produktes	[37, 44]
Stoffstromanalyse	Analyse und Visualisierung vernetzter Stoff- und Energieströme von Systemen	[37]
Water Footprint (WF)	Lebenszyklusanalyse und Bewertung des Wasserverbrauchs von Produkten	[37, 159]

Tabelle A.2: Anforderungen zur Methodenauswahl.

Anforderungen	Methoden													
	CF	KEA	LCC	LCSA	MIPS	LCA	EEA	Ökoeffizienz-Analyse	BASF	PROSA	SICA	SEEBalance	Stoffstromanalyse	WF
Datenverfügbarkeit	x	x	x	-	x	x	x	-	-	-	-	-	x	x
Ganzheitlichkeit	-	-	-	x	-	x	x	x	x	x	x	x	-	-
Gewichtung	-	-	-	x	-	x	x	x	x	x	x	x	-	-
Ortsbezug	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ökologie	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	-	x	x	x
Ökonomie	-	-	x	x	-	-	x	x	x	x	-	x	-	-
Prozessbezug	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x	x	x
Schutzgüter	-	-	-	x	-	x	x	-	-	-	-	-	-	x
Soziales	-	-	-	x	-	-	-	-	x	x	x	x	-	-
Systembezug	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Transparenz	x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x	x
Wirkungsabschätzung	x	-	-	x	-	x	x	x	x	x	-	x	-	x
Zeitbezug	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Zielgruppe Ingenieure	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Anhang B Ergänzungen zur Methodenentwicklung

B.1 Berechnung der Skalierfaktoren

Wie im Abschnitt 3.2.2 beschrieben, enthalten Tabelle B.1 bis Tabelle B.10 die notwendigen Regressionskoeffizienten und -konstanten zur Berechnung der Skalierfaktoren $f_{A,U,i}$. Ebenso sind den Tabellen das Bestimmtheitsmaß R^2 und der Standardfehler der Regression SER zu entnehmen.

Außerdem wurden Berechnungsblätter (Mathcad, Excel) entwickelt. Sie beinhalten Informationen zu getroffenen Annahmen, zur Datengrundlage sowie zur Ermittlung der Regressionsfunktionen einschließlich deren Koeffizienten und Konstanten. Zudem sind Hinweise auf die genutzten Quellen hinterlegt.

Es ist zu beachten, dass die Regressionsfunktionen auf Basis einer zuvor durchgeführten Normierung, mit Bezug auf einen Referenz- oder Bezugsdatensatz, ermittelt wurden. Wird ein Skalierfaktor für eine Anlagenkomponente berechnet, muss dieser mit der zugehörigen spezifischen Umweltleistung u_A des Referenz- oder Bezugsdatensatzes multipliziert werden (Abschnitt 3.2.2.2).

B.2 Spezifische Umweltleistung und deren Unsicherheit

Tabelle B.11 bis Tabelle B.20 beinhalten zusätzliche Informationen zur spezifischen Umweltleistung u von Anlagenkomponenten und Endenergieträgern (Abschnitt 3.2.2, Abschnitt 3.2.4).

Die erste Spalte enthält die bereits aus Abschnitt 3.2.2 bekannte kumulierte spezifische Umweltleistung u_i . Die drei nachfolgenden Spalten zeigen deren Verteilung auf die drei Lebenswegabschnitte *Herstellung* (Bereitstellung), *Nutzung* und *Entsorgung*.

Ebenso wurden in den Tabellen die mittels Monte-Carlo-Simulation berechneten Stichprobenstandardabweichungen s und Variationskoeffizienten v für die im Abschnitt 3.2.5.3 beschriebenen beiden Szenarien angegeben.

Die letzten Spalten der Tabelle B.11 bis Tabelle B.16 enthalten Angaben zur in den Sachbilanzmodellen berücksichtigten Nutzungsdauer T/N (Lebenszyklusdauer) der jeweiligen Anlagenkomponenten.

Tabelle B.1: Regressionskoeffizienten und -konstanten Anlagenbereich Erzeugung *Brennwertgeräte/Kessel*.

Anlagenkomponenten	Parameter			Bestimmtheitsmaß	Regressionsfehler
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>		
Bezugsdatensatzbezeichnung	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	R^2	<i>SER</i>
Gas-Brennwertgerät SG 260 kW DE	61,622	-1,172	0,909	1,000	0,001
Öl-Brennwertgerät SG 260 kW DE	28,097	-1,038	0,913	1,000	0,001
Pelletkessel 70 kW DE	-0,029	1,000	3,033	1,000	k.A.
Hackschnitzelkessel 260 kW DE	327,548	-1,610	0,958	1,000	0,001

Tabelle B.2: Regressionskoeffizienten und -konstanten Anlagenbereich Erzeugung *Wärmepumpen*.

Anlagenkomponenten	Parameter				Bestimmtheitsmaß	Regressionsfehler
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>		
Bezugsdatensatzbezeichnung	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	R^2	<i>SER</i>
Strom-Wärmepumpe U-Sonde 70 kW DE	-0,325	-11,027	-1,062	2,501	1,000	0,001
Strom-Wärmepumpe Kollektor 70 kW DE	0,164	6,713	-1,061	0,229	1,000	0,000
Strom-Wärmepumpe Luft-Wasser 14 kW DE	-0,015	0,843	-1,061	0,988	1,000	0,000

Tabelle B.3: Regressionskoeffizienten und -konstanten Anlagenbereich Erzeugung *Rauch-/Abgassysteme*.

Anlagenkomponenten	Parameter			Bestimmtheitsmaß	Regressionsfehler
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>		
Bezugsdatensatzbezeichnung	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	R^2	<i>SER</i>
Schornstein Polypropylen DE	0,038	1,000	-2,040	1,000	k.A.
Schornstein Edelstahl DE	0,012	1,000	-0,007	1,000	0,031

Tabelle B.4: Regressionskoeffizienten und -konstanten Anlagenbereich Speicherung *Pufferspeicher*.

Anlagenkomponenten	Parameter				Bestimmtheitsmaß	Regressionsfehler
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>		
Bezugsdatensatzbezeichnung	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	R^2	<i>SER</i>
Pufferspeicher Stahl	-0,127	9973,109	-1,900	1,624	0,917	0,073
Pufferspeicher Edelstahl	-0,127	9973,109	-1,900	1,624	0,917	0,073

Tabelle B.5: Regressionskoeffizienten und -konstanten Anlagenbereich Verteilung *Pumpen*.

Anlagenkomponenten	Parameter			Bestimmtheitsmaß	Regressionsfehler
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>		
Bezugsdatensatzbezeichnung	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	R^2	<i>SER</i>
Umwälzpumpe 625 W DE	19234,377	-2,518	0,998	1,000	0,000

Tabelle B.6: Regressionskoeffizienten und -konstanten Anlagenbereich Verteilung *Rohre*.

Anlagenkomponenten	Parameter			Bestimmtheitsmaß	Regressionsfehler
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>		
Bezugsdatensatzbezeichnung	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	R^2	<i>SER</i>
PE-X-Rohr 16 mm DE	0,004	1,961	0,000	1,000	1,371
PE-X-AL-Rohr 16 mm DE	0,009	1,694	0,000	0,995	0,353
Kupferrohr Mix blank DN 12 DE ^a	0,091	1,000	-0,089	1,000	0,012
Kupferrohr Mix blank DN 12 DE ^b	0,136	1,000	-0,213	1,000	0,028
Kupferrohr Mix blank DN 12 DE ^c	0,181	1,000	-0,472	0,999	0,111

^a Gültig für Außendurchmesser von 6 mm bis 28 mm, bei einer Wandstärke von 1,0 mm.

^b Gültig für Außendurchmesser von 28 mm bis 42 mm, bei einer Wandstärke von 1,5 mm.

^c Gültig für Außendurchmesser von 54 mm bis 89 mm, bei einer Wandstärke von 2,0 mm.

Tabelle B.7: Regressionskoeffizienten und -konstanten Anlagenbereich Übergabe *Plattenheizkörper*.

Anlagenkomponenten	Parameter					Bestimmtheitsmaß	Regressionsfehler
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	<i>e</i>		
Bezugsdatensatzbezeichnung	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	<i>e</i>	R^2	<i>SER</i>
Plattenheizkörper DE	189,482	-0,432	0,059	0,399	-1,299	k.A.	0,073

Tabelle B.8: Regressionskoeffizienten und -konstanten Anlagenbereich Übergabe *Stahlradiator*.

Anlagenkomponenten	Parameter			Bestimmtheitsmaß	Regressionsfehler
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>		
Bezugsdatensatzbezeichnung	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	R^2	<i>SER</i>
Stahlradiator DE	101,799	0,139	-1,327	k.A.	0,084

B.3 Sachbilanzpläne der Anlagenkomponente Fußbodenheizung

Tabelle B.9: Regressionskoeffizienten und -konstanten Anlagenbereich Übergabe *Fußbodenheizung* Faktor $f_{FBH1,i}$.

Anlagenkomponenten	Parameter				Bestimmtheitsmaß	Regressionsfehler
Bezugsdatensatzbezeichnung	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	R^2	<i>SER</i>
Fußbodenheizung PE-X-1617 mZE nass VA 16,5 DE	9,110	-0,023	26,437	-1,001	k.A.	0,020
Fußbodenheizung PE-X-1617 oZE nass VA 16,5 DE	9,532	-0,024	26,437	-1,001	k.A.	0,077

Tabelle B.10: Regressionskoeffizienten und -konstanten Anlagenbereich Übergabe *Fußbodenheizung* Faktor $f_{FBH2,i}$.

Anlagenkomponenten	Parameter				Bestimmtheitsmaß	Regressionsfehler
Bezugsdatensatzbezeichnung	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	R^2	<i>SER</i>
Fußbodenheizung PE-X-1617 mZE nass VA 16,5 DE	-0,265	0,034	1,055	1,086	0,999	0,007
Fußbodenheizung PE-X-1617 oZE nass VA 16,5 DE	-0,000093	0,007152	-0,165072	2,177104	0,984	0,026

Außerdem wurden Berechnungsblätter (Mathcad, Excel) entwickelt. Sie beinhalten Informationen zu den getroffenen Annahmen, zur Datengrundlage sowie zur Ermittlung der spezifischen Umweltleistungen, der Stichprobenstandardabweichungen und der Variationskoeffizienten.

B.3 Sachbilanzpläne der Anlagenkomponente *Fußbodenheizung*

Die nachfolgenden Bilder zeigen am Beispiel der Anlagenkomponente *Fußbodenheizung* einen kleinen Ausschnitt aus dem Sachbilanzmodell mit einigen zugehörigen Teilmodellen und Prozessen. Die vollständigen Sachbilanzmodelle aller betrachteten Anlagenkomponenten und Endenergieträger sowie entsprechende Kommentare sind in der entwickelten Modelldatenbank hinterlegt.

Im Bild B.1 ist beispielsweise die modellierte Errichtungsphase (Module A4 und A5) [74, 79] der übergeordneten Herstellungsphase der Anlagenkomponente *Fußbodenheizung* zu erkennen. Diese ist gekennzeichnet durch drei Materialtransportprozesse (Modul A4), für die Materialien Estrichmörtel, expandiertes Polystyrol (EPS) und PE-X-Rohr, sowie dem Einbauprozess (Modul A5).

Tabelle B.11: Ergänzende Angaben zur spezifischen Umweltleistung der Anlagenkomponenten, Anlagenbereich Erzeugung Teil 1 (Stand: 09.04.2019).

Anlagenkomponenten ^a	Spezifische Umweltleistung					Standardabweichung					Variationskoeffizient			Nutzungsdauer
	U _A	U _{AEFH}	U _{AEPN}	U _{AEPE}	Einheit	S _{AS1,u,i}	S _{AS2,u,i}	Einheit	V _{AS1,u,i}	V _{AS2,u,i}	Einheit	T _{Ni}	Einheit	
Fernwärmeübergabestation DE	3,429	8,739	0,600	-5,910	ULA/kW	0,694	0,612	ULA/kW	20,2	17,8	%	20	a	
Gas-Brennwertgerät SG 20 kW DE	59,041	70,202	5,185	-16,346	ULA/kW	10,570	9,343	ULA/kW	17,9	15,8	%	20	a	
Gas-Brennwertgerät SG 70 kW DE	28,627	37,116	1,480	-9,969	ULA/kW	5,195	4,734	ULA/kW	18,1	16,5	%	20	a	
Gas-Brennwertgerät SG 260 kW DE	21,470	30,232	0,512	-9,274	ULA/kW	4,128	3,691	ULA/kW	19,2	17,2	%	20	a	
Gas-Brennwertgerät WG 20 kW DE	22,433	22,699	5,019	-5,285	ULA/kW	3,850	3,396	ULA/kW	17,2	15,1	%	18	a	
Öl-Brennwertgerät WG 20 kW DE	37,904	44,868	5,019	-11,983	ULA/kW	6,806	6,073	ULA/kW	18,0	16,0	%	18	a	
Öl-Brennwertgerät SG 20 kW DE	69,213	83,950	5,185	-19,922	ULA/kW	12,376	11,194	ULA/kW	17,9	16,2	%	20	a	
Öl-Brennwertgerät SG 70 kW DE	40,074	54,086	1,481	-15,493	ULA/kW	7,512	6,795	ULA/kW	18,7	17,0	%	20	a	
Öl-Brennwertgerät SG 260 kW DE	31,954	45,764	0,512	-14,322	ULA/kW	6,093	5,615	ULA/kW	19,1	17,6	%	20	a	
Strom-Wärmepumpe U-Sonde 10 kW DE	259,416	306,357	10,370	-57,311	ULA/kW	42,250	37,640	ULA/kW	16,3	14,5	%	20	a	
Strom-Wärmepumpe U-Sonde 20 kW DE	348,004	371,786	5,185	-28,967	ULA/kW	56,379	50,563	ULA/kW	16,2	14,5	%	20	a	
Strom-Wärmepumpe U-Sonde 70 kW DE	325,360	341,915	1,481	-18,036	ULA/kW	52,910	46,898	ULA/kW	16,3	14,4	%	20	a	
Strom-Wärmepumpe Kollektor 10 kW DE	125,661	171,929	10,370	-56,638	ULA/kW	21,670	19,534	ULA/kW	17,2	15,5	%	20	a	
Strom-Wärmepumpe Kollektor 20 kW DE	105,538	130,014	5,185	-29,661	ULA/kW	18,845	16,681	ULA/kW	17,9	15,8	%	20	a	
Strom-Wärmepumpe Kollektor 70 kW DE	105,566	115,881	1,481	-11,796	ULA/kW	19,153	17,006	ULA/kW	18,1	16,1	%	20	a	
Strom-Wärmepumpe Luft-Wasser 7 kW DE	109,245	236,227	13,336	-140,318	ULA/kW	19,308	17,228	ULA/kW	17,7	15,8	%	18	a	
Strom-Wärmepumpe Luft-Wasser 10 kW DE	105,243	236,227	9,334	-140,318	ULA/kW	18,915	17,024	ULA/kW	18,0	16,2	%	18	a	
Strom-Wärmepumpe Luft-Wasser 14 kW DE	102,516	236,168	6,666	-140,318	ULA/kW	18,481	16,690	ULA/kW	18,0	16,3	%	18	a	
Pelletkessel 14,9 kW DE	91,622	122,429	11,228	-42,035	ULA/kW	15,695	13,937	ULA/kW	17,1	15,2	%	15	a	
Pelletkessel 70 kW DE	35,275	55,217	2,390	-22,332	ULA/kW	6,302	5,636	ULA/kW	17,9	16,0	%	15	a	

^a Bezugsgröße für Wärmereizerger ist deren Nennwärmeleistung.

Tabelle B.12: Ergänzende Angaben zur spezifischen Umweltleistung der Anlagenkomponenten, Anlagenbereich Erzeugung Teil 2 (Stand: 09.04.2019).

Anlagenkomponenten ^{a, b, c}	Spezifische Umweltleistung			Standardabweichung			Variationskoeffizient			Nutzungsdauer			
	U _A	U _{A,EPH}	U _{A,EPN}	U _{A,EPE}	Einheit	S _{A,S1,rel}	S _{A,S2,rel}	Einheit	V _{A,S1,rel}		V _{A,S2,rel}	Einheit	T _{Nj}
Hackschnitzkessel 20 kW DE	77.871	126.072	8.365	-56.566	ULA/kW	12,254	10,827	ULA/kW	15,7	13,9	%	15	a
Hackschnitzkessel 70 kW DE	28.373	49.602	2.390	-23.619	ULA/kW	4,479	3,978	ULA/kW	15,8	14,0	%	15	a
Hackschnitzkessel 260 kW DE	21.684	44.560	0.643	-23.519	ULA/kW	3,497	3,074	ULA/kW	16,1	14,2	%	15	a
Solaranlage Flachkollektor DE	76.724	220.605	8.103	-151.984	ULA/m ²	10,449	8,821	ULA/m ²	13,6	11,5	%	20	a
Solaranlage Vakuumröhrenkollektor DE	167.908	370.921	13.096	-216.109	ULA/m ²	25,863	22,984	ULA/m ²	15,4	13,7	%	20	a
Schornstein Polypropylen DE	9.869	3.230	6.751	-0.112	ULA/m	1,383	1,197	ULA/m	14,0	12,1	%	30	a
Schornstein Edelstahl DE	43.573	37.581	6.751	-0.759	ULA/m	10,247	9,498	ULA/m	23,5	21,8	%	30	a
Schornstein gemauert einzügig DE	51.489	29.416	18.591	3.482	ULA/m	6,941	5,906	ULA/m	13,5	11,5	%	50	a
Schornstein gemauert zweizügig DE	83.697	56.178	18.591	6.928	ULA/m	11,204	9,383	ULA/m	13,4	11,2	%	50	a

^a Bezugsgröße für Wärmeerzeuger ist deren Nennwärmeleistung.

^b Bezugsgröße für thermische Solar Kollektoren ist deren Bruttokollektorfläche.

^c Bezugsgröße für Schornsteine ist deren Bauhöhe.

Tabelle B.13: Ergänzende Angaben zur spezifischen Umweltleistung der Anlagenkomponenten, Anlagenbereich Erzeugung Teil 3 (Stand: 09.04.2019).

Anlagenkomponenten ^a		Spezifische Umweltleistung			Standardabweichung			Variationskoeffizient			Nutzungsdauer		
Datensatzbezeichnung	$u_{A,i}$	u_{AEPH}	u_{AEPN}	$u_{AEP E}$	Einheit	$s_{AS1,ui}$	$s_{AS2,ui}$	Einheit	$v_{AS1,ui}$	$v_{AS2,ui}$	Einheit	T/N_i	Einheit
Flüssiggastank 2700 l unterirdisch DE	0.692	1.304	0.017	-0.629	ULA/l	0.109	0.098	ULA/l	15,8	14,2	%	18	a
Flüssiggastank 4850 l unterirdisch DE	0.551	1.048	0.009	-0.506	ULA/l	0.088	0.077	ULA/l	16,0	14,0	%	18	a
Flüssiggastank 6400 l unterirdisch DE	0.519	0.989	0.007	-0.477	ULA/l	0.083	0.073	ULA/l	16,0	14,1	%	18	a
Flüssiggastank 2700 l oberirdisch DE	0.530	1.053	0.014	-0.537	ULA/l	0.087	0.076	ULA/l	16,4	14,3	%	18	a
Flüssiggastank 4850 l oberirdisch DE	0.469	0.941	0.008	-0.480	ULA/l	0.076	0.067	ULA/l	16,2	14,3	%	18	a
Flüssiggastank 6400 l oberirdisch DE	0.399	0.802	0.006	-0.409	ULA/l	0.065	0.057	ULA/l	16,3	14,3	%	18	a
Öltank Stahl-PE-HD 750 l DE	0.412	0.492	0.086	-0.166	ULA/l	0.060	0.053	ULA/l	14,6	12,9	%	30	a
Öltank Stahl-PE-HD 1000 l DE	0.367	0.456	0.065	-0.154	ULA/l	0.054	0.047	ULA/l	14,7	12,8	%	30	a
Öltank PE-HD 750 l DE	0.400	0.363	0.042	-0.005	ULA/l	0.056	0.048	ULA/l	14,0	12,0	%	25	a
Öltank PE-HD 1000 l DE	0.398	0.371	0.032	-0.005	ULA/l	0.056	0.048	ULA/l	14,1	12,1	%	25	a
Öltank PE-HD 1500 l DE	0.357	0.341	0.021	-0.005	ULA/l	0.051	0.044	ULA/l	14,3	12,3	%	25	a

^a Bezugsgröße für Tanks ist deren Speichervolumen.

Tabelle B.14: Ergänzende Angaben zur spezifischen Umweltleistung der Anlagenkomponenten, Anlagenbereich *Speicherung* (Stand: 09.04.2019).

Anlagenkomponenten ^a	Spezifische Umweltleistung			Standardabweichung			Variationskoeffizient			Nutzungsdauer				
	$u_{A,i}$	$u_{A,EPH}$	$u_{A,EPN}$	$u_{A,EPE}$	$u_{A,EPF}$	Einheit	$s_{A,S1,u,i}$	$s_{A,S2,u,i}$	Einheit	$v_{A,S1,u,i}$	$v_{A,S2,u,i}$	Einheit	T/N_i	Einheit
Datensatzbezeichnung														
Pufferspeicher Stahl	0,863	1,153	0,091	-0,381		ULA/	0,125	0,109	ULA/	14,5	12,6	%	20	a
Pufferspeicher Edelstahl	2,344	2,311	0,091	-0,058		ULA/	0,562	0,516	ULA/	24,0	22,0	%	20	a

^a Bezugsgröße für Pufferspeicher ist deren Speichervolumen.

Tabelle B.15: Ergänzende Angaben zur spezifischen Umweltleistung der Anlagenkomponenten, Anlagenbereich *Verteilung* (Stand: 09.04.2019).

Anlagenkomponenten ^{a, b}	Spezifische Umweltleistung					Standardabweichung					Variationskoeffizient					Nutzungsdauer	
	$u_{A,EP\text{Gesamt}}$	$u_{A,EPH}$	$u_{A,EPN}$	$u_{A,EPE}$	Einheit	$s_{A,S1,u,i}$	$s_{A,S2,u,i}$	Einheit	$v_{A,S1,u,i}$	$v_{A,S2,u,i}$	Einheit	T/N_i	Einheit				
Datensatzbezeichnung																	
Umwälzpumpe 50 W DE	0,871	0,654	0,352	-0,135	ULA/W	0,136	0,121	ULA/W	15,6	13,9	%	10	a				
Umwälzpumpe 150 W DE	0,460	0,433	0,117	-0,090	ULA/W	0,076	0,068	ULA/W	16,5	14,8	%	10	a				
Umwälzpumpe 625 W DE	0,433	0,513	0,028	-0,108	ULA/W	0,075	0,067	ULA/W	17,3	15,5	%	10	a				
PE-X-Rohr 16 mm DE	1,178	1,009	0,177	-0,008	ULA/m	0,164	0,140	ULA/m	13,9	11,9	%	30	a				
PE-X-AL-Rohr 16 mm DE	2,040	1,816	0,235	-0,011	ULA/m	0,274	0,235	ULA/m	13,4	11,5	%	30	a				
Kupferrohr Mix blank DN 12 DE	15,881	20,787	0,274	-5,180	ULA/m	3,677	3,383	ULA/m	23,2	21,3	%	35	a				
Rohrisolierung EPDM DN 15 DE	2,318	2,169	0,196	-0,047	ULA/m	0,324	0,279	ULA/m	14,0	12,0	%	25	a				

^a Bezugsgröße für Umwälzpumpen ist deren elektrische Nennleistung.

^b Bezugsgröße für Rohre sowie Rohrisolierung ist deren Länge.

Tabelle B.16: Ergänzende Angaben zur spezifischen Umweltleistung der Anlagenkomponenten, Anlagenbereich Übergabe (Stand: 09.04.2019).

Anlagenkomponenten ^a	Spezifische Umweltleistung				Standardabweichung				Variationskoeffizient				Nutzungslauer	
	U _{A,EP,Gesamt}	U _{A,EP,H}	U _{A,EP,N}	U _{A,EP,E}	Einheit	S _{A,St,tot}	S _{A,Sz,tot}	Einheit	V _{A,St,tot}	V _{A,Sz,tot}	Einheit	T/N _i	Einheit	
Plattenheizkörper DE	80.528	115,965	7,200	-42,637	ULA/kW	12,013	10,501	ULA/kW	14,9	13,3	%	30	a	
Stahlradiator DE	105.127	148,625	11,110	-54,608	ULA/kW	15,658	13,683	ULA/kW	14,9	13,0	%	35	a	
Fußbodenheizung PE-X-1617 mZE nass VA 16,5 DE	329.925	270,840	18,663	40,422	ULA/kW	45,358	38,316	ULA/kW	13,7	11,6	%	50	a	
Fußbodenheizung PE-X-1617 oZE nass VA 16,5 DE	78.891	58,688	18,663	1,540	ULA/kW	11,022	9,518	ULA/kW	14,0	12,1	%	50	a	

^a Bezugsgröße für Plattenheizkörper, Stahlradiatoren und Fußbodenheizungen ist deren Wärmeleistungsabgabe.

Tabelle B.17: Ergänzende Angaben zur spezifischen Umweltleistung fossiler Brennstoffe (Stand: 09.04.2019).

Energieträger ^a	Spezifische Umweltleistung				Standardabweichung				Variationskoeffizient			
	$u_{EEP-Gesamt}$	u_{EEP-H}	u_{EPP-N}	u_{EPP-E}	$SE_{E1,u,i}$	$SE_{E2,u,i}$	Einheit	Einheit	$VE_{E1,u,i}$	$VE_{E2,u,i}$	Einheit	Einheit
Datensatzbezeichnung												
Erdgas Mix DE	0.386	0.236	0.150	0.000	0.058	0.050	ULA/kWh	ULA/kWh	15,0	13,0	%	%
Erdgas Mix EU-28	0.394	0.244	0.150	0.000	0.059	0.052	ULA/kWh	ULA/kWh	15,0	13,2	%	%
Flüssiggas LPG 70/30 DE	0.436	0.265	0.171	0.000	0.062	0.054	ULA/kWh	ULA/kWh	14,2	12,4	%	%
Flüssiggas LPG 70/30 EU-28	0.444	0.273	0.171	0.000	0.064	0.055	ULA/kWh	ULA/kWh	14,4	12,4	%	%
Heizöl EL DE	0.453	0.250	0.203	0.000	0.063	0.055	ULA/kWh	ULA/kWh	13,9	12,1	%	%
Heizöl EL EU-28	0.459	0.257	0.202	0.000	0.065	0.055	ULA/kWh	ULA/kWh	14,2	12,0	%	%
Braunkohle Brikkett rheinisch DE	0.824	0.483	0.335	0.006	0.120	0.102	ULA/kWh	ULA/kWh	14,6	12,4	%	%
Braunkohle Brikkett Lausitz DE	0.840	0.499	0.330	0.011	0.120	0.103	ULA/kWh	ULA/kWh	14,3	12,3	%	%
Braunkohle Brikkett (rheinisch) EU-28	0.606	0.264	0.335	0.007	0.082	0.069	ULA/kWh	ULA/kWh	13,5	11,4	%	%
Steinkohle Brikkett DE	0.689	0.249	0.432	0.008	0.097	0.082	ULA/kWh	ULA/kWh	14,1	11,9	%	%
Steinkohle Brikkett EU-28	0.683	0.243	0.432	0.008	0.097	0.083	ULA/kWh	ULA/kWh	14,2	12,1	%	%
Steinkohle Brikkett RER (EU-28)	0.690	0.250	0.432	0.008	0.100	0.085	ULA/kWh	ULA/kWh	14,5	12,3	%	%

^a Bezugsgröße ist die heizwertbezogene Endenergie.

Tabelle B.18: Ergänzende Angaben zur spezifischen Umweltleistung biogener Brennstoffe (Stand: 09.04.2019).

Endenergieträger ^a	Spezifische Umweltleistung			Standardabweichung			Variationskoeffizient			
	U _{EP, Gesamt}	U _{EPH}	U _{EPE}	Einheit	SE _{S1,rel}	SE _{S2,rel}	Einheit	VE _{S1,rel}	VE _{S2,rel}	Einheit
Datensatzbezeichnung	U _{EP, Gesamt}	U _{EPH}	U _{EPE}	Einheit	SE _{S1,rel}	SE _{S2,rel}	Einheit	VE _{S1,rel}	VE _{S2,rel}	Einheit
Holzpellets (6,2% Feuchte; 5,8% H ₂ O) DE	0,065	0,045	0,001	ULA/kWh	0,008	0,006	ULA/kWh	12,3	9,2	%

^a Bezugsgröße ist die heizwertbezogene Endenergie.

Tabelle B.19: Ergänzende Angaben zur spezifischen Umweltleistung für Fernwärme (Stand: 09.04.2019).

Endenergieträger ^a	Spezifische Umweltleistung			Standardabweichung			Variationskoeffizient			
	U _{EP, Gesamt}	U _{EPH}	U _{EPE}	Einheit	SE _{S1,rel}	SE _{S2,rel}	Einheit	VE _{S1,rel}	VE _{S2,rel}	Einheit
Datensatzbezeichnung	U _{EP, Gesamt}	U _{EPH}	U _{EPE}	Einheit	SE _{S1,rel}	SE _{S2,rel}	Einheit	VE _{S1,rel}	VE _{S2,rel}	Einheit
Fernwärme DE	0,390	0,390	0,000	ULA/kWh	0,052	0,043	ULA/kWh	13,3	11,0	%
Fernwärme DE 2020 (GM, BaseCase, KWK 88%)	0,325	0,325	0,000	ULA/kWh	0,054	0,048	ULA/kWh	16,6	14,8	%
Fernwärme DE 2020 (EM, BaseCase, KWK 88%)	0,342	0,342	0,000	ULA/kWh	0,047	0,041	ULA/kWh	13,7	12,0	%
Fernwärme DE aus Biogas Mix	0,275	0,275	0,000	ULA/kWh	0,025	0,016	ULA/kWh	9,1	5,8	%
Fernwärme DE aus Biomasse fest, Mix	0,108	0,108	0,000	ULA/kWh	0,008	0,003	ULA/kWh	7,4	2,8	%

^a Bezugsgröße ist die heizwertbezogene Endenergie.

Tabelle B.20: Ergänzende Angaben zur spezifischen Umweltleistung für Strom (Stand: 09.04.2019).

Energieträger ^a	Spezifische Umweltleistung					Standardabweichung					Variationskoeffizient			
	Datensatzbezeichnung	U _{EE,EP,Gesamt}	U _{EE,EP,H}	U _{EE,EP,N}	U _{EE,EP,E}	Einheit	SE _{SE,St,Ul}	SE _{SE,St,Ul}	SE _{SE,St,Ul}	Einheit	VE _{SE,St,Ul}	VE _{SE,St,Ul}	VE _{SE,St,Ul}	Einheit
Strom Mix DE		0,781	0,781	0,000	0,000	ULA/kWh	0,103	0,086	0,086	ULA/kWh	13,2	11,0	11,0	%
Strom Mix EU-28		0,587	0,587	0,000	0,000	ULA/kWh	0,078	0,066	0,066	ULA/kWh	13,3	11,2	11,2	%
Strom aus Windkraft DE		0,039	0,039	0,000	0,000	ULA/kWh	0,006	0,006	0,006	ULA/kWh	15,4	15,4	15,4	%
Strom aus Photovoltaik DE		0,184	0,184	0,000	0,000	ULA/kWh	0,026	0,022	0,022	ULA/kWh	14,1	12,0	12,0	%
Strom aus Biogas DE		0,407	0,407	0,000	0,000	ULA/kWh	0,037	0,024	0,024	ULA/kWh	9,1	5,9	5,9	%
Strom aus Biomasse (fest) DE		0,228	0,228	0,000	0,000	ULA/kWh	0,017	0,008	0,008	ULA/kWh	7,5	3,5	3,5	%
Strom Verdrängungsmix DE (NS)		1,313	1,313	0,000	0,000	ULA/kWh	0,177	0,150	0,150	ULA/kWh	13,5	11,4	11,4	%
Strom Verdrängungsmix DE (MS)		1,297	1,297	0,000	0,000	ULA/kWh	0,173	0,148	0,148	ULA/kWh	13,3	11,4	11,4	%
Strom Verdrängungsmix DE (HS)		1,286	1,286	0,000	0,000	ULA/kWh	0,174	0,146	0,146	ULA/kWh	13,5	11,4	11,4	%

^a Bezugsgröße ist die heizwertbezogene Endenergie.

Bild B.2 zeigt einen der drei im Bild B.1 dargestellten Transportprozesse im Detail. Der zugehörige Einbauprozess ist im Bild B.3 zu sehen. Dort sind neben Transportprozessen vordergründig Einbauprozesse, mit hinterlegten anteiligen Montagezeiten und Fahrten zur Baustelle, sowie Herstellungsprozesse für Verpackungsmaterial abgebildet.

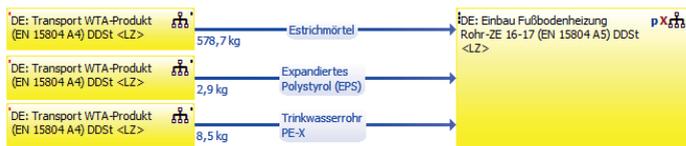


Bild B.1: Sachbilanzplan der Anlagenkomponente *Fußbodenheizung PE-X-ZE 16-17 ts*, Errichtungsphase Module A4 und A5.

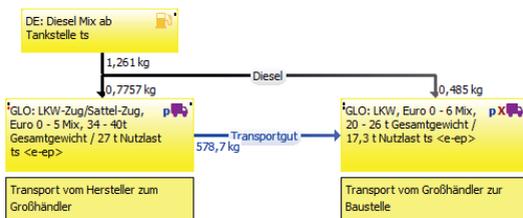


Bild B.2: Sachbilanzplan der Anlagenkomponente *Fußbodenheizung PE-X-ZE 16-17 ts*, Errichtungsphase Modul A4.

Im Bild B.4 ist die modellierte Nutzungsphase (Module B1 bis B7) [74, 79] der Anlagenkomponente *Fußbodenheizung* zu sehen. In dieser Phase wurden allerdings nur anteilige Reparaturaufwendungen im Modul B3 berücksichtigt. Die Bilanzierung erfolgte anteilig, bezogen auf ein Referenzprodukt gleicher Bauart, wie im Bild B.5 dargestellt.

Auch für die Entsorgungsphase mussten eigene Teilsachbilanzmodelle und Prozesse definiert werden. Bild B.6 zeigt das erstellte Teilsachbilanzmodell Abbruch (Modul C1) für die Anlagenkomponente *Fußbodenheizung*, beispielsweise mit Transportprozessen zur Demontage, zur Verbrennung und Deponierung der Materialien.

B.4 Datenbanken zur Ökobilanzierung

Tabelle B.21 und Tabelle B.22 zeigen eine Auswahl bedeutender kommerzieller und nicht kommerzieller Datenbanken zur Umweltbewertung von Produkten und Dienstleistungen. Neben den aufgeführten Datenbanken gibt es je nach Land, Region oder Problemfeld weitere spezifische Datenbanken [5].

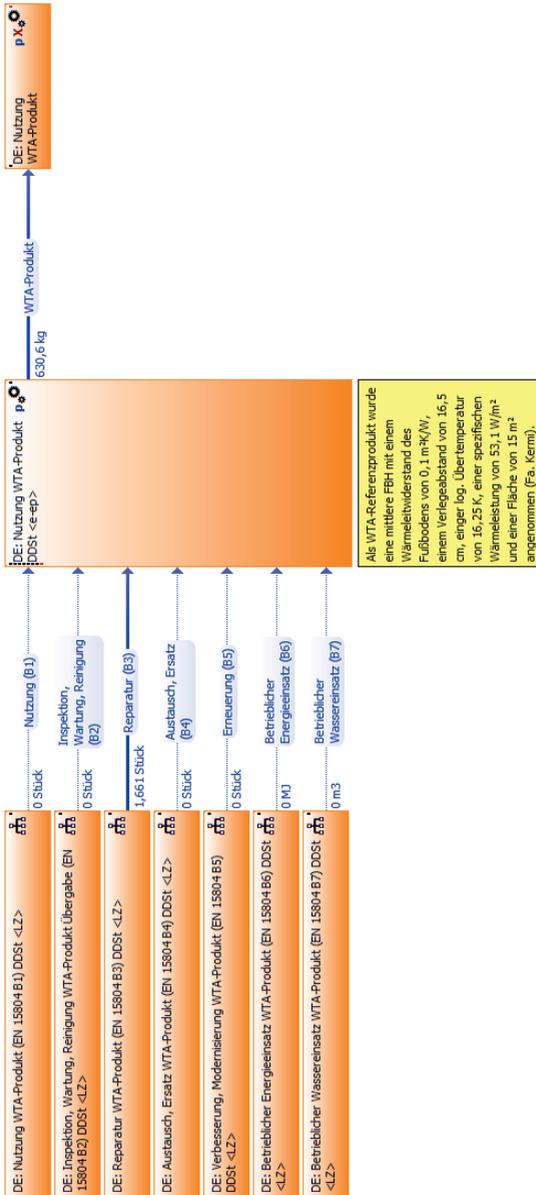


Bild B.4: Sachbilanzplan der Anlagenkomponente Fußbodenheizung PE-X-ZE 16-17 ts, Nutzungsphase Module B1 bis B7.



Bild B.5: Sachbilanzplan der Anlagenkomponente Fußbodenheizung PE-X-ZE 16-17 ts, Nutzungsphase Modul B3.

Tabelle B.21: Übersicht bedeutender kommerzieller Umweltdatenbanken.

Datenbankbezeichnung	Beschreibung	Quelle
ecoinvent	Datensystem vom schweizerischen ecoinvent-Zentrum (weltweit führend); Sachbilanzdaten zu Energie, Materialien, Abfallentsorgung, landwirtschaftliche Produkte und Prozesse, Transporte, Elektronik, Metallverarbeitung und Gebäudelüftung, Datensätze primär für die Schweiz oder weltweiten Produktsystem-Mix modelliert	[124]
Gabi	Software und Datenbank; Datenbanken berücksichtigen eine große Bandbreite und eine Vielzahl von Industriezweigen, wie Metalle, organische und anorganische Zwischenprodukte, Kunststoffe, Mineralstoffe, Energie, maschinelle Bearbeitungsprozesse, Recycling, Farben und Lacke, Elektronik, Baumaterial, Textilveredelung oder erneuerbare Rohstoffe; im Ingenieurbereich weit verbreitet	[80]
SimaPro	Software und Datenbank; mit eigenen Datensätzen in Zusammenarbeit mit ecoinvent	[127]

Tabelle B.22: Übersicht bedeutender nicht kommerzieller Umweltdatenbanken.

Datenbankbezeichnung	Beschreibung	Quelle
ProBas	Datenbank des deutschen Umweltbundesamtes und des Öko-Institut e.V.; Daten zum Umweltmanagement, zur Ökobilanzierung und zur Stoffstromanalyse	[160]
GEMIS	Lebenszyklusdaten zu verschiedenen Prozessen, Produkten, Referenzen und Szenarien; hauptsächlich für Energiedaten mit EU-Schwerpunkt	[69]
ÖKOBAUDAT	Baustoffdatenbank für die Ökobilanzierung von Bauwerken	[161]
BIOENERGIEDAT	Datenbasis für die energetische Nutzung von Biomasse	[130]

B.5 Korrektur des Fernwärmemix

Die Berechnung von Primärenergie- oder CO₂-Emissionsfaktoren des Fernwärmemix eines Energieversorgers erfolgt allgemein nach den AGFW-Arbeitsblättern FW 309-1 [96] und FW 309-6 [97]. Um zu überprüfen, inwieweit diese Verfahrensweise für die Ermittlung der spezifischen Umweltleistung eines Fernwärmemix anwendbar ist, wurden in dieser Arbeit entsprechende Untersuchungen durchgeführt.

Im ersten Schritt erfolgte die Modellierung eines repräsentativen Fernwärmemix nach GEMIS [69] (Bild 3.18) mit der Ökobilanz-Software GaBi ts [80]. Insgesamt wurden zwei Sachbilanzmodelle zur getrennten Untersuchung der Allokationsverfahren für das Koppelprodukt *Strom* aus KWK-Prozessen erstellt. Im ersten Modell kam die Gutschriftenmethode (GM) nach Arbeitsblatt FW 309-1 zur Anwendung. Das zweite Modell wurde unter Nutzung der Exergiemethode (EM, Stromverlustmethode) nach Arbeitsblatt FW 309-6 [97] entwickelt. Es erfolgte zudem eine differenzierte Betrachtung mit unterschiedlichen KWK-Anteilen in beiden Modellen.

Im Ergebnis dieser Ökobilanzierungen konnten die im Bild B.7 und Bild B.8 gezeigten Verläufe (graue Linien) der spezifischen Umweltleistung u_E in Abhängigkeit vom KWK-Anteil α_{KWK} berechnet werden (Tabelle B.23). Im zweiten Schritt erfolgten die Berechnungen vereinfacht nach den AGFW-Arbeitsblättern FW 309-1 und FW 309-6. Hierfür wurden die spezifischen Umweltleistungen aus Tabelle 3.7 bis Tabelle 3.10 verwendet.

Tabelle B.23: Spezifische Umweltleistung und Primärenergiefaktor in Abhängigkeit vom KWK-Anteil α_{KWK} , Fernwärmemix gemäß GEMIS [69].

KWK-Anteil	Spezifische Umweltleistung				Primärenergiefaktor				
	α_{KWK}	$u_{E,\text{FW.GM.Gabi}}$	$u_{E,\text{FW.309-1}}$	$u_{E,\text{FW.EM.Gabi}}$	$u_{E,\text{FW.309-6}}$	$f_{p,\text{FW.GM.Gabi}}$	$f_{p,\text{FW.309-1}}$	$f_{p,\text{FW.EM.Gabi}}$	$f_{p,\text{FW.309-6}}$
%	ULA/kWh	ULA/kWh	ULA/kWh	ULA/kWh	kWh/kWh	kWh/kWh	kWh/kWh	kWh/kWh	kWh/kWh
0,0	0,483	0,483	0,483	0,483	1,346	1,350	1,346	1,349	
0,1	0,465	0,471	0,467	0,470	1,275	1,278	1,290	1,293	
0,2	0,447	0,458	0,451	0,456	1,204	1,206	1,234	1,237	
0,3	0,429	0,445	0,435	0,442	1,133	1,135	1,178	1,181	
0,4	0,411	0,432	0,419	0,428	1,062	1,063	1,123	1,125	
0,5	0,393	0,419	0,403	0,414	0,991	0,992	1,067	1,068	
0,6	0,375	0,407	0,387	0,401	0,920	0,920	1,011	1,012	
0,7	0,357	0,394	0,371	0,387	0,849	0,849	0,956	0,956	
0,8	0,339	0,381	0,355	0,373	0,778	0,777	0,900	0,900	
0,9	0,321	0,368	0,339	0,359	0,707	0,706	0,844	0,843	
1,0	0,303	0,355	0,323	0,345	0,636	0,634	0,788	0,787	

Wie im Bild B.7 und Bild B.8 an den unterschiedlichen Verläufen zu erkennen, weichen mit zunehmendem KWK-Anteil α_{KWK} die Ergebnisse der Ökobilanzierung (graue Linien) von den Berechnungen gemäß den AGFW-Arbeitsblättern (rote Linien) ab. Die Abweichung beträgt bei Anwendung der Gutschriftenmethode maximal 17% und bei Nutzung der Exergiemethode maximal 7%.

Um sich den Ursachen für die Abweichungen zu nähern, wurden ähnliche Untersuchungen bei ausschließlich primärenergetischer Betrachtung durchgeführt und die entsprechenden Primärenergiefaktoren f_p berechnet. Die Resultate sind im Bild B.9 und Bild B.10 dargestellt. Es ist zu erkennen, dass sowohl die Ökobilanzierungen (graue Linien) als auch die Berechnungen nach den AGFW-Arbeitsblättern (rote Linien) zu näherungsweise gleichen Ergebnissen führen. Es kann unabhängig vom Allokationsverfahren kein signifikanter Unterschied festgestellt werden. Einerseits lässt sich daraus schließen, dass die Sachbilanzmodelle des Fernwärmemix mit hinreichender Genauigkeit mit den vereinfachten Berechnungsverfahren der AGFW-Arbeitsblätter FW 309-1 und FW 309-6 übereinstimmen. Andererseits deutet es darauf hin, dass der Primärenergiebedarf, der in der spezifischen Umweltleistung u_E mit der Wirkungskategorie *Verbrauch fossiler Ressourcen* vertreten ist, keinen Einfluss auf die Abweichungen hat. Vielmehr scheint die Wirkungskategorie *Klimawandel*, zur Abschätzung des Einflusses von Treibhausgasemissionen, ursächlich für die Unterschiede zu sein (Abschnitt 3.2.4.2).

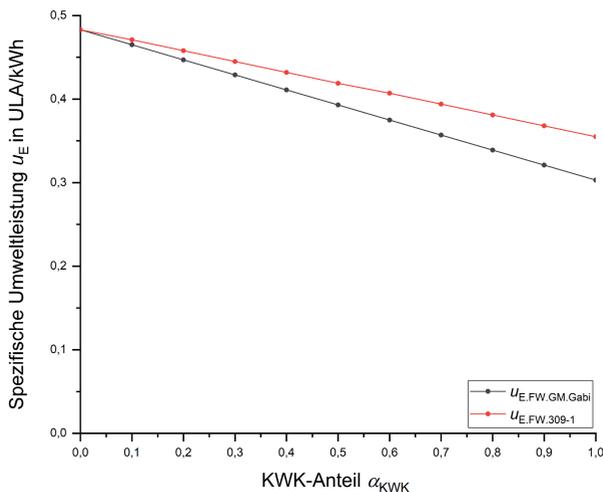


Bild B.7: Abhängigkeit der spezifischen Umweltleistung u_E vom KWK-Anteil α_{KWK} an der Wärmeerzeugung des Fernwärmemix (Gutschriftenmethode).

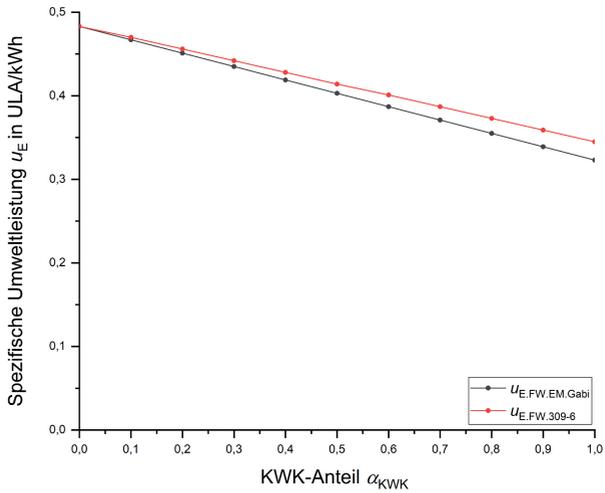


Bild B.8: Abhängigkeit der spezifischen Umweltleistung u_E vom KWK-Anteil α_{KWK} an der Wärmeerzeugung des Fernwärmemix (Exergiemethode).

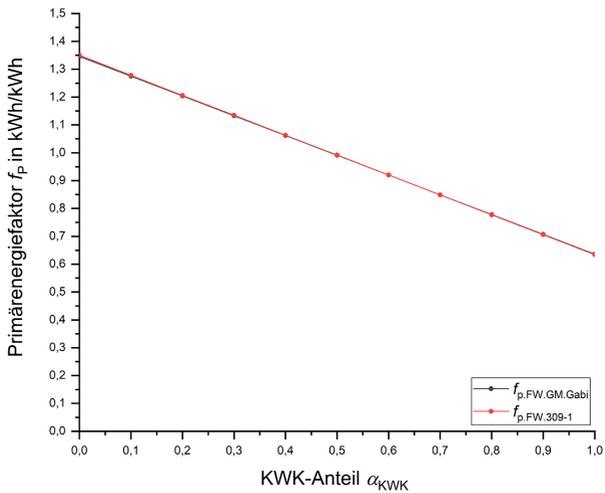


Bild B.9: Abhängigkeit des Primärenergiefaktors f_p vom KWK-Anteil α_{KWK} an der Wärmeerzeugung des Fernwärmemix (Gutschriftenmethode).

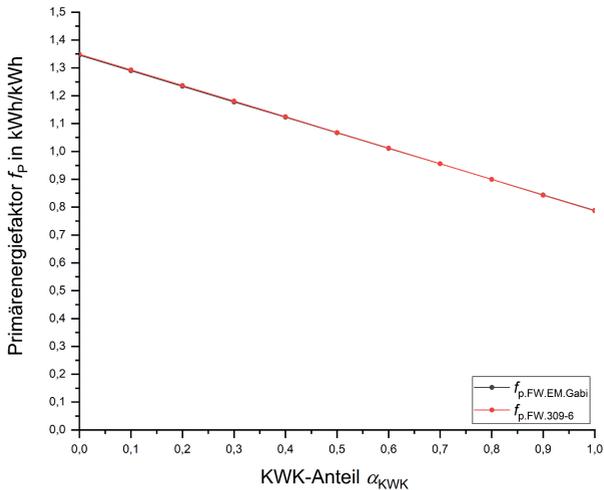


Bild B.10: Abhängigkeit des Primärenergiefaktors f_p vom KWK-Anteil α_{KWK} an der Wärmeerzeugung des Fernwärmemix (Exergiemethode).

Damit die Berechnungsergebnisse nach den AGFW-Arbeitsblättern FW 309-1 und FW 309-6 näherungsweise mit den Ergebnissen der Ökobilanzierungen übereinstimmen, wurden für die betreffenden Endenergieträger die in Tabelle 3.11 aufgeführten Korrekturfaktoren ermittelt. Diese sind mit den spezifischen Umweltleistungen der für die KWK-Prozesse genutzten Endenergieträger zu multiplizieren. Auf eine umfangreiche Ökobilanz des Fernwärmemix eines Energieversorgers kann somit verzichtet werden. Um die Ergebnisse verallgemeinern zu können, sollten weitere Untersuchungen folgen, da nur ein spezifischer Kraftwerksmix in dieser Arbeit betrachtet werden konnte. Detaillierte Informationen zu den Untersuchungen sind in den Berechnungsblättern und der entwickelten Modelldatenbank hinterlegt.

Anhang C Ergänzungen zur Methodenanwendung

C.1 Energetische Bewertung

Tabelle C.1 bis Tabelle C.4 enthalten die je Anlagenvariante zusammengefassten und zur Ökoeffizienzbewertung erforderlichen Ergebnisse der energetischen Bewertung zum untersuchten Mustergebäude (Abschnitt 4.1.1).

C.2 Unsicherheitsanalyse

Bild C.1 bis Bild C.3 zeigen exemplarisch Auszüge der Berechnungsalgorithmen zur Unsicherheitsanalyse der Ökoeffizienzbewertungsergebnisse des Mustergebäudes (Abschnitt 4.2.4).

Tabelle C.1: Ergebnisse der energetischen Bewertung zum untersuchten Mustergebäude Teil 1.

Variante	Energiebilanz	Heizung		Warmwasser	
		Wärme kWh/a	Hilfsenergie kWh/a	Wärme kWh/a	Hilfsenergie kWh/a
OEBWS (RefEriEV)	Nutzenergiebedarf	14.886,67	-	3.780,00	-
	+ Verluste durch Speicherung	-	-	790,89	27,13
	+ Verluste durch Verteilung	3.927,58	158,04	3.587,87	60,20
	+ Verluste durch Übergabe	1.488,67	-	-	-
	= Erzeugernutzenergie	20.302,92	158,04	8.158,76	87,33
	- regenerativer Anteil	-	-	-3.605,81	-
	+ Verluste durch Erzeugung	460,05	280,25	500,11	266,13
	= Endenergiebedarf (brennwertbezogen)	20.762,97	438,29	5.053,06	353,46
Jahressystemnutzungsgrad/-arbeitszahl (brennwertbezogen)		0,72	-	0,75	-
EGBW	Nutzenergiebedarf	18.203,30	-	3.780,00	-
	+ Verluste durch Speicherung	118,58	-	872,86	-
	+ Verluste durch Verteilung	1.029,02	252,10	2.106,10	43,42
	+ Verluste durch Übergabe	1.598,25	175,20	-	-
	= Erzeugernutzenergie	20.949,15	427,30	6.758,96	43,42
	- regenerativer Anteil	-	-	-	-
	+ Verluste durch Erzeugung	477,98	135,21	460,15	54,09
	= Endenergiebedarf (brennwertbezogen)	21.427,13	562,51	7.219,11	97,51
Jahressystemnutzungsgrad/-arbeitszahl (brennwertbezogen)		0,85	-	0,52	-
FCBW	Nutzenergiebedarf	18.203,30	-	3.780,00	-
	+ Verluste durch Speicherung	118,58	-	872,86	-
	+ Verluste durch Verteilung	1.029,02	252,10	2.106,10	43,42
	+ Verluste durch Übergabe	1.598,25	175,20	-	-
	= Erzeugernutzenergie	20.949,15	427,30	6.758,96	43,42
	- regenerativer Anteil	-	-	-	-
	+ Verluste durch Erzeugung	91,91	135,21	449,17	54,09
	= Endenergiebedarf (brennwertbezogen)	21.041,06	562,51	7.208,13	97,51
Jahressystemnutzungsgrad/-arbeitszahl (brennwertbezogen)		0,87	-	0,52	-

Tabelle C.2: Ergebnisse der energetischen Bewertung zum untersuchten Mustergebäude Teil 2.

Variante	Energiebilanz	Heizung		Warmwasser	
		Wärme kWh/a	Hilfsenergie kWh/a	Wärme kWh/a	Hilfsenergie kWh/a
OEBW	Nutzenergiebedarf	18.207,69	-	3.780,00	-
	+ Verluste durch Speicherung	118,60	-	872,86	-
	+ Verluste durch Verteilung	1.029,23	252,15	2.106,10	43,42
	+ Verluste durch Übergabe	1.598,64	175,20	-	-
	= Erzeugernutzenergie	20.954,16	427,35	6.758,96	43,42
	- regenerativer Anteil	-	-	-	-
	+ Verluste durch Erzeugung	747,25	260,05	414,05	91,02
	= Endenergiebedarf (brennwertbezogen)	21.701,41	687,40	7.173,01	134,44
Jahressystemnutzungsgrad/-arbeitszahl (brennwertbezogen)		0,84	-	0,53	-
EGBWS	Nutzenergiebedarf	18.428,72	-	3.780,00	-
	+ Verluste durch Speicherung	119,66	-	442,09	-
	+ Verluste durch Verteilung	1.039,44	254,73	2.106,10	43,42
	+ Verluste durch Übergabe	1.618,04	175,20	-	-
	= Erzeugernutzenergie	21.205,86	429,93	6.328,19	43,42
	- regenerativer Anteil	-	-	-3.116,62	-
	+ Verluste durch Erzeugung	485,43	136,23	447,68	205,45
	= Endenergiebedarf (brennwertbezogen)	21.691,29	566,16	3.659,25	248,87
Jahressystemnutzungsgrad/-arbeitszahl (brennwertbezogen)		0,85	-	1,03	-
OEBWS	Nutzenergiebedarf	18.432,96	-	3.780,00	-
	+ Verluste durch Speicherung	119,68	-	442,09	-
	+ Verluste durch Verteilung	1.039,64	254,78	2.106,10	43,42
	+ Verluste durch Übergabe	1.618,41	175,20	-	-
	= Erzeugernutzenergie	21.210,69	429,98	6.328,19	43,42
	- regenerativer Anteil	-	-	-3.116,62	-
	+ Verluste durch Erzeugung	757,34	262,64	407,44	222,98
	= Endenergiebedarf (brennwertbezogen)	21.968,03	692,62	3.619,01	266,4
Jahressystemnutzungsgrad/-arbeitszahl (brennwertbezogen)		0,84	-	1,04	-

Tabelle C.3: Ergebnisse der energetischen Bewertung zum untersuchten Mustergebäude Teil 3.

Variante	Energiebilanz	Heizung		Warmwasser	
		Wärme	Hilfsenergie	Wärme	Hilfsenergie
		kWh/a	kWh/a	kWh/a	kWh/a
HPK	Nutzenergiebedarf	11.495,85	-	3.780,00	-
	+ Verluste durch Speicherung	4.026,49	66,24	872,86	-
	+ Verluste durch Verteilung	716,88	177,54	2.106,10	43,42
	+ Verluste durch Übergabe	1.009,34	175,20	-	-
	= Erzeugernutzenergie	17.248,56	418,98	6.758,96	43,42
	- regenerativer Anteil	-	-	-	-
	+ Verluste durch Erzeugung	7.987,28	339,06	3.676,48	80,46
	= Endenergiebedarf (brennwertbezogen)	25.235,84	758,04	10.435,44	123,88
	Jahressystemnutzungsgrad/-arbeitszahl (brennwertbezogen)	0,46	-	0,36	-
	UWP+EGBW	Nutzenergiebedarf	18.203,30	-	3.780,00
+ Verluste durch Speicherung		118,58	-	872,86	-
+ Verluste durch Verteilung		1.029,02	291,05	2.106,10	43,42
+ Verluste durch Übergabe		1.598,25	175,20	-	-
= Erzeugernutzenergie		20.949,15	466,25	6.758,96	43,42
- regenerativer Anteil		-16.618,73	-	-	-
+ Verluste durch Erzeugung		133,06	231,95	460,15	9,27
= Endenergiebedarf (brennwertbezogen) WP/BW		3.900,61	698,20	7.219,11	52,69
		562,89	-	-	-
Jahressystemnutzungsgrad/-arbeitszahl (brennwertbezogen) WP/BW		4,57	-	0,52	-
	0,66	-	-	-	

Tabelle C.4: Ergebnisse der energetischen Bewertung zum untersuchten Mustergebäude Teil 4.

Variante	Energiebilanz	Heizung		Warmwasser	
		Wärme	Hilfsenergie	Wärme	Hilfsenergie
		kWh/a	kWh/a	kWh/a	kWh/a
EGMKWK+EGBW	Nutzenergiebedarf	17.589,68	-	3.780,00	-
	+ Verluste durch Speicherung	640,03	97,79	872,86	-
	+ Verluste durch Verteilung	1.001,14	224,00	2.106,10	43,42
	+ Verluste durch Übergabe	1.544,37	175,20	-	-
	= Erzeugernutzenergie Wärme	20.775,22	496,99	6.758,96	43,42
	Jahressystemnutzungsgrad/-arbeitszahl ohne Erzeugung	0,85	-	0,56	-
	+ Erzeugernutzenergie MKWK (80% Wärme)	16.620,18	-	5.407,17	-
	+ Stromproduktion MKWK ($\sigma = 0,35$)	5.817,06	-	1.892,51	-
	= Erzeugernutzenergie MKWK (Wärme+Strom)	22.437,24	-	7.299,68	-
	+ Verluste durch Erzeugung MKWK ($\eta_{\text{CHP}, H_e} = 0,90$)	2.493,03	-	811,08	-
	= Endenergiebedarf (brennwertbezogen) MKWK (Wärme+Strom)	24.930,26	-	8.110,75	-
	+ Erzeugernutzenergie BW (20% Wärme)	4.155,04	-	1.351,79	-
	+ Verluste durch Erzeugung BW ($\eta_{\text{HP}, H_e} = 0,93$)	312,75	-	101,75	-
	= Endenergiebedarf (brennwertbezogen) BW	4.467,79	-	1.453,54	-
+ Verluste durch Erzeugung	-	7,12	-	1,85	
= Endenergiebedarf (brennwertbezogen) MKWK+BW	29.398,05	504,11	9.564,29	45,27	
FW	Nutzenergiebedarf	18.058,45	-	3.780,00	-
	+ Verluste durch Speicherung	-	-	872,86	-
	+ Verluste durch Verteilung	1.022,41	250,45	2.106,10	43,42
	+ Verluste durch Übergabe	1.585,53	175,20	-	-
	= Erzeugernutzenergie	20.666,39	425,65	6.758,96	43,42
	- regenerativer Anteil	-	-	-	-
	+ Verluste durch Erzeugung	636,88	120,00	-	-
	= Endenergiebedarf (brennwertbezogen)	21.303,27	545,65	6.758,96	43,42
	Jahressystemnutzungsgrad/-arbeitszahl (brennwertbezogen)	0,85	-	0,56	-

```

U := | i ← 0
      | while i < n
      |   | for j ∈ 0..25
      |   |   | uA,sj ← rnorm(1, uAj, su,Aj)0,0
      |   |   | fA,U,sj ← rnorm(1, fA,Uj, sfj)0,0
      |   |   | UA,sj ← Zj · fA,U,sj · uA,sj ·  $\frac{1}{TN_j}$  · YDj · TB
      |   |   |
      |   |   | UAi ← ∑ UA,s
      |   |   | UA
      |   |   | for m ∈ 0..3
      |   |   |   | uE,sm ← rnorm(1, uEm, sum)0,0
      |   |   |   | sη ← 0.05 · ηam
      |   |   |   | ηa,sm ← rnorm(1, ηam, sη)0,0
      |   |   |   | UE,sm ← uE,sm ·  $\frac{1}{\eta_{a,s_m} \cdot f_{HS,HI_m}}$  · βm · Qb,am · TB
      |   |   |   |
      |   |   |   | UEi ← ∑ UE,s
      |   |   |   | UE
      |   |   |   | if 0 < ηa,sm
      |   |   |   |   | i ← i + 1
      |   |   |   |
      |   |   | U ← UA + UE

```

Bild C.1: Monte-Carlo-Simulationsalgorithmus zur Berechnung der Stichprobenstandardabweichung der Umweltleistung U für eine Anlagenvariante des untersuchten Mustergebäudes.

```

W :=  $i \leftarrow 0$ 
while  $i < n$ 
   $A_B \leftarrow 0$ 
   $A_S \leftarrow 0$ 
   $q \leftarrow 1.04$ 
   $r_K \leftarrow 1.02$ 
   $b_{IN} \leftarrow 16.092$ 
  for  $j \in 0..18$ 
     $s_A \leftarrow 0.05 \cdot A_{0,j}$ 
     $A_{0,s_j} \leftarrow \text{rnorm}\left(1, A_{0,j}, s_A\right)_{0,0}$ 
     $b_1 \leftarrow \left(\frac{r_K}{q}\right)^{TN_j}$ 
     $A_{1,j} \leftarrow \text{if } n_{Ers_j} = 1$ 
       $\left\| \begin{array}{l} A_{0,s_j} \cdot b_1 \\ \text{else} \\ 0 \end{array} \right\|$ 
     $A_{IN_j} \leftarrow A_{0,s_j} \cdot (f_{W.Insp_j} + f_{Inst_j}) \cdot b_{IN}$ 
     $b_W \leftarrow r_K^{n_{Wj} \cdot TN_j} \cdot \frac{(n_{Ers_j} + 1) \cdot TN_j - TB}{TN_j} \cdot \frac{1}{q^{TB}}$ 
     $R_{W_j} \leftarrow A_{0,s_j} \cdot b_W$ 
     $W_{A,s_j} \leftarrow A_{0,s_j} + A_{1_j} + A_{IN_j} + A_B + A_S - R_{W_j}$ 
   $W_{A_i} \leftarrow \sum W_{A,s}$ 
   $W_A$ 
   $b_V \leftarrow 16.092$ 
  for  $m \in 0..3$ 
     $s_k \leftarrow 0.05 \cdot k_{E_m}$ 
     $k_{E,s_m} \leftarrow \text{rnorm}\left(1, k_{E_m}, s_k\right)_{0,0}$ 
     $s_\eta \leftarrow 0.05 \cdot \eta_{a_m}$ 
     $\eta_{a,s_m} \leftarrow \text{rnorm}\left(1, \eta_{a_m}, s_\eta\right)_{0,0}$ 
     $W_{E,s_m} \leftarrow k_{E,s_m} \cdot \frac{1}{\eta_{a,s_m} \cdot f_{HS,HI_m}} \cdot \beta_m \cdot Q_{b,a_m} \cdot b_V$ 
   $W_{E_i} \leftarrow \sum W_{E,s}$ 
   $W_E$ 
  if  $0 < \eta_{a,s_m}$ 
     $i \leftarrow i + 1$ 
W  $\leftarrow W_A + W_E$ 

```

Bild C.2: Monte-Carlo-Simulationsalgorithmus zur Berechnung der Stichprobenstandardabweichung der Wirtschaftlichkeit W für eine Anlagenvariante des untersuchten Mustergebäudes.

$$\begin{array}{l}
 UWI := \left\{ \begin{array}{l}
 \alpha_{WI} \leftarrow 0.5 \\
 \text{for } i \in 0 \dots n-1 \\
 \quad U_{Ref.s_i} \leftarrow 240953 \\
 \quad W_{Ref.s_i} \leftarrow 69624 \\
 \quad U_{s_i} \leftarrow \text{rnorm}(1, 214902, 24893)_{0,0} \\
 \quad W_{s_i} \leftarrow \text{rnorm}(1, 62220, 1682)_{0,0} \\
 \quad UI_{s_i} \leftarrow \frac{U_{Ref.s_i} - U_{s_i}}{U_{Ref.s_i}} \\
 \quad WI_{s_i} \leftarrow \frac{W_{Ref.s_i} - W_{s_i}}{W_{Ref.s_i}} \\
 \quad UWI_{s_i} \leftarrow (1 - \alpha_{WI}) \cdot UI_{s_i} + \alpha_{WI} \cdot WI_{s_i} \\
 [UI_s \quad WI_s \quad UWI_s]
 \end{array} \right.
 \end{array}$$

Bild C.3: Monte-Carlo-Simulationsalgorithmus zur Berechnung der Stichprobenstandardabweichung und des 95%-Konfidenzintervalls des Ökoeffizientenindikators UWI für eine Anlagenvariante des untersuchten Mustergebäudes.

Literatur

- [1] Dorsch, L.: Einzahl oder Mehrzahl. Energetische Bewertung von Gebäuden mit Kennzahlen. In: GEB Gebäude-Energieberater Jg. 10 (2014) Nr. 5, S. 21–25.
- [2] Wuppertal Institut (2015): Konsistenz und Aussagefähigkeit der Primärenergie-Faktoren für Endenergieträger im Rahmen der EnEV. Diskussionspapier unter Mitarbeit von Dietmar Schüwer, Thomas Hanke und Hans-Jochen Luhmann. Wuppertal, Dezember 2015.
- [3] iTG, ifeu, Wuppertal Institut (2016): Weiterentwicklung der Primärenergiefaktoren im neuen Energiesparrecht für Gebäude. Endbericht unter Mitarbeit von Bert Oschatz, Martin Pehnt und Dietmar Schüwer. Dresden, Heidelberg, Wuppertal, April 2016.
- [4] Mischner, J.; Steinborn, A.; Braniek, G.; Stang, R. und Aleksejeva, T.: Erdgas – Endenergieträger im Wärmemarkt – Teil 1. In: gwf-Gas + Energie 157 (2016) Nr. 3-4, S. 288–305.
- [5] Klöpffer, W. und Grahl, B.: Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim: Wiley-VCH Verlag, 2009.
- [6] Kaltschmitt, M. und Schebek, L.: Umweltbewertung für Ingenieure. Methoden und Verfahren. Berlin, Heidelberg: Springer Vieweg, 2015.
- [7] Mahler, B.; Idler, S. und Gantner, J. (Bundesinstituts für Bau-, Stadt- und Raumforschung (Hrsg.)): Mögliche Optionen für eine Berücksichtigung von grauer Energie im Ordnungsrecht oder im Bereich der Förderung. Graue Energie im Ordnungsrecht/Förderung. Bonn, Februar 2019.
- [8] VDI 2067 Blatt 1: Wirtschaftlichkeit gebäudetechnischer Anlagen - Grundlagen und Kostenberechnung. September 2012. Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2012.
- [9] VDI 6025: Betriebswirtschaftliche Berechnungen für Investitionsgüter und Anlagen. November 2012. Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2012.
- [10] Frischknecht, R. und Büsser Knöpfel S. (Bundesamt für Umwelt BAFU (Hrsg.)): Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz. Bern. (Umwelt-Wissen Nr. 1330: 256 S.).
- [11] DIN EN ISO 14045: Umweltmanagement - Ökoeffizienzbewertung von Produktsystemen - Prinzipien, Anforderungen und Leitlinien. Oktober 2012. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2012.

- [12] WINGAS: Ökoeffizienz-Analyse. Aktuelle Grundlagenstudie 2009. Moderne Heizsysteme im Vergleich. Kassel, 2009.
- [13] Förster, F.: Ökoeffizienzanalyse von Heizsystemen. Diplomarbeit DI-GET 05/07. Fachhochschule Erfurt. FB Gebäude- und Energietechnik. Erfurt, 2007 (unveröffentlicht).
- [14] BASF: Ökoeffizienz-Analyse. Internet: <https://www.basf.com/global/de/who-we-are/sustainability/we-drive-sustainable-solutions/quantifying-sustainability/eco-efficiency-analysis.html> (28.09.2019).
- [15] Ebinger, F.; Elsner, K. und Vogt, P. (Universität Freiburg (Hrsg.)): Ökoeffizienz-Analyse. Entwicklung eines Ansatzes zur Bewertung von dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen. Arbeitsbericht. Freiburg im Breisgau, 2008. (51-2008).
- [16] IHK Nürnberg für Mittelfranken: Lexikon der Nachhaltigkeit. Nachhaltigkeit Definition. Hrsg. von Industrie- und Handelskammer Nürnberg für Mittelfranken. Internet: https://www.nachhaltigkeit.info/artikel/definitionen_1382.htm (11.06.2019).
- [17] United Nations: Report of the World Commission on Environment and Development. Our Common Future. 1987.
- [18] Rat für Nachhaltige Entwicklung: Leitfaden zum Deutschen Nachhaltigkeitskodex. Orientierungshilfe für Einsteiger. Berlin, 2019.
- [19] Österreichische Gesellschaft für Umwelt und Technik: wesentliche ökologische, soziale und ökonomische Aspekte zur Beurteilung von Nachhaltigkeitsberichten. Positionspapier. Wien, 2007.
- [20] Weiß, D.; Müller, R. und Lössl, S. (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Umweltbundesamt (Hrsg.)): Umweltkennzahlen in der Praxis. Ein Leitfaden zur Anwendung von Umweltkennzahlen in Umweltmanagementsystemen mit dem Schwerpunkt auf EMAS. Berlin, Dessau, Juli 2013.
- [21] Die Bundesregierung: Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Neuauflage 2016. Berlin, Januar 2017.
- [22] Bundesministerium des Innern, für Bau und Heimat (BMI): Leitfaden Nachhaltiges Bauen. Zukunftsfähiges Planen, Bauen und Betreiben von Gebäuden. Berlin, Januar 2019.
- [23] Braungart, M. und McDonough, W.: Cradle to cradle. Einfach intelligent produzieren. Ungekürzte Taschenbuchausg. Bd. 30467. München und Zürich: Piper, 2014. (Piper).
- [24] Braungart, M.: C2C Design Konzept. Internet: <http://braungart.epea-hamburg.org/de/content/c2c-design-konzept> (01.02.2020).
- [25] DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen. November 2009. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2009.

- [26] Wagner, H.-J.; Baack, C.; Röder, J.; Fieberg, C. und Appelhoff, J.: Ökobilanzen in der Klimatechnik. In: HLH Bd. 63 (2012) Nr. 7, S. 26–30.
- [27] Wagner, H.-J.; Röder, J.; Teepe, M.; Schwarz, M. und Flach, M.: Ökobilanzen in der Pumpenindustrie. In: HLH Bd. 64 (2013) Nr. 7, S. 40–43.
- [28] Weißenberger, M. N.: Lebenszyklusorientierte Analyse der ökologischen Eigenschaften von Niedrigstenergiewohngebäuden unter besonderer Berücksichtigung der Gebäudetechnik. Dissertation. Technische Universität München. München, 2016.
- [29] DIN EN ISO 14044: Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen. Oktober 2006. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2006.
- [30] International Organization for Standardization: Environmental management. The ISO 14000 family of International Standards. Internet: https://www.iso.org/files/live/sites/isoorg/files/archive/pdf/en/theiso14000family_2009.pdf (28.05.2019).
- [31] Saling, P.; Kicherer, A.; Dittrich-Krämer, B.; Wittlinger, R.; Zombik, W.; Schmidt, I.; Schrott, W. und Schmidt, S.: Eco-efficiency Analysis by BASF: The Method. In: Int J LCA (The International Journal of Life Cycle Assessment) 7 (2002 (OnlineFirst)) Nr. 4, S. 203–218.
- [32] Rüdener, I.; Gensch, C.-O.; Grießhammer, R. und Bunke, D.: Integrated Environmental and Economic Assessment of Products and Processes. A Method for Eco-efficiency Analysis. In: Journal of Industrial Ecology (JIE) Volume 9 (2005) Nr. 4, S. 105–116.
- [33] Kicherer, A.; Schaltegger, S.; Tschocher, H. und Ferreira Pozo, B.: Eco-efficiency. Combining Life Cycle Assessment and Life Cycle Costs via Normalization. In: Int J LCA (The International Journal of Life Cycle Assessment) 12 (2007) Nr. 7, S. 537–543.
- [34] Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (ifeu): Integrierte Lebenszyklus Nachhaltigkeitsbewertung. Internet: <https://www.ifeu.de/methoden/nachhaltigkeitsbewertung/integrierte-nachhaltigkeitsbewertung> (28.06.2019).
- [35] Müller, D.: Grundlagen der Betriebswirtschaftslehre für Ingenieure. Mit 70 Tabellen. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, 2006.
- [36] Keller, H.; Rettenmaier, N. und Reinhardt, G. A.: Integrated life cycle sustainability assessment – A practical approach applied to biorefineries. In: Applied Energy 154 (2015), S. 1072–1081.
- [37] Andes, L.; Lützkendorf, T.; Kopfmüller, J. und Rösch, C. (Karlsruher Institut für Technologie KIT (Hrsg.)): Methodensammlung zur Nachhaltigkeitsbewertung. Grundlagen, Indikatoren, Hilfsmittel. Karlsruhe, 2019.
- [38] European Commission: Product Environmental Footprint (PEF) Guide. Juli 2012.

- [39] Europäische Union (2013/179/EU): EMPFEHLUNG DER KOMMISSION vom 9. April 2013 für die Anwendung gemeinsamer Methoden zur Messung und Offenlegung der Umweltleistung von Produkten und Organisationen. April 2013.
- [40] European Commission (PEFCR Guidance document): Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs). Version 6.3. Mai 2018.
- [41] VDI 4600: Kumulierter Energieaufwand (KEA) - Begriffe, Berechnungsmethoden. Januar 2012. Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2012.
- [42] Öko-Institut e.V.: PROSA - Product Sustainability Assessment. Internet: <https://www.prosa.org/index.php?id=243> (23. 05. 2019).
- [43] Griebhammer, R.; Buchert, M.; Gensch, C.; Hochfeld, C.; Manhart, A. und Rüdener, I. (Öko-Institut e.V. (Hrsg.)): PROSA – Product Sustainability Assessment. Beschreibung der Methode. Freiburg, März 2007.
- [44] BASF: SEEBALANCE - Sozio-Ökoeffizienz-Analyse. Internet: <http://www.basf.com/de/company/sustainability/management-and-instruments/quantifying-sustainability/seebalance.html> (24. 10. 2018).
- [45] Czymmek, F.: Ökoeffizienz und unternehmerische Stakeholder. 1. Auflage. Lohmar: Eul Verlag, 2003.
- [46] UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (Benoît, C. und Mazijn, B. (Hrsg.)): 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. Paris, 2009.
- [47] Goedkoop, M. J.; Indrane, D. und de Beer, I. M.: Product Social Impact Assessment. Handbook - 2018. Amersfoort, September 2018.
- [48] Goedkoop, M. J.; Indrane, D. und de Beer, I. M.: Product Social Impact Assessment. Methodology. Report 2018. Amersfoort, September 2018.
- [49] Bunke, D.; Griebhammer, R. und Gensch, C.-O.: EcoGrade – die integrierte ökologische Bewertung. Entscheidungshilfe für Unternehmen. In: UmweltWirtschaftsForum (uwf) 10. Jg. (2002) Nr. 4, S. 47–51.
- [50] Building Research Establishment: BREEAM - Building Research Establishment Environmental Assessment Methodology. Internet: <http://www.breeam.com> (24. 05. 2019).
- [51] U.S. Green Building Council: LEED - Leadership in Energy and Environmental Design. Internet: <http://www.usgbc.org/leed> (24. 05. 2019).
- [52] Deutsche Gesellschaft für Nachhaltiges Bauen (DGNB): DGNB System. Internet: <http://www.dgnb-system.de> (20. 08. 2019).

- [53] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB): BNB - Bewertungssystem Nachhaltiges Bauen. Internet: <http://www.bnb-nachhaltigesbauen.de> (20.08.2019).
- [54] Bauer, M. und Möse, P.: Green-Building oder fasse dich kurz? In: HLH Bd. 61 (2010) Nr. 2, S. 26–32.
- [55] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB): Seminar Einführung BNB. Der Leitfaden Nachhaltiges Bauen und das Bewertungssystem Nachhaltiges Bauen (BNB). Ziele und Methodik, BNB-Instrumente, Nachweise und Dokumentation. Internet: https://www.bnb-nachhaltigesbauen.de/index.php?eID=tx_nawsecuredl&u=0&g=0&t=1566392896&hash=e9c6d7455c71862fe44646ce0dd141fdadc8db3e&file=fileadmin/Netzwerk_NB/pdf/Men%C3%BCpunkt_Unterrichtsmaterialien/01_BNB_Seminar_Einfuehrung.pdf (20.08.2019).
- [56] Sternsdorff, K. (2013): Aspekte des DGNB Zertifizierungssystems. Gesundes Arbeitsumfeld. BAU 2013. Stuttgart, Januar 2013.
- [57] Witter, M.: Ganzheitliche Analyse und Auswertung der Umwelteinflüsse (Ökobilanz) verschiedener wärmetechnischer Anlagen eines Bürogebäudes. Bachelorarbeit BA-GE 27/16. Fachhochschule Erfurt. Fak. Gebäudetechnik und Informatik. Erfurt, 2016 (unveröffentlicht).
- [58] Hellwig, R. T.: Die Bedeutung des Raumklimas in der Nachhaltigkeitsbewertung. In: HLH Bd. 62 (2011) Nr. 3, S. 38–45.
- [59] UVPG: Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung der Bekanntmachung vom 24. Februar 2010 (BGBl. I S. 94), das zuletzt durch Artikel 22 des Gesetzes vom 13. Mai 2019 (BGBl. I S. 706) geändert worden ist. Internet: <http://www.gesetze-im-internet.de/uvpg/UVPG.pdf> (21.08.2019).
- [60] GEG 2019: Gesetz zur Einsparung von Energie und zur Nutzung erneuerbarer Energien zur Wärme- und Kälteerzeugung in Gebäuden. Gebäudeenergiegesetz - GEG. Internet: https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Downloads/G/gesetzentwurf-zur-vereinheitlichung-des-energieeinsparrechts-fuer-gebaeude.pdf?__blob=publicationFile&v=4 (16.11.2019).
- [61] BGBl. I S. 3951: Zweite Verordnung zur Änderung der Energieeinsparverordnung vom 18. November 2013. Bundesgesetzblatt 2013 Teil I Nr. 67. Bonn, November 2013.
- [62] EnEV 2014: Energieeinsparverordnung. Nichtamtliche Lesefassung zur Zweiten Verordnung zur Änderung der Energieeinsparverordnung vom 18. November 2013 (BGBl. I S. 3951). Internet: http://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Downloads/E/enev-nichtamtliche-lesefassung-zur-zweiten-verordnung-zur-aenderung-derenergieeinsparverordnung.pdf?__blob=publicationFile&v=1 (06.02.2019).

- [63] DIN V 4108-6: Wärmeschutz und Energie-Einsparung in Gebäuden - Teil 6: Berechnung des Jahresheizwärme- und des Jahresheizenergiebedarfs. Juni 2003. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2003.
- [64] DIN V 4108-6: Berichtigung 1. März 2004. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2004.
- [65] DIN V 4701-10: Energetische Bewertung heiz- und raumlüfttechnischer Anlagen - Teil 10: Heizung, Trinkwassererwärmung, Lüftung. August 2003. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2003.
- [66] EnEV 2014: Energieeinsparverordnung. Nichtamtliche Lesefassung zur Zweiten Verordnung zur Änderung der Energieeinsparverordnung vom 18. November 2013 (BGBl. I S. 3951). Anforderungen an Wohngebäude. Internet: http://www.enev-online.com/enev_2014_volltext/enev_2014_anlage_01_anforderungen_wohngebäude.pdf (09.05.2019).
- [67] EnEV 2014: Energieeinsparverordnung. Nichtamtliche Lesefassung zur Zweiten Verordnung zur Änderung der Energieeinsparverordnung vom 18. November 2013 (BGBl. I S. 3951). Anforderungen an Nichtwohngebäude. Internet: http://www.enev-online.com/enev_2014_volltext/enev_2014_anlage_02_anforderungen_nichtwohngebäude.pdf (09.05.2019).
- [68] DIN V 18599-1: Energetische Bewertung von Gebäuden. Berechnung des Nutz-, End- und Primärenergiebedarfs für Heizung, Kühlung, Lüftung, Trinkwarmwasser und Beleuchtung Teil 1: Allgemeine Bilanzierungsverfahren, Begriffe, Zonierung und Bewertung der Energieträger. Dezember 2011. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2011.
- [69] Internationales Institut für Nachhaltigkeitsanalysen und -strategien (IINAS): GEMIS Globales Emissions-Modell integrierter Systeme. Internet: <http://iinas.org/gemis-de.html> (03.05.2019).
- [70] BDEW Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V.: Grundlagenpapier. Primaerenergiefaktoren. Der Zusammenhang von Primärenergie und Endenergie in der energetischen Bewertung. Berlin, April 2015.
- [71] Mischner, J.; Fasold, H.-G. und Kadner, K.: gas2energy.net. Systemplanung in der Gasversorgung; gaswirtschaftliche Grundlagen. München: Oldenbourg Industrieverlag, 2011. (Edition gwf).
- [72] Mischner, J.; Steinborn, A.; Braniek, G.; Stang, R. und Aleksejeva, T.: Erdgas - Endenergieträger im Wärmemarkt - Teil 2. In: gwf-Gas + Energie 157 (2016) Nr. 5, S. 390–406.

- [73] DIN EN ISO 14067: Treibhausgase - Carbon Footprint von Produkten - Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung. Februar 2019. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2019.
- [74] DIN EN 15804: Nachhaltigkeit von Bauwerken - Umweltproduktdeklarationen - Grundregeln für die Produktkategorie Bauprodukte. Juni 2014. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2014.
- [75] BNB BN 2.1.1 (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (Hrsg.)): Büro- und Verwaltungsgebäude. Ökonomische Qualität. Lebenszykluskosten. 2015.
- [76] Grob, H. L.: Vollständiger Finanzplan (VOFI). Internet: <http://www.enzyklopaedie-derwirtschaftsinformatik.de/lexikon/informationssysteme/Betriebswirtschaftlich-administrative-Informationssysteme/Finanz--und-Rechnungswesen--Informationssysteme-im/Vollstandiger-Finanzplan-%28VOFI%29> (03. 09. 2019).
- [77] Grob, H. L.: Spitzenkennzahlen. Internet: https://www.wi.uni-muenster.de/aw/publikation/case/Grob_Spitzenkennzahlen.pdf (04. 09. 2019).
- [78] Hufnagel, W. und Meßmann, A.: Der vollständige Finanzplan im Kontext der Methoden der Investitionsrechnung. In: Verwaltungsrundschau - Zeitschrift für Verwaltung in Praxis und Wissenschaft (2002) Nr. 3, S. 80–85.
- [79] DIN EN 15978: Nachhaltigkeit von Bauwerken - Bewertung der umweltbezogenen Qualität von Gebäuden - Berechnungsmethode. Oktober 2012. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2012.
- [80] GaBi thinkstep: GaBi Product Sustainability Software. Internet: <http://www.gabi-software.com/international/software/gabi-software> (16. 09. 2019).
- [81] Joint Research Centre (JRC), Institute for Environment and Sustainability: ILCD Handbook - Background Document. Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment - First edition. Internet: <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/ilcdHandbook.html> (06. 02. 2019).
- [82] Goedkoop, M. und Spriensma, R. (PRé Consultants b.v. (Hrsg.)): The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report (Third edition). Amersfoort, Juni 2001.
- [83] EU FP7 (RU, NTNU, IIASA, ETH, DTU und PRé Consultants): LC-Impact. A spatially differentiated life cycle impact assessment approach. Internet: <https://lc-impact.eu> (06. 02. 2019).
- [84] RIVM; CML; PRé Consultants und Universiteit Nijmegen: ReCiPe. Methodology for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). Internet: https://www.rivm.nl/en/Topics/L/Life_Cycle_Assessment_LCA/ReCiPe (22. 05. 2019).

- [85] Ahbe, S.; Schebek, L.; Jansky, N.; Wellge, S. und Weihofen, S.: Methode der ökologischen Knappheit für Deutschland - eine Initiative der Volkswagen AG. 2., überarbeitete Auflage. Bd. 68. Berlin: Logos Verlag Berlin, 2014. (AutoUni-Schriftenreihe).
- [86] Hemer, J.; Kimpeler, S. und Lindner, T. (MFG Stiftung Baden-Württemberg; Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung GmbH (ZEW) und Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (Fraunhofer ISI) (Hrsg.)): IT-basierte Öko-Effizienz. Potenziale am Beispiel des Standortes Baden-Württemberg. Stuttgart, Mannheim, Karlsruhe, 2007. (Marktanalyse Bd. 9).
- [87] World Business Council for Sustainable Development (World Business Council for Sustainable Development (Hrsg.)): Eco-efficiency. Creating more value with less impact. North Yorkshire, Oktober 2000.
- [88] Umweltbundesamt (UBA): Rebound-Effekte. Internet: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/oekonomische-rechtliche-aspekte-der/rebound-effekte> (25. 09. 2019).
- [89] Renner, A.: Energie- und Ökoeffizienz von Wohngebäuden. Entwicklung eines Verfahrens zur lebenszyklusorientierten Bewertung der Umweltwirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Nutzungsphase. 1. Aufl. Bd. 14. Darmstadt: Selbstverl., 2008. (Dissertation / Institut für Massivbau, Technische Universität Darmstadt).
- [90] Minge, B.: Suffizienz, Konsistenz und Effizienz – Drei Wege zu mehr Nachhaltigkeit. Wie Nachhaltigkeit nur im Zusammenspiel bestimmter Prinzipien erreicht werden kann. Internet: <https://www.relaio.de/wissen/suffizienz-konsistenz-und-effizienz-drei-wege-zu-mehr-nachhaltigkeit/> (24. 09. 2019).
- [91] von Winterfeld, U.: Danke - es ist genug! Suffizienz - die unbeliebte Säule der Nachhaltigkeit. In: GEB Gebäude-Energieberater Jg. 10 (2014) Nr. 6, S. 14–17.
- [92] Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V.: Suffizienz – was ist das? Internet: <https://www.bund.net/ressourcen-technik/suffizienz/suffizienz-was-ist-das/?wc=21746> (22. 09. 2019).
- [93] Stang, R.: Ökoeffizienzbewertung wärmetechnischer Anlagen. Anforderungen und Lösungsansätze. In: GI Jg. 139 (2018) Nr. 4, S. 286–299.
- [94] DIN V 18599-9: Energetische Bewertung von Gebäuden. Berechnung des Nutz-, End- und Primärenergiebedarfs für Heizung, Kühlung, Lüftung, Trinkwarmwasser und Beleuchtung Teil 9: End- und Primärenergiebedarf von stromproduzierenden Anlagen. Dezember 2011. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2011.

- [95] DIN V 18599-9: Energetische Bewertung von Gebäuden. Berechnung des Nutz-, End- und Primärenergiebedarfs für Heizung, Kühlung, Lüftung, Trinkwarmwasser und Beleuchtung Teil 9: End- und Primärenergiebedarf von stromproduzierenden Anlagen, Berichtigung zu DIN V 18599-9:2011-12. Mai 2013. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2013.
- [96] Arbeitsblatt AGFW FW 309 Teil 1: Energetische Bewertung von Fernwärme - Bestimmung der spezifischen Primärenergiefaktoren für Fernwärmeversorgungssysteme. Mai 2014. AGFW | Der Energieeffizienzverband für Wärme, Kälte und KWK e.V. (Hrsg.). Frankfurt am Main: AGFW-Projektgesellschaft für Rationalisierung, Information und Standardisierung mbH, 2014.
- [97] Arbeitsblatt AGFW FW 309 Teil 6: Energetische Bewertung von Fernwärme - Bestimmung spezifischer CO₂-Emissionsfaktoren für Fernwärmeversorgungssysteme. Juni 2016. AGFW | Der Energieeffizienzverband für Wärme, Kälte und KWK e.V. (Hrsg.). Frankfurt am Main: AGFW-Projektgesellschaft für Rationalisierung, Information und Standardisierung mbH, 2016.
- [98] DIN V 18599-2: Energetische Bewertung von Gebäuden. Berechnung des Nutz-, End- und Primärenergiebedarfs für Heizung, Kühlung, Lüftung, Trinkwarmwasser und Beleuchtung Teil 2: Nutzenergiebedarf für Heizen und Kühlen von Gebäudezonen. Dezember 2011. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2011.
- [99] Cerbe, G. und Wilhelms, G.: Technische Thermodynamik. Theoretische Grundlagen und praktische Anwendungen: mit 217 Bildern, 40 Tafeln, 136 Beispielen, 139 Aufgaben und 182 Kontrollfragen. 18., überarbeitete Auflage. München: Hanser, 2017.
- [100] Albers, K.-J. (Hrsg.): Taschenbuch für Heizung und Klimatechnik. Einschließlich Trinkwasser- und Kältetechnik sowie Energiekonzepte. 79. Auflage, 2019/2020. Augsburg: ITM InnoTech Medien GmbH, 2018. (Recknagel Edition).
- [101] VDI 3808: Energetische Bewertung von Gebäuden und der Gebäudetechnik, Anwendung bestehender Verfahren. Oktober 2011. DIN Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2011.
- [102] DIN V 18599-8: Energetische Bewertung von Gebäuden. Berechnung des Nutz-, End- und Primärenergiebedarfs für Heizung, Kühlung, Lüftung, Trinkwarmwasser und Beleuchtung Teil 8: Nutz- und Endenergiebedarf von Warmwasserbereitungssystemen. Dezember 2011. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2011.
- [103] Arbeitsgemeinschaft für sparsamen und umweltfreundlichen Energieverbrauch e.V.: Blockheizkraftwerke. Internet: <https://www.asue.de/blockheizkraftwerke> (15. 11. 2019).
- [104] SenerTec Kraft-Wärme-Energiesysteme GmbH: Der neue „kleine“ Dachs 2.9. ... lohnt sich schon im Einfamilienhaus. Internet: <https://www.senertec.de/der-dachs/> (15. 11. 2019).

- [105] Arbeitsgemeinschaft für sparsamen und umweltfreundlichen Energieverbrauch e.V.: Gasturbinen: Technik für viele Einsatzbereiche. Internet: <https://www.asue.de/gasturbinen> (15. 11. 2019).
- [106] MTT Micro Turbine Technology BV: Die Mikrogasturbine: eine zuverlässige Technik. Internet: <https://www.enertwin.com/enertwin-de/die-mikrogasturbine> (15. 11. 2019).
- [107] Arbeitsgemeinschaft für sparsamen und umweltfreundlichen Energieverbrauch e.V.: Brennstoffzellen: Hocheffiziente Strom- und Wärmeerzeugung im eigenen Haus. Internet: <https://www.asue.de/brennstoffzellen> (15. 11. 2019).
- [108] Viessmann Deutschland GmbH: Vitovalor. Stromerzeugende Heizungen. Technologie-Broschüre. Internet: <https://www.viessmann.de/de/wohngbaeude/kraft-waerme-kopplung/mikro-kwk-brennstoffzelle.html> (15. 11. 2019).
- [109] Mauch, W.; Corradini, R.; Wiesemeyer, K. und Schwentzek, M.: Kraftwerke. Allokationsmethoden für spezifische CO₂-Emissionen von Strom und Wärme aus KWK-Anlagen. In: ENERGIEWIRTSCHAFTLICHE TAGESFRAGEN Jg. 55 (2010) Nr. 9, S. 12–14.
- [110] DIN EN 15316-4-5: Energetische Bewertung von Gebäuden. Verfahren zur Berechnung der Energieanforderungen und Nutzungsgrade der Anlagen Teil 4-5: Fernwärme und Fernkälte, Modul M3-8-5, M4-8-5, M8-8-5, M11-8-5. September 2017. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2017.
- [111] DIN EN ISO 14001: Umweltmanagementsysteme - Anforderungen mit Anleitung zur Anwendung. November 2015. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2015.
- [112] DIN EN ISO 14031: Umweltmanagement - Umweltleistungsbewertung. Dezember 2013. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2013.
- [113] Europäischen Union: VERORDNUNG (EG) Nr. 1221/2009 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 25. November 2009 über die freiwillige Teilnahme von Organisationen an einem Gemeinschaftssystem für Umweltmanagement und Umweltbetriebsprüfung und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 761/2001, sowie der Beschlüsse der Kommission 2001/681/EG und 2006/193/EG. Dezember 2009.
- [114] Geschäftsstelle des Umweltgutachterausschusses: Die neuen Kernindikatoren der EMAS III. März 2010.
- [115] EMAS: Gemeinschaftssystem für das freiwillige Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung (Eco-Management and Audit Scheme). Internet: <https://www.emas.de> (20. 03. 2020).
- [116] Benker, H.: Statistik mit MATHCAD und MATLAB. Einführung in die Wahrscheinlichkeitsrechnung und mathematische Statistik für Ingenieure und Naturwissenschaftler. Berlin u. a.: Springer, 2001.

- [117] Benker, H.: Mathematik - Problemlösungen mit Mathcad und Mathcad Prime. Berlin und Heidelberg: Springer Vieweg, 2013. (Lehrbuch).
- [118] DIN EN 442-2: Radiatoren und Konvektoren - Teil 2: Prüfverfahren und Leistungsangabe. März 2015. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2015.
- [119] DIN EN 12831-1: Energetische Bewertung von Gebäuden. Verfahren zur Berechnung der Norm-Heizlast Teil 1: Raumheizlast, Modul M3-3. September 2017. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2017.
- [120] Klaus, H.: Der normgerechte Umgang mit Größen, Einheiten und Gleichungen. Hrsg. von Rohde & Schwarz GmbH & Co. KG. Internet: https://karriere.rohde-schwarz.de/fileadmin/user_upload/Normgerechter_Umgang_mit_Groessen_Einheiten_Gleichungen_bro_de_5214-5061-61_v0402_96dpi.pdf (03. 01. 2020).
- [121] thinkstep AG: GaBi Database & Modelling Principles. 2017 Edition. Leinfelden-Echterdingen, Januar 2017.
- [122] Pfeifroth, P. und Beer, M. (Forschungsstelle für Energiewirtschaft e.V. (Hrsg.)): Primärenergetische Bewertung von Fernwärme aus KWK. Endbericht. München, Juni 2009.
- [123] Arbeitsblatt AGFW FW 308: Zertifizierung von KWK-Anlagen - Ermittlung des KWK-Stromes. September 2015. AGFW | Der Energieeffizienzverband für Wärme, Kälte und KWK e.V. (Hrsg.). Frankfurt am Main: AGFW-Projektgesellschaft für Rationalisierung, Information und Standardisierung mbH, 2015.
- [124] ecoinvent: the world's most consistent & transparent life cycle inventory database. Internet: <https://www.ecoinvent.org/> (07. 02. 2020).
- [125] DIN EN 15316-1: Heizungsanlagen und wasserbasierte Kühlanlagen in Gebäuden. Verfahren zur Berechnung der Energieanforderungen und Nutzungsgrade der Anlagen Teil 1: Allgemeines und Darstellung der Energieeffizienz, Modul M3-1, M3-4, M3-9, M8-1, M8-4. September 2017. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2017.
- [126] ifu Hamburg: umberto. Stoffstrommanagement & Ökobilanzen mit der Software Umberto. Internet: <https://www.ifu.com/umberto> (07. 02. 2020).
- [127] PRé Consultants: SimaPro. LCA software for fact-based sustainability. Internet: <https://simapro.com/> (07. 02. 2020).
- [128] GreenDelta: openLCA – the Life Cycle and Sustainability Modeling Suite. Internet: <http://www.openlca.org/openlca> (07. 02. 2020).
- [129] Koch, K.-H.: Kosten- und Leistungsrechnung in der Heizungs-, Lüftungs- und Sanitärtechnik. Mit 47 Beispielaufgaben und 31 Tabellen. 3., stark bearb. und erw. Aufl. Berlin: Verlag für Bauwesen, 1996.

- [130] BIOENERGIEDAT: Die Open Source Datenplattform für BioEnergie in Deutschland. Internet: <http://www.bioenergiesdat.de/> (06.02.2020).
- [131] Kunststoffrohr-Handbuch: Rohrleitungssysteme für die Ver- und Entsorgung sowie weitere Anwendungsgebiete. Hrsg.: Kunststoffrohrverband e.V. Bonn. Koordination: Eugen Ant; Claus Wehage. 4. Aufl. Essen: Vulkan-Verlag, 2000.
- [132] Pflieger, J. und Ilg, R. (Forschungszentrum Karlsruhe (Hrsg.)): Analyse bestehender methodischer Ansätze zur Berücksichtigung des Recyclings von Metallen im Rahmen der Ökobilanz. Projektbericht im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Leinfelden-Echterdingen Karlsruhe, Oktober 2007.
- [133] Gebhard, A. G.: Ganzheitliche Analyse und Bewertung der Umwelteinflüsse (Ökobilanz) der wärmetechnischen Anlage eines Einfamilienhauses. Masterarbeit MA-GE 29/16. Fachhochschule Erfurt. Fak. Gebäudetechnik und Informatik. Erfurt, 2016 (unveröffentlicht).
- [134] Stang, R. und Gebhard, A. G.: Ökoeffizienzbewertung wärmetechnischer Anlagen. Einfluss von Wirkungsabschätzungsmethodiken auf das Umweltbewertungsergebnis. In: GI Jg. 140 (2019) Nr. 4, S. 292–306.
- [135] Grinberg, M.: Development of the ecological scarcity method. Application to Russia and Germany. Dissertation. Technische Universität Berlin. Berlin, 2015.
- [136] Goedkoop, M.; Heijungs, R.; Huijbregts, M.; De Schryver, A.; Struijs, J. und van Zelm, R. (National Institute for Public Health and the Environment (Hrsg.)): ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition (version 1.08) Report I: Characterisation. Mai 2013.
- [137] IPCC, 2014: Klimaänderung 2014. Synthesebericht. Beitrag der Arbeitsgruppen I, II und III zum Fünften Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC) [Hauptautoren, R.K. Pachauri und L.A. Meyer (Hrsg.)] IPCC, Genf, Schweiz: Intergovernmental Panel on Climate Change, 2015.
- [138] Ciroth, A. (Forschungszentrum Karlsruhe GmbH (Hrsg.)): AP 4. Fehlerrechnung, Datenqualität, Unsicherheit. Projektbericht. Berlin, Karlsruhe, Mai 2006.
- [139] Frischknecht, R.: Analyse und Beurteilung der Umweltverträglichkeit. Ökobilanzen (Life cycle assessment, LCA). Skript. Zürich, 2014. (Teil 9).
- [140] Schlittgen, R.: Regressionsanalysen mit R. München: Oldenbourg, 2013. (Lehr- und Handbücher der Statistik).

- [141] Fahrmeir, L.; Heumann, C.; Künstler, R.; Pigeot, I. und Tutz, G.: Statistik. Der Weg zur Datenanalyse. 8., überarbeitete und ergänzte Auflage. Berlin und Heidelberg: Springer Spektrum, 2016. (Springer-Lehrbuch).
- [142] Kauermann, G. und Küchenhoff, H.: Stichproben. Methoden und praktische Umsetzung mit R. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2011. (Springer-Lehrbuch).
- [143] Bundesministerium des Innern (BMI) und Bundesverwaltungsamt: Handbuch für Organisationsuntersuchungen und Personalbedarfsermittlung. PDF-Arbeitsversion. Berlin, Köln, Februar 2018.
- [144] ptc mathcad: Mathcad Prime 5.0. Internet: <https://www.mathcad.com/de> (25. 01. 2020).
- [145] VDI 2884: Beschaffung, Betrieb und Instandhaltung von Produktionsmitteln unter Anwendung von Life Cycle Costing (LCC). Dezember 2005. Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2005.
- [146] DIN EN 60300-3-3 (Entwurf): Zuverlässigkeitsmanagement - Teil 3-3: Anwendungsleitfaden - Lebenszykluskosten. September 2014. DIN Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2014.
- [147] Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR) im Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR): Kosten energierelevanter Bau- und technischer Anlagenteile bei der energetischen Sanierung von Nichtwohngebäuden/ Bundesliegenschaften. BBSR-Online-Publikation 06/2014. Bonn, Mai 2014.
- [148] Jagnow, K.; Sell, I. und Wolff, D.: Projektbericht. Investitionskostenfunktionen TGA. Kostenfunktionen für Komponenten der Heizung, Lüftung und Trinkwarmwasserbereitung im Wohnbauten. Internet: https://www.delta-q.de/export/sites/default/de/downloads/investitionskosten_tga_1.pdf (23. 02. 2020).
- [149] Jagnow, K.; Heimlich, A. und Wolff, D.: Projektbericht. Investitionskostenfunktionen TGA Ergänzung I (2009). Kostenfunktionen für Komponenten der Heizung, Lüftung und Trinkwarmwasserbereitung im Wohnbauten. Internet: https://www.delta-q.de/export/sites/default/de/downloads/investitionskosten_tga_2.pdf (23. 02. 2020).
- [150] DIN V 18599-10: Energetische Bewertung von Gebäuden. Berechnung des Nutz-, End- und Primärenergiebedarfs für Heizung, Kühlung, Lüftung, Trinkwarmwasser und Beleuchtung Teil 10: Nutzungsrandbedingungen, Klimadaten. Dezember 2011. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2011.
- [151] SHK Fachverband Bayern (Hrsg.): Die wichtigsten Anforderungen der Energieeinsparverordnung 2014 für den Praktiker. Düsseldorf: FGH, 2014.
- [152] ZUB Systems: ZUB Helena. Gesamtlösung für die professionelle Energieberatung. Internet: <https://www.zub-systems.de/de/produkte/helena> (14. 03. 2020).

- [153] DIN V 18599-5: Energetische Bewertung von Gebäuden. Berechnung des Nutz-, End- und Primärenergiebedarfs für Heizung, Kühlung, Lüftung, Trinkwarmwasser und Beleuchtung Teil 5: Endenergiebedarf von Heizsystemen. Dezember 2011. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2011.
- [154] AGFW | Der Energieeffizienzverband für Wärme, Kälte und KWK e.V.: Fernwärme - Preisübersicht (Stichtag: 01.10.2018). Webexemplar. Frankfurt am Main, Januar 2019.
- [155] BDEW Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V.: BDEW-Gaspreisanalyse Januar 2019. Haushalte. Berlin, Januar 2019.
- [156] BDEW Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V.: BDEW-Strompreisanalyse Januar 2019. Haushalte und Industrie. Berlin, Januar 2019.
- [157] Brennstoffbörse: Ihr Preisrechner. Internet: <https://brennstoffboerse.de> (20. 03. 2020).
- [158] BHKW-Infozentrum: Üblicher Preis – Höhe der Stromvergütung für eingespeisten KWK-Strom. Internet: https://www.bhkw-infozentrum.de/statement/ueblicher_preis_bhkw.html (20. 03. 2020).
- [159] DIN EN ISO 14046: Umweltmanagement - Wasser-Fußabdruck - Grundsätze, Anforderungen und Leitlinien. Juli 2016. Deutsches Institut für Normung (Hrsg.). Berlin: Beuth Verlag, 2016.
- [160] Umweltbundesamt (UBA): ProBas. Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagementsysteme. Internet: <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php> (09. 04. 2020).
- [161] Bundesministerium des Innern, für Bau und Heimat (BMI): ÖKOBAUDAT. Internet: <https://www.oekobaudat.de/> (09. 04. 2020).

Alle 23 Reihen der „Fortschritt-Berichte VDI“
in der Übersicht – bequem recherchieren unter:
elibrary.vdi-verlag.de

Und direkt bestellen unter:
www.vdi-nachrichten.com/shop

- Reihe 01** Konstruktionstechnik/
Maschinenelemente
- Reihe 02** Fertigungstechnik
- Reihe 03** Verfahrenstechnik
- Reihe 04** Bauingenieurwesen
- Reihe 05** Grund- und Werkstoffe/Kunststoffe
- Reihe 06** Energietechnik
- Reihe 07** Strömungstechnik
- Reihe 08** Mess-, Steuerungs- und Regelungstechnik
- Reihe 09** Elektronik/Mikro- und Nanotechnik
- Reihe 10** Informatik/Kommunikation
- Reihe 11** Schwingungstechnik
- Reihe 12** Verkehrstechnik/Fahrzeugtechnik
- Reihe 13** Fördertechnik/Logistik
- Reihe 14** Landtechnik/Lebensmitteltechnik
- Reihe 15** Umwelttechnik
- Reihe 16** Technik und Wirtschaft
- Reihe 17** Biotechnik/Medizintechnik
- Reihe 18** Mechanik/Bruchmechanik
- Reihe 19** Wärmetechnik/Kältetechnik
- Reihe 20** Rechnergestützte Verfahren
- Reihe 21** Elektrotechnik
- Reihe 22** Mensch-Maschine-Systeme
- Reihe 23** Technische Gebäudeausrüstung

BEST MATCH for BEST TALENTS

INGENIEUR.de
BEST MATCH

powered by 

So findet Sie Ihr Traumjob!

Ingenieure aller Fachrichtungen, Absolventen und wechselwillige Professionals aufgepasst:
Sagen Sie uns, was Sie können, wollen und lieben – dann bieten Ihnen die besten
Unternehmen den passenden Job für Ihr Talent. Schnell, unkompliziert, ohne Aufwand.

DAS SIND IHRE VORTEILE:

Einfache Profilerstellung | Persönliche Beratung | Passgenaue Job-Angebote |
Keine aufwändige Job-Suche | Unternehmen bewerben sich bei Ihnen | Kostenfreie Nutzung |
Transparenz: alle wichtigen Informationen zum Traumjob |
Sicher: Ihr Arbeitgeber hat keine Einsicht in Ihr Profil

JETZT ALS TALENT REGISTRIEREN:
BESTMATCH.INGENIEUR.DE



REIHE 23
TECHNISCHE
GEBÄUDE-
AUSRÜSTUNG



NR. 6

ISBN 978-3-18-300623-6

BAND
1 | 1

VOLUME
1 | 1