

TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DRESDEN

Dresdner Beiträge zur Lehre der Betrieblichen Umweltökonomie

LIFE CYCLE ASSESSMENT

Nr. 16/2004

Günther, E. / Will, G.
Hoppe, H. (Hrsg.)

Life Cycle Costing (LCC) und
Life Cycle Assessment (LCA) –
eine Übersicht bestehender Konzepte
und deren Anwendung am Beispiel
von Abwasserpumpstationen

Ulmschneider, M.

Herausgeber:



**Professur für
Betriebswirtschaftslehre
Betriebliche Umweltökonomie**

Prof. Dr. Edeltraud Günther
Prof. Dr.-Ing. habil Gotthard Will
Dipl.-Wirtsch.-Ing. Holger Hoppe
Dipl.-Ing. Thomas Pensler (KSB AG)
Dipl.-Wirtsch.-Ing. Maik Ulmschneider

Technische Universität Dresden
Fakultät Wirtschaftswissenschaften
Professur für Betriebswirtschaftslehre,
insbes. Betriebliche Umweltökonomie
01062 Dresden

Telefon: (0351) 463-3 4313
Telefax: (0351) 463-3 7764

E-Mail: bu@mailbox.tu-dresden.de
www.tu-dresden.de/wwbwlbu

Als wissenschaftliches elektronisches Dokument veröffentlicht auf dem Hochschulschriften-server der Sächsischen Landesbibliothek – Staats- und Universitätsbibliothek Dresden (SLUB) unter:

<http://hsss.slub-dresden.de/hsss/servlet/hsss.urlmapping.MappingServlet?id=1138263684579-5967>

Diplomarbeit eingereicht: 2004
Veröffentlicht: 2006

Vorwort

Die Bedeutung der natürlichen Umwelt in den Wirtschaftswissenschaften hat in den vergangenen Jahren kontinuierlich zugenommen: Durch die zunehmende ökologische Knappheit entwickelt sie sich zu einem ökonomisch knappen und somit entscheidungsrelevanten Parameter. Das Forschungsprogramm der Professur für Betriebswirtschaftslehre, insb. Betriebliche Umweltökonomie an der Technischen Universität Dresden spiegelt sich auch im Aufbau der Lehre wider. So fließen die gewonnenen Erkenntnisse aus theoretischer und praktischer Forschung direkt in die einzelnen Lehrveranstaltungen ein. Die vorliegenden „Dresdner Beiträge zur Lehre der Betrieblichen Umweltökonomie“ sollen diesen Prozess der Verzahnung unterstützen. Inhalt der Schriftenreihe sind in erster Linie ausgewählte Diplom- und Seminararbeiten der Professur für Betriebliche Umweltökonomie, durch die der Leser Einblick in die Arbeitsschwerpunkte und Transparenz über die Arbeitsinhalte gewinnen soll. Die Gestaltung der Schriftenreihe ist Frau Dipl.-Kffr. Susann Kaulich zu verdanken, in deren Hand die redaktionelle Arbeit, die Koordination der Autoren bzw. Herausgeber und das Layout der vorliegenden Schriftenreihe lag.

Die vorliegende Ausgabe beschäftigt sich mit der systematischen Untersuchung potenzieller Einflussfaktoren auf die Lebenszykluskosten (LCC) von Abwasserpumpwerken. Betrachtungsobjekt ist eine Doppel-Tauchmotorpumpstation für den Einsatz in einer Trennkanalisation als Überpumpwerk für kommunales Schmutzwasser. Der zeitliche Betrachtungshorizont erstreckt sich über den gesamten Produktlebenszyklus. Primäres Ziel der Untersuchung ist die Identifizierung und Quantifizierung des Einflusses einzelner Systemparameter auf die Lebenszykluskosten. Aufgrund der Komplexität des betrachteten Systems kommt eine iterative Vorgehensweise zur Anwendung. Im ersten Iterationsschritt erfolgt eine separate Betrachtung des Systems aus technologischer, ökonomischer und ökologischer Sicht. Dabei werden aktuelle wissenschaftlich-theoretische Ansätze und Methoden auf ihre Anwendbarkeit auf die spezielle Problematik des Betrachtungsobjekts überprüft. Gemeinsam mit den Ergebnissen einer sich anschließenden System- und Umfeldanalyse stellen diese die Grundlage der separat entwickelten technischen, ökonomischen und ökologischen Einzelmodelle dar. In einer kritischen Würdigung werden diese drei Einzelmodelle auf Fehler, Schwächen und Stärken untersucht, um im zweiten Iterationsschritt in verbesserter Form zu einem integrierten technisch-ökonomisch-ökologischen Modell zusammengeführt zu werden. Mit Hilfe dieses Modells werden dann die zur Erreichung des Untersuchungsziels notwendigen, quantitativen Analysen (Sensitivitätsanalyse, Szenarioanalyse, Break-Even-Analyse, Payout-Analyse) des Betrachtungsobjekts durchgeführt. Die Analyseergebnisse werden ausgewertet und konkrete Handlungsempfehlungen abgeleitet, Forschungsbedarf wird aufgezeigt. Eine abschließende kritische Würdigung des Gesamtmodells soll zur weiteren Verbesserungen der Modellierung in zukünftigen Untersuchungen anregen.

Neben den quantitativen Analyseergebnissen ist das Gesamtmodell das wichtigste Ergebnis der Untersuchung, welches mit seiner softwaretechnischen Implementierung (Visual Basic 6.3™ /MS Excel 2002™) ein Werkzeug liefert, das Entscheidungsträger sowohl auf strategischer als auch auf operativer Ebene unterstützen kann.

Edeltraud Günther / Gotthard Will

Die wissenschaftliche Fundierung der Arbeit basiert im Auszug auf den Ergebnissen der gleichnamigen Diplomarbeit von Herrn Dipl.-Wirtsch.-Ing. M. Ulmschneider an der TU Dresden, Professur für Betriebliche Umweltökonomie und Professur für Pumpen, Verdichter und Apparate. Hochschullehrer: Prof. Dr. Edeltraud Günther und Prof. Dr.-Ing. habil Gotthard Will / Betreuer: Dipl.-Wirtsch.-Ing. Holger Hoppe und Dipl.-Ing. Thomas Pensler. Für den Inhalt dieses Beitrages ist selbstverständlich allein der Autor verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	i
Abbildungsverzeichnis.....	v
Tabellenverzeichnis	vi
Gleichungsverzeichnis	vii
Symbol- und Abkürzungsverzeichnis.....	ix
Vorwort.....	1
1 Einleitung.....	3
1.1 Ziele und Aufbau der Arbeit.....	3
1.1.1 Ziele der Arbeit.....	3
1.1.2 Aufbau der Arbeit.....	4
1.2 Der Praxispartner.....	6
2 Systemabgrenzung	7
2.1 Physische Abgrenzung.....	7
2.2 Zeitliche Abgrenzung.....	7
2.3 Funktionsbezogene Abgrenzung.....	8
3 Technische Betrachtung	9
3.1 Naturwissenschaftliche und technologische Grundlagen.....	9
3.1.1 Von der Bernoulli-Gleichung zur Anlagenkennlinie.....	9
3.1.2 Die Pumpenkennlinien.....	13
3.1.3 Der Betriebspunkt.....	17
3.1.3.1 Veränderung der Anlagenkennlinie.....	17
3.1.3.2 Veränderung der Pumpenkennlinie.....	18
3.2 Einführung in die Abwasserthematik.....	19
3.2.1 Entwässerungssysteme.....	19
3.2.1.1 Trennkanalisation.....	19
3.2.1.2 Mischkanalisation.....	20
3.2.1.3 Freispiegelentwässerung.....	20
3.2.1.4 Druckentwässerung.....	21
3.2.2 Abwasserpumpwerke.....	21
3.2.2.1 Arten von Abwasserpumpwerken.....	21
3.2.2.2 Konzepte von Abwasserpumpwerken.....	22
3.2.3 Werkstoffe in der Abwassertechnik.....	24
3.2.3.1 Beanspruchungen.....	24
3.2.3.2 Steinzeug.....	25
3.2.3.3 Beton und Stahlbeton.....	25
3.2.3.4 Gusseisen.....	25
3.2.3.5 Stahl.....	25
3.2.3.6 Kunststoffe.....	26
3.3 Gesetzliche und normative Grundlagen.....	26
3.3.1 Bautechnik.....	28
3.3.1.1 Saugraumabmessungen.....	28
3.3.1.2 Saugraumgestaltung.....	28
3.3.2 Maschinenteknik.....	29
3.3.3 Steuer- und Messtechnik.....	31
3.3.4 Schalttechnik.....	32
3.4 Der Basisentwurf.....	33
3.4.1 Maschinenteknik.....	33
3.4.2 Bautechnik.....	34
3.4.3 Schalt-, Regelungs- und Messtechnik.....	34
3.5 Fehlerbaumanalyse.....	34

3.5.1	Analyseablauf	35
3.5.2	Festlegung des unerwünschten Ereignisses.....	36
3.5.3	Aufstellung des Fehlerbaums.....	36
3.5.4	Auswertung des Fehlerbaums	36
3.6	Formulierung des technischen Modells	37
3.6.1	Die Zielgröße	38
3.6.2	Die Entscheidungsvariablen.....	38
3.6.2.1	Entscheidungsvariablen des Planers.....	38
3.6.2.2	Entscheidungsvariablen des Betreibers	39
3.6.3	Unsichere Variablen.....	40
3.6.4	Struktur des Modells.....	41
3.7	Kritische Würdigung des Modells	44
3.7.1	Schwächen des Modells.....	45
3.7.1.1	Anlagenverfügbarkeit.....	45
3.7.1.2	Zulaufdaten.....	45
3.7.1.3	Werkstoffe/Ausführungen	45
3.7.1.4	Pumpenantrieb.....	46
3.7.1.5	Drehzahlsteuerung.....	46
3.7.1.6	Berechnungsdauer	46
3.7.2	Stärken des Modells.....	46
3.7.2.1	Abbildung der Realität	46
3.7.2.2	Funktionsüberprüfung	46
3.7.2.3	Schnittstelle zum ökonomischen Modell.....	47
3.7.2.4	Variabilität.....	47
3.7.2.5	Grafische Darstellung des Betriebszustands.....	47
4	Ökonomische Betrachtung	48
4.1	Grundlagen des Life-Cycle-Costing	48
4.1.1	Life-Cycle-Costing Konzepte	48
4.1.1.1	Begriff und Abgrenzung.....	48
4.1.1.2	Verfahren und Methoden.....	51
4.1.1.2.1	Zieldefinition	51
4.1.1.2.2	Alternativenbestimmung.....	52
4.1.1.2.3	Informationsbeschaffung.....	53
4.1.1.2.4	Entscheidungsfindung.....	56
4.1.2	Auswahl und Beschreibung eines geeigneten Konzeptes	59
4.2	Die Abwasserwirtschaft in Deutschland.....	61
4.2.1	Überblick	61
4.2.2	Gesetzgebung.....	62
4.2.2.1	Zuständigkeiten	62
4.2.2.2	Wasserrecht	63
4.2.2.3	Zivil- und strafrechtliche Haftung	64
4.2.2.3.1	Strafrechtliche Haftung.....	64
4.2.2.3.2	Zivilrechtliche Haftung.....	66
4.2.3	Organisationsformen.....	66
4.2.3.1	Organisationsformen ohne Einbeziehung privater Dritter	66
4.2.3.2	Organisationsformen unter Einbeziehung privater Dritter	69
4.2.4	Kosten und Erlöse der Abwasserentsorgung.....	70
4.2.4.1	Kostenstruktur	70
4.2.4.2	Erlöse.....	71
4.2.5	Qualitative Auswertung: Einfluss von Unternehmenssteuern.....	72
4.2.5.1	Der Modigliani-Miller-Ansatz.....	73
4.2.5.2	Der Ansatz über den Diskontierungszinssatz	74
4.3	Ausgangsdatenlage	75
4.3.1	Initialkosten	76
4.3.2	Energiekosten.....	77
4.3.3	Finanzierungskosten und sonstige Betriebskosten.....	77
4.3.4	Stilllegungskosten	78
4.3.5	Wartungskosten.....	78
4.3.6	Inspektionskosten.....	78
4.3.7	Reparaturkosten	78
4.3.8	Sonstige Daten	79

4.4	Formulierung des Lebenszyklusmodells.....	80
4.4.1	Die Zielgröße	80
4.4.2	Die Entscheidungsvariablen.....	80
4.4.3	Unsichere Variablen.....	81
4.4.4	Struktur des Modells	81
4.5	Kritische Würdigung des Modells	84
4.5.1	Schwächen des Modells	84
4.5.1.1	Monte-Carlo-Simulation.....	84
4.5.1.2	Zeitliche Beschränkungen	84
4.5.1.3	Vergleichbarkeit	84
4.5.2	Stärken des Modells.....	85
4.5.2.1	Berücksichtigung des vollständigen Lebenszyklus‘	85
4.5.2.2	Flexibilität	85
5	Ökologische Betrachtung.....	86
5.1	Grundlagen der Ökobilanzanalyse (LCA)	86
5.1.1	Zieldefinition und Systemgrenzen	88
5.1.2	Sachbilanz	89
5.1.3	Wirkungsabschätzung	89
5.1.3.1	Monetäre Ansätze	90
5.1.3.2	Nicht-monetäre Ansätze	92
5.1.3.2.1	Qualitative Ansätze.....	92
5.1.3.2.2	Quantitative eindimensionale Ansätze.....	93
5.1.3.2.3	Quantitative mehrdimensionale Ansätze	95
5.1.4	Auswertung.....	97
5.2	Externe Kosten.....	97
5.3	Auswahl und Beschreibung eines geeigneten LCA-Konzepts.....	98
5.3.1	Zieldefinition und Systemgrenzen	98
5.3.2	Sachbilanz	98
5.3.3	Wirkungsabschätzung	99
5.3.4	Auswertung	101
5.4	Ausgangsdatenlage	101
5.5	Formulierung des Modells	102
5.5.1	Die Zielgröße	102
5.5.2	Die Entscheidungsvariablen.....	103
5.5.3	Unsichere Variablen.....	103
5.5.4	Modellstruktur.....	103
5.6	Kritische Würdigung des Modells	104
5.6.1	Schwächen des Modells	104
5.6.1.1	Umfang.....	104
5.6.1.2	Ungenauigkeit	105
5.6.2	Stärken des Modells.....	106
5.6.2.1	Monetarität	106
5.6.2.2	Einfachheit.....	106
6	Integrative Betrachtung.....	107
6.1	Einführung.....	107
6.2	Wissenschaftliche Grundlagen.....	107
6.3	Formulierung des Modells	109
6.3.1	Zielgröße.....	110
6.3.2	Entscheidungsvariablen	110
6.3.3	Unsichere Variablen.....	110
6.3.4	Struktur	111
6.4	Auswertung des Modells	112
6.4.1	Auswertung des Basisszenarios (Szenario 1).....	112
6.4.1.1	Rangliste der Einflussparameter.....	112
6.4.1.2	Technische Daten und LCC.....	113
6.4.2	Auswertung des Szenarios mit erhöhtem zulässigen Schaltspiel (Szenario 2).....	115
6.4.2.1	Rangliste der Einflussparameter.....	116
6.4.2.2	Technische Daten und LCC-Zusammensetzung.....	117
6.4.3	Vergleich der Szenarien	118
6.4.3.1	Rangliste der Einflussparameter	118

6.4.3.2	LCC	119
6.4.3.3	Der Wert einer Verbesserung	119
6.4.3.3.1	Herleitung	120
6.4.3.3.2	Anwendung	124
6.4.4	Bewertung eines erhöhten Wirkungsgrads	127
6.4.4.1	Szenario 2 mit erhöhtem Wirkungsgrad	127
6.4.4.2	Deutschland vs. Großbritannien	127
6.4.5	Bewertung eines Selbstreinigungsprogramms	129
6.4.5.1	Der Wert eines Selbstreinigungsprogramms	129
6.4.5.2	Amortisation	130
6.4.5.3	Trade-Off-Effekte	130
6.5	Kritische Würdigung des Modells	132
6.5.1	Schwächen des Modells	132
6.5.2	Stärken des Modells	133
7	Zusammenfassung der Ergebnisse und Ausblick	135
7.1	Konsistenzprüfung	135
7.2	Handlungsempfehlungen	136
 Literaturverzeichnis		III
 Gesetzesverzeichnis		XIV
 Verzeichnis der Normen und Richtlinien		XV
 Glossar		XVI

Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1	„VORGEHEN DIPLOMARBEIT“	5
ABBILDUNG 2	„SCHEMAZEICHNUNG ABWASSERPUMPWERK“	7
ABBILDUNG 3	„STATIONÄR DURCHSTRÖMTES ROHR“	10
ABBILDUNG 4	„ANLAGENKENNLINIE“	12
ABBILDUNG 5	„LAMINARE UND TURBULENTE STRÖMUNG“	13
ABBILDUNG 6	„LAUFRADTYPEN“	14
ABBILDUNG 7	„LAUFRÄDER UND SPEZIFISCHE DREHZAHL“	15
ABBILDUNG 8	„KENNLINIEN FÜR LAUFRÄDER NIEDRIGER SPEZIFISCHER DREHZAHL“	16
ABBILDUNG 9	„BETRIEBSPUNKT“	17
ABBILDUNG 10	„ANLAGENKENNLINIE: DROSSELUNG“	18
ABBILDUNG 11	„TRENNKANALISATION“	19
ABBILDUNG 12	„MISCHKANALISATION“	20
ABBILDUNG 13	„ABWASSERPUMPWERK IN TROCKENAUFSTELLUNG“	23
ABBILDUNG 14	„TAGESGANG DES ZULAUFVOLUMENSTROMS“	41
ABBILDUNG 15	„FLUSSDIAGRAMM TECHNISCHES MODELL, STARK VEREINFACHT“	44
ABBILDUNG 16	„LEBENSZYKLUSBETRACHTUNGEN“	49
ABBILDUNG 17	„VORGEHENSWEISE LCC“	51
ABBILDUNG 18	„THE PROBLEM OF TOTAL COST VISIBILITY“	53
ABBILDUNG 19	„CBS ALLGEMEIN“	54
ABBILDUNG 20	„MONTE-CARLO-SIMULATION“	59
ABBILDUNG 21	„HERSTELLERORIENTIERTE LCC“	60
ABBILDUNG 22	„ORGANISATIONSFORM NACH ANTEIL DER ENTSORGUNGSBETRIEBE“	68
ABBILDUNG 23	„ORGANISATIONSFORMEN NACH ANTEIL DER ENTSORGTEN BEVÖLKERUNG“	68
ABBILDUNG 24	„KOSTENSTRUKTUR DER ABWASSERENTSORGUNGSBETRIEBE“	70
ABBILDUNG 25	„CBS BETRACHTUNGSOBJEKT“	76
ABBILDUNG 26	„RAHMEN EINER ÖKOBILANZ“	87
ABBILDUNG 27	„ANSÄTZE ZUR WIRKUNGSABSCHÄTZUNG“	90
ABBILDUNG 28	„ZUSAMMENSETZUNG EXTERNE LCC“	105
ABBILDUNG 29	„TOP-TEN EINFLUSSPARAMETER BASISSZENARIO“	113
ABBILDUNG 30	„LCC-ZUSAMMENSETZUNG BASISSZENARIO“	114
ABBILDUNG 31	„CASH-FLOW-PROFIL BASISSZENARIO“	115
ABBILDUNG 32	„ABHÄNGIGKEIT DES ZULAUFVOLUMENSTROMS VOM MAX. ZUL. SCHALTSPIEL“	116
ABBILDUNG 33	„TOP-TEN EINFLUSSPARAMETER SZENARIO 2“	117
ABBILDUNG 34	„LCC-ZUSAMMENSETZUNG SZENARIO 2“	118
ABBILDUNG 35	„ZUSAMMENHANG ZWISCHEN GEWINN, LCC UND QUALITÄT“	122
ABBILDUNG 36	„WERT EINER VERBESSERUNG“	123
ABBILDUNG 37	„VERGLEICH DER SPEZIF. LCC SZENARIO 1 UND SZENARIO 2“	124
ABBILDUNG 38	„VERGLEICH DEUTSCHLAND – GROßBRITANNIEN“	128
ABBILDUNG 39	„LCC-VERMINDERUNG: SELBSTREINIGUNGSPROGRAMM“	129
ABBILDUNG 40	„AMORTISATION DES SELBSTREINIGUNGSPROGRAMMS“	130
ABBILDUNG 41	„TRADE-OFF-EFFEKT: LEBENSDAUERABNAHME“	131

Tabellenverzeichnis

TABELLE 1	„PUMPENARTEN NACH WIRKPRINZIP“	13
TABELLE 2	„VOR- UND NACHTEILE VON PUMPWERKEN IN NASSAUFSTELLUNG“	23
TABELLE 3	„NORMEN UND TECHNISCHE REGELN FÜR ABWASSERPUMPWERKE“	27
TABELLE 4	„ENTSCHEIDUNGSVARIABLEN DES PLANERS“	39
TABELLE 5	„ENTSCHEIDUNGSVARIABLEN DES BETREIBERS“	39
TABELLE 6	„ANWENDUNGSMÖGLICHKEITEN EINER LCC-ANALYSE“	52
TABELLE 7	„STROMTARIF DREWAG“	77
TABELLE 8	„ABC/XYZ-ANALYSE“	92
TABELLE 9	„KONTENRAHMEN SACHBILANZ“	98
TABELLE 10	„MATRIX: ÜBERFÜHREN IN MONETARITÄT“	99
TABELLE 11	„MATRIX: ANWENDBARKEIT DER VERFAHREN AUF DAS BETRACHTUNGSOBJEKTS“	100
TABELLE 12	„SACHBILANZ BASISENTWURF“	102
TABELLE 13	„UNTERSCHIEDE INPUTPARAMETER DEUTSCHLAND – GROBBRITANNIEN“	127

Gleichungsverzeichnis

GLEICHUNG 1 „BERNOULLI-PRINZIP“	9
GLEICHUNG 2 „KONTINUITÄTSGLEICHUNG“	10
GLEICHUNG 3 „1. HAUPTSATZ FÜR STATIONÄR DURCHSTRÖMTE ROHRE“	10
GLEICHUNG 4 „REINE STRÖMUNGSVORGÄNGE“	10
GLEICHUNG 5 „ADIABATE UND REIBUNGSFREIE STRÖMUNGSVORGÄNGE“	10
GLEICHUNG 6	10
GLEICHUNG 7 „BERNOULLI-GLEICHUNG“	11
GLEICHUNG 8 „BERNOULLI-GLEICHUNG IN FÖRDERHÖHENSCHREIBWEISE“	11
GLEICHUNG 9 „ANLAGENKENNLINIE“	11
GLEICHUNG 10 „VERLUSTHÖHE FÜR GERADE ROHRLEITUNGEN“	11
GLEICHUNG 11 „VERLUSTHÖHE FÜR ARMATUREN UND FORMSTÜCKE“	11
GLEICHUNG 12 „STRÖMUNGSGESCHWINDIGKEIT“	12
GLEICHUNG 13 „ANLAGENKENNLINIE ALS FUNKTION DES FÖRDERSTROMS“	12
GLEICHUNG 14 „SPEZIFISCHE DREHZAHL“	15
GLEICHUNG 15 „VERFÜGBARES SAUGRAUMVOLUMEN NACH ATV“	29
GLEICHUNG 16 „UNVERFÜGBARKEIT“	36
GLEICHUNG 17 „TAGESGANG DES ZULAUFVOLUMENSTROMS“	40
GLEICHUNG 18 „TAGESGANG DES ZULAUFVOLUMENS JE 20s“	41
GLEICHUNG 19 „PEGELSTAND DES NEUEN ZEITINTERVALLS“	42
GLEICHUNG 20 „LINEARE INTERPOLATION DER PUMPENKENNLINIE“	42
GLEICHUNG 21 „ANLAGENFÖRDERHÖHE“	42
GLEICHUNG 22 „FÖRDERVOLUMEN“	43
GLEICHUNG 23 „STRÖMUNGSGESCHWINDIGKEIT“	43
GLEICHUNG 24 „ELEKTRISCHE LEISTUNGS-AUFNAHME“	43
GLEICHUNG 25 „LEISTUNGSABGABE AN DAS FÖRDERMEDIUM“	43
GLEICHUNG 26 „GESAMTWIRKUNGSGRAD“	43
GLEICHUNG 27 „THEORETISCHE ANZAHL AN INVESTITIONSMÖGLICHKEITEN“	53
GLEICHUNG 28 „PRAKTISCHE ANZAHL AN INVESTITIONSMÖGLICHKEITEN“	53
GLEICHUNG 29 „KAPITALWERT“	56
GLEICHUNG 30 „KAPITALWERT (NUR KOSTEN)“	57
GLEICHUNG 31 „ENDWERT“	57
GLEICHUNG 32 „ENDWERT (NUR KOSTEN)“	57
GLEICHUNG 33 „WERT DER STEUERERSPARNIS“	73
GLEICHUNG 34 „DISKONTIERUNGSZINSSATZ NACH STEUERN“	74
GLEICHUNG 35 „KOSTEN FÜR DIE VORBEREITUNG DER BAUGRUBE“	76
GLEICHUNG 36 „REALER DISKONTIERUNGSZINSSATZ“	81
GLEICHUNG 37 „ANSCHAFFUNGSKOSTEN“	82
GLEICHUNG 38 „PLANUNGSKOSTEN“	82
GLEICHUNG 39 „ENERGIEKOSTEN“	82
GLEICHUNG 40 „VERSICHERUNGSKOSTEN“	82
GLEICHUNG 41 „ENTSORGUNGSKOSTEN“	82
GLEICHUNG 42 „SONSTIGE BETRIEBSKOSTEN“	82
GLEICHUNG 43 „WARTUNGSKOSTEN“	82
GLEICHUNG 44 „AUSFALLKOSTEN“	83
GLEICHUNG 45 „BADEWANNENKURVE“	83
GLEICHUNG 46 „FINANZIERUNGSKOSTEN“	83
GLEICHUNG 47 „BERECHNUNG DES KEA“	93
GLEICHUNG 48 „ÖKOFAKTOR“	94
GLEICHUNG 49 „KUMULIERTER ÖKOFAKTOR“	94
GLEICHUNG 50 „KRITISCHES VOLUMEN“	95
GLEICHUNG 51 „WIRKUNGSINDIKATOR UBA“	96
GLEICHUNG 52 „ENTSCHEIDUNGSKRITERIUM FÜR KRITISCHE PARAMETER“	101
GLEICHUNG 53 „STRUKTUR DES ÖKOLOGISCHEN MODELLS“	103
GLEICHUNG 54 „BEURTEILUNG DER SIGNIFIKANZ“	112
GLEICHUNG 55 „HERSTELLERGEWINN 1“	120
GLEICHUNG 56 „ZEITABHÄNGIGER HERSTELLERUMSATZ“	120
GLEICHUNG 57 „HERSTELLERGEWINN 2“	120
GLEICHUNG 58 „HERSTELLERUMSATZ“	120
GLEICHUNG 59 „HERSTELLERKOSTEN“	120
GLEICHUNG 60 „HERSTELLERGEWINN 3“	121

GLEICHUNG 61 „PROPORTIONALITÄT ZWISCHEN HERSTELLERKOSTEN UND PRODUKTQUALITÄT“	121
GLEICHUNG 62 „KUNDENGEWINN 1“	121
GLEICHUNG 63 „LEBENSZYKLUSKOSTEN“	121
GLEICHUNG 64 „LEBENSZYKLUSKOSTEN UND PRODUKTQUALITÄT“	121
GLEICHUNG 65 „KUNDENGEWINN 2“	121
GLEICHUNG 66 „VEREINFACHTE ZUSAMMENSETZUNG DER LEBENSZYKLUSKOSTEN“	122
GLEICHUNG 67 „KUNDENGEWINN 3“	122
GLEICHUNG 68 „GLEICHHEIT ZWISCHEN ANSCHAFFUNGSKOSTEN UND UMSATZ“	122
GLEICHUNG 69 „ZUSAMMENFÜHRUNG HERSTELLER- UND KUNDENSEITE“	122
GLEICHUNG 70 „SZENARIO 1 UND SZENARIO 2“	123
GLEICHUNG 71 „SZENARIO-SUBTRAKTION“	123
GLEICHUNG 72 „ÄQUIVALENZ VON HERSTELLERKOSTEN- UND BETRIEBSKOSTENÄNDERUNG 1“	123
GLEICHUNG 73 „ÄQUIVALENZ VON HERSTELLERKOSTEN- UND BETRIEBSKOSTENÄNDERUNG 2“	123
GLEICHUNG 74 „BEDINGUNG FÜR DIE ENTWICKLUNGSKOSTEN EINER PRODUKTVERBESSERUNG“	124

Symbol- und Abkürzungsverzeichnis

Symbol bzw. Abkürzung	Bedeutung
1.4571	Edelstahl
a	Einzahlung
a	Jahr
A	Anzahl möglicher Alternativen
A	Fläche
A	Querschnittsfläche
Abs.	Absatz
AbwAG	Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer
AbwV	Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer
AG	Aktiengesellschaft
Art.	Artikel
ATV	Abwassertechnische Vereinigung
B	Fremdkapital
b.v. (auch: bv)	Besloten Vennootschap (nl.: GmbH)
BDF	Bundesministerium der Finanzen
BDI	Bundesverband der deutschen Industrie
Bek.	Bekanntgabe
BGBI	Bundesgesetzblatt
BGH	Bundesgerichtshof
BGW	Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
bspw.	beispielsweise
bzw.	beziehungsweise
c	Auszahlung
C	Kapitalwert
C ₀	Kapitalwert, Barwert
ca.	circa
CBS	Cost Breakdown Structure
CDU	Christlich Demokratische Union
C _e	Endwert
CEN	Comité Européen de Normalisation
CER	Cost Estimating Relationship
chin.	chinesisch
CML	Institute of Environmental Sciences (ehem. Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden)
CO ₂	Kohlendioxid
const.	konstant
Ct	Cent
d	Durchmesser
d	Rabatt
d.h.	das heißt
DEE	Direct Engineering Estimating
DEFRA	United Kingdom Department for Environment, Food and Rural Affairs
DIN	Deutsche Industrienorm
DIN	Deutsches Institut für Normung
DIW	Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung
DN	Diameter nominal
DoD	United States Department of Defense
DoE	United States Department of Energy
dt.	deutsch
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
E	Anzahl unabhängiger Elemente
E	Energie
e.V.	eingetragener Verein
ECES	Erasmus Centre for Environmental Studies

EE	Endenergieaufwand
EG	Europäische Gemeinschaft
ehem.	ehemals, ehemalig
EIA	United States Energy Information Administration
EN	Europäische Norm
engl.	englisch
et al.	et alii
eta	spezifischer energetischer Transportaufwand
etc.	et cetera
EU	Europäische Union
EUR	Euro
EWGW	Einwohnergleichwert(e)
ext.	extern
F	Elementarfluss
F	staatliche Förderung
f.	folgende
FAZ	Frankfurter Allgemeine Zeitung
ff.	fortfolgende
f_i	Elementarfluss des Stoffes i
g	Bereitstellungsnutzungsgrad
g	Erdbeschleunigung
G	Gewinn
G	Gesetz
GBP	Britisches Pfund
GbR	Gesellschaft bürgerlichen Rechts
GEMIS	Globales Emissionsmodell integrierter Systeme
GFK	Glasfaserverstärkter Kunststoff
GG	Grundgesetz
ggf.	gegebenenfalls
GGG	Gusseisen mit Kugelgrafit
GGL	Gusseisen mit Lamellengrafit
GmbH	Gesellschaft mit beschränkter Haftung
h	Enthalpie
h	Höhe
h	Stunde
H	Druckhöhe
HaftpflG	Haftpflichtgesetz
HoAI	Honorarordnung für Architekten und Ingenieure
Hrsg.	Herausgeber
Hz	Hertz
i	Zählvariable
i.V.m.	in Verbindung mit
i.e.	ita est
i.e.S.	im engeren Sinne
IE	Indikatorergebnis
IER	Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung der Universität Stuttgart
IFEU	Institut für Energie- und Umweltforschung
inkl.	inklusive
insbes.	insbesondere
int.	intern
IPTS	Institute for Prospective Technological Studies
ISET	Institut für Solare Energieversorgungstechnik
ISO	International Organization for Standardization
j	Zählvariable
k	Kostensatz, spezifische Kosten
k	Konzentration
K	Kosten
KEA	Kumulierter Energieaufwand
kna	spezifischer kumulierter nichtenergetischer Aufwand

KSB	Klein, Schanzlin & Becker
KV	Kritisches Volumen
kW	Kilowatt
kWh	Kilowattstunde
l	Liter
l	mechanische Energie
L	Länge
lat.	lateinisch
LCC	Life Cycle Costs/ Life Cycle Costing
Lkw	Lastkraftwagen
Ltd.	Limited (engl.: vergleichbar mit GmbH)
m	Masse
m	Meter
Mio.	Millionen
MIPS	Materialintensität pro Serviceeinheit
MLZ	Marktlebenszyklus
mm	Millimeter
Mrd.	Milliarden
MS	Microsoft (geschützter Name)
MSI	Marketing Research for Industry
MW	Megawatt
n	Drehzahl
n	Zählvariable
NEV	nichtenergetischer Aufwand
NL	Niederlande
nl.	niederländisch
NPSHA	Net Present Suction Head available
NPSHR	Net Present Suction Head required
Nr.	Nummer
NRW	Nordrhein-Westphalen
o.A.	ohne Angabe
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
ÖF	Ökofaktor
p	Druck
p	Preis
P	Leistung
PE	Polyethylen
Perskm	Personenkilometer
Pkw	Personenkraftwagen
PLZ	Produktlebenszyklus
Prof.	Professor
PSA	Probabilistische Sicherheitsanalyse
PVC	Polyvinylchlorid
q	Wärmeenergie
Q	Fördervolumenstrom
Q	Qualität
r	Zinssatz
R	Rangzahl
r _B	Sollzinssatz
r _{disk}	Diskontierungsfaktor
Re	Reynoldszahl
RGBI	Reichsgesetzblatt
s	Sekunde(n)
S	Signifikanz
S.	Seite
SEI	stofflicher Energieinhalt
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
sin	Sinus
sog.	sogenannt

St	Stahl
StGB	Strafgesetzbuch
t	Steuersatz
t	Tonne
t	Zeit
T _c	Unternehmenssteuern
tw.	teilweise
U	Nichtverfügbarkeit
U	Umsatz
u.	und
u.a.	unter anderem
u.U.	unter Umständen
UBA	Umweltbundesamt
UBP	Umweltbelastungspunkt
UNEP	United Nations Environmental Programme
USA	United States of America
usw.	und so weiter
v	Fließgeschwindigkeit
V	Verfügbarkeit
V	Volt
V	Volumen
V	Wert
v.	vom
v. Chr.	vor Christi Geburt
v.a.	vor allem
VBW	Vereinigung der Bayerischen Wirtschaft e.V.
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
Vgl.	Vergleiche
VRM	NL Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
WHG	Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts
x	Absatz
x	Anteil
x _p	Anteil der Planungskosten an den Anschaffungskosten
z	geodätische Höhe
z	Pegelstand
Z.	Zeile
z.B.	zum Beispiel
ZEW	Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung
zz.	zurzeit
η	Wirkungsgrad
λ	Ausfallrate
λ	Rohrreibungsbeiwert
μ	Reparaturrate
π	3,14
ρ	Dichte
ς	Verlustbeiwert

„Ob man schwierige Probleme bewältigt, hängt häufig davon ab, daß man erkennt, wo die Hebelwirkung am größten ist.“

Peter M. Senge, Leiter System Thinking and Organizational Learning Program an der Sloan School of Management

Vorwort

Mit der Komplexität und damit auch mit der Anzahl an Beteiligten der zu beherrschenden Systeme wächst die Bedeutung einer systematischen integrativen Betrachtung des Verhaltens der Systemkomponenten. Die hohe Anzahl an Schnittstellen und der hohe Spezialisierungsgrad der an der Entwicklung heutiger Systeme Beteiligten macht eine genaue Einschätzung von Konsequenzen getroffener Entscheidungen beinahe unmöglich, wenn keine integrativen Maßnahmen getroffen werden. Aus dieser Notwendigkeit heraus entstand letztendlich der Beruf, dessen Ausbildung mit dieser Arbeit abgeschlossen werden soll: Wirtschaftsingenieurwesen.¹

Während der Arbeit wurde ich von Kommilitonen und Freunden oft verständnislos gefragt: „Was ist denn ausgerechnet an Pumpen so interessant?“ Was ausgerechnet an Pumpen so interessant ist, und warum es sich lohnt, sich mit der Problematik auseinanderzusetzen, sollen folgende Fakten illustrieren:

Etwa 20 % der weltweit erzeugten elektrischen Energie wird in Pumpsystemen umgewandelt.^{2,3,4,5} Je nach Expertenmeinung lassen sich 10 % bis 20 % dieser Energie ohne Zusatzinvestitionen durch Betriebsoptimierung einsparen.^{6,7,8} Wird mit dem unteren Wert von 10 % gerechnet, entspricht das immer noch einer Energie von 300.000.000.000 kWh. Bei einem angenommenen Elektrizitätspreis von 15 Ct/kWh könnten also ca. 45.000.000.000 EUR und etwa 1.800.000.000 t CO₂⁹ eingespart werden. Oft ist es jedoch anschaulicher, wenn die abstrakten Zahlen zu vorstellbaren Größen in Beziehung gesetzt werden:

- Das einzusparende Geld beträgt jährlich etwa 2,3 % des deutschen Bruttoinlandsproduktes aus dem Jahr 2003¹⁰ und würde ausreichen, die Forschungs- und Bildungsleistungen in Deutschland zu verdoppeln und gleichzeitig alle Zinsausgaben des Bundes zu begleichen.¹¹
- Es könnten rund 100 Kraftwerksblöcke mit einer durchschnittlichen elektrischen Leistung von 800 MW vom Netz genommen werden.

¹ Vgl. Hering, E. (Hrsg.) (1999), S.5

² Vgl. Stauß, O. (2000), S.62

³ Anmerkung: Die Schätzungen gehen weit auseinander. Dimmers (Vgl. Dimmers, T. (1999), S.5) zitiert das DOE mit 75 % für die USA und schätzt 33 % für Europa. Mit 20 % wurde die niedrigste gefundene Schätzung angenommen.

⁴ Vgl. Tutterov, V.; Hovstadius, G.; McKane, A. (2001), S.441

⁵ Vgl. Hydraulic Institute; Europump (Hrsg.) (2001), S.xxiii

⁶ Vgl. Dimmers, T. (1999), S.3ff.

⁷ Vgl. Stauß, O. (2000), S.62

⁸ Vgl. Wurzbacher, P. (2001), S.15

⁹ Vgl. Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.), online im Internet, Stand: 09.12.2003 Abruf: 29.04.2004 i.V.m. UBA (Hrsg.), online im Internet, Stand: 04.07.2003 Abruf: 29.04.2004, Annahme: deutscher Kraftwerkspark.

¹⁰ Vgl. BMF (Hrsg.), online im Internet, Stand: 2003 Abruf: 29.04.2004

¹¹ Vgl. BMF (Hrsg.), online im Internet, S.11, Stand: 2003 Abruf: 29.04.2004

- Das Kyoto-Protokoll von 1997 wäre innerhalb zweier Monate übererfüllt.¹²

Und für diejenigen, die weder an Forschung und Bildung, Haushaltspolitik noch Umweltschutz interessiert sind:

- Mit dem einzusparenden Geld könnte die Besetzung des Iraks komplett finanziert werden.¹³

Dresden/Halle(Saale), den 25.01.2006

Maik Ulmschneider

¹² Vgl. FAZ (Hrsg.) (1999), zitiert nach Landesinstitut für Schule und Weiterbildung NRW, online im Internet, Stand: o.A. Abruf: 29.04.2004

¹³ Vgl. DoD (Hrsg.), online im Internet, Stand: 13.07.2003 Abruf: 29.04.2004, Annahme: Keine Zinskosten für aufgenommene Kredite.

„Wer das Ziel kennt, kann entscheiden; wer entscheidet, findet Ruhe; wer Ruhe findet, ist sicher; wer sicher ist, kann überlegen; wer überlegt, kann verbessern.“

Konfuzius (551-479 v.Chr.), chin. Philosoph, bestimmend für die Gesellschafts- u. Sozialordnung Chinas

1 Einleitung

Während schon im vorchristlichen Rom von einem öffentlichen Wasser-Ver- und Entsorgungssystem berichtet wird¹⁴, blieb eine öffentliche Abwasserentsorgung bis weit ins 19. Jahrhundert hinein in den meisten deutschen und europäischen Städten ein Wunschtraum. Zwar wurde bereits im Jahr 1464 in Nürnberg der Bau von *Dolen*¹⁵ im Tucherschen Baumeisterbuch beschrieben, jedoch dauerte es auch dort noch genau 400 Jahre, bis im Jahr 1864 der Magistrat schließlich das Projekt zur „Vollendung der Canalisation der Stadt“ beschloss.¹⁶ Anlass dazu gaben die verheerenden Pest- und Choleraepidemien jener Zeit.¹⁷ So schätzt Prof. Ferdinand Seibt, dass bspw. die Bevölkerung Frankreichs und Englands im Mittelalter auf ein Drittel ihrer ursprünglichen Größe dezimiert wurde.¹⁸

Im Jahr 2002 verfügten in Deutschland etwa 93 %¹⁹ der Bevölkerung über einen Anschluss an das öffentliche Entwässerungsnetz. Krankheiten, die durch mangelhafte hygienische Zustände ausgelöst werden, sind hier weitgehend unbekannt. Dies liegt in einem hohen Maße an der Zuverlässigkeit der Entwässerungssysteme. Wenn – wie heute häufig der Fall – kurzfristige Planungen, ungenügende Systemkenntnis und mangelhafte Organisationsstrukturen dazu führen, dass aufgrund vermeintlicher Kostenvorteile minderwertige Systeme angeschafft und betrieben werden, kann die Zuverlässigkeit gefährdet werden. Auch kann dies zu hohen Folgekosten führen, die letztendlich der Verbraucher tragen muss.

In dieser Arbeit soll, als Grundlage für eine objektive Entscheidungsfindung, der Versuch einer gesamtheitlichen Betrachtung am Beispiel einer Abwasserpumpstation gewagt werden.

1.1 Ziele und Aufbau der Arbeit

1.1.1 Ziele der Arbeit

Das Hauptziel der Arbeit ist die Identifikation und Bewertung von Parametern, die das Betrachtungsobjekt (siehe Abschnitt 2) beschreiben und wesentlichen Einfluss auf dessen (interne sowie externe) Lebenszykluskosten haben. Der Einfluss soll, sofern sich dies als möglich erweisen sollte, quantifiziert werden. Dazu soll aus dem derzeitigen wissenschaftlich-theoretischen Kenntnisstand der betroffenen Technologie, Ökonomie und Ökologie ein Konzept abgeleitet werden, das sich auch in der betrieblichen Praxis als anwendbar erweist.

¹⁴ Vgl. Hesse, M., online im Internet, Stand: o.A., Abruf: 22.01.2004 16:20 Uhr

¹⁵ Anmerkung: Kursiv gedruckte Wörter werden im Glossar erklärt.

¹⁶ Vgl. Stadtentwässerungsbetrieb Nürnberg (Hrsg.), online im Internet, Stand: o.A., Abruf: 22.01.2004 16:10 Uhr

¹⁷ Vgl. Imhoff, K.R. im Vorwort zu Bayer, E. et al. (1995)

¹⁸ Vgl. Seibt, F. (1999)

¹⁹ MSI (Hrsg.) (2002), S.41

Um mögliche Verfahren zur Erfüllung dieses Ziels zu bestimmen, sollen die wissenschaftlich-theoretischen Grundlagen der jeweils zu untersuchenden Betrachtungsdimension (i.e. Technologie, Ökonomie, Ökologie) diskutiert und ein Überblick über mögliche Ansätze, Werkzeuge und Methoden gegeben werden. Daraus sollen im Anschluss jeweils diejenigen ausgewählt und ggf. modifiziert werden, die im gegebenen Anwendungsfall als am besten geeignet erscheinen.

Neben den oben beschriebenen, pragmatischen Zielen stehen eine Reihe didaktischer Zielstellungen und Ansprüche, an deren Erfüllung sich diese Arbeit messen lassen muss:

1. Diese Arbeit soll die Betrachtungsdimensionen Technologie, Ökonomie und Ökologie weitestgehend gleichberechtigt berücksichtigen.
2. Die Ergebnisse dieser Arbeit sollen sowohl von konkretem praktischem Nutzen am Beispiel des Betrachtungsobjekts als auch auf andere Problemstellungen übertragbar sein.
3. Die Ergebnisse dieser Arbeit sollen wissenschaftlich-theoretisch fundiert und gleichzeitig alltagstauglich für den praktischen Einsatz sein.
4. Diese Arbeit soll bei Wissenschaftlern und Praktikern verschiedener Disziplinen Verständnis für die jeweils anderen Disziplinen wecken und damit das interdisziplinäre Arbeiten fördern.
5. Diese Arbeit soll den Charakter des Wirtschaftsingenieurwesens widerspiegeln und möglichst viele Ausbildungsinhalte abdecken.

All diese Ziele lassen sich unter dem Stichwort „Gesamtheitlichkeit“ zusammenfassen. Eine gesamtheitliche Betrachtung von Problemstellungen ist unbedingte Voraussetzung zur Findung nachhaltiger Lösungen und soll Zielstellung wie Aufbau dieser Arbeit prägen.

1.1.2 Aufbau der Arbeit

Der Aufbau dieser Arbeit (ABBILDUNG 1) ergibt sich als direkte Konsequenz der oben formulierten Zielstellungen: Zunächst werden die Systemgrenzen festgelegt, die ihre Gültigkeit über alle Betrachtungsdimensionen hinweg beibehalten.²⁰ Dadurch soll Eindeutigkeit in der Begrifflichkeit sowie Transparenz sichergestellt werden.

Um die Anforderung nach Gesamtheitlichkeit im oben beschriebenen Sinne zu erfüllen, wird im Rahmen eines integrativen Modells versucht, das Betrachtungsobjekt möglichst allgemeingültig zu beschreiben. Da es sich mit dem Betrachtungsobjekt jedoch um ein komplexes System handelt, sind die gegenseitigen Abhängigkeiten der Systemparameter nicht sofort erkennbar. Aus diesem Grund ist es sinnvoll, sich iterativ an ein möglichst gutes Modell anzunähern.²¹ Im Rahmen dieser Diplomarbeit können auf Grund der zeitlichen Beschränkungen lediglich zwei Iterationsschritte verwirklicht werden. Im ersten

²⁰ Anmerkung: Mit Ausnahme der ökologischen Betrachtung; siehe hierzu Kapitel 5.3.1.

²¹ Anmerkung: Eine ähnliche Vorgehensweise wird bereits von Wurzbacher vorgeschlagen und wird hier aufgegriffen: Vgl. Wurzbacher, P. (2001)

Iterationsschritt wird das Betrachtungsobjekt gedanklich in drei (anhand der Betrachtungsdimensionen Technologie, Ökonomie und Ökologie) unabhängige Teile zerlegt und getrennt voneinander intensiv analysiert. Hier ordnen sich die wissenschaftlich-theoretischen Betrachtungen ein. Danach schließt sich jeweils direkt die Modellierung der einzelnen Teilsysteme an. Jedes Modell wird dann softwaretechnisch umgesetzt und im Rahmen einer kritischen Würdigung bewertet. Die Ergebnisse der Bewertungen werden dann im zweiten Iterationsschritt (Zusammenführung der Einzelmodelle) neben den wissenschaftlichen Integrationsansätzen berücksichtigt und gehen als Verbesserungen in das integrative Modell ein. Anhand dieses (wiederum softwaretechnisch umgesetzten) verbesserten Modells werden dann verschiedene Analysen zur Quantifizierung der Einflussgrößen durchgeführt, aus denen konkrete Handlungsempfehlungen abgeleitet werden. In der anschließenden kritischen Würdigung des verbesserten Modells werden weitere Vorschläge für eine mögliche dritte Iterationsschleife gemacht.

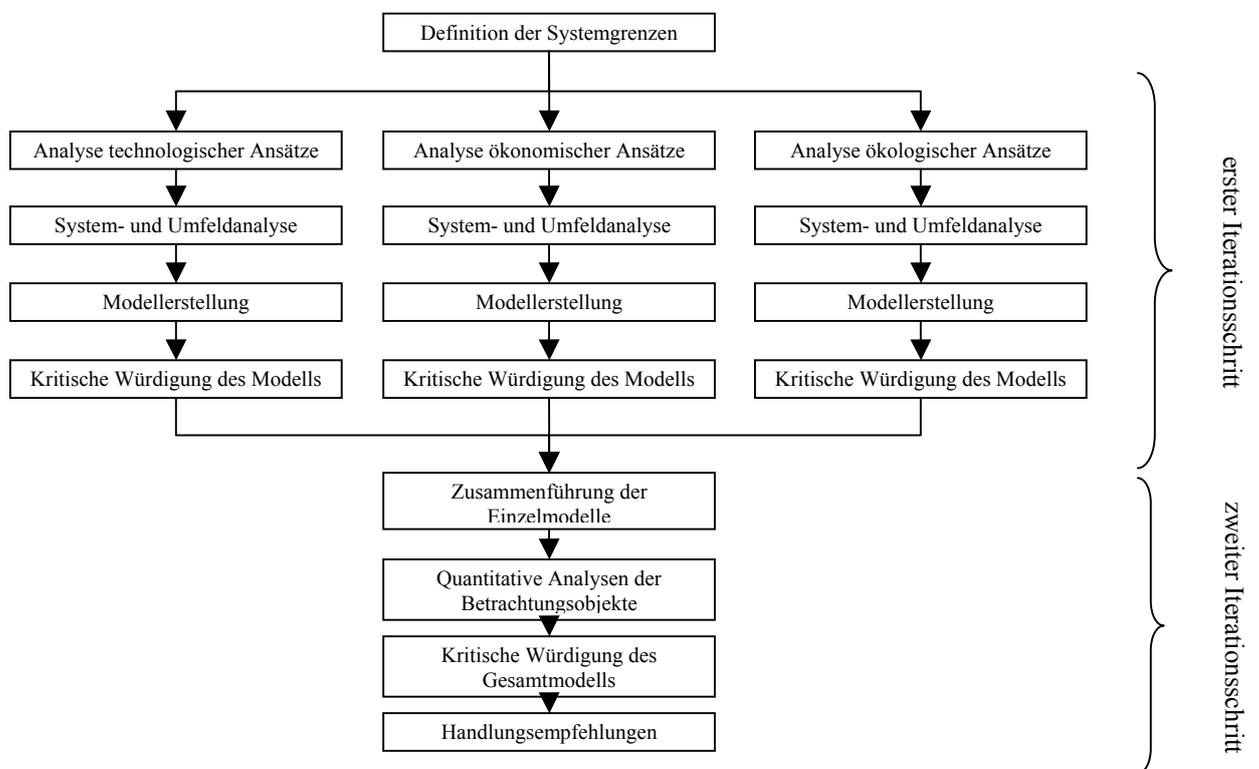


ABBILDUNG 1 „VORGEHEN DIPLOMARBEIT“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG

1.2 Der Praxispartner

Der KSB-Konzern ist mit einem Umsatz von 1,2 Mrd. EUR und 12.000 Mitarbeitern weltweit (4.300 in Deutschland) einer der führenden Anbieter von Pumpen, Armaturen und zugehörigen Systemen. Die KSB AG verfügt über 29 Produktionsstätten in 19 Ländern und ist in 100 Ländern mit Servicezentren vertreten.²²

1871 wurde das Unternehmen durch Johannes Klein, Friedrich Schanzlin und Jakob Becker unter dem Namen „Frankenthaler Maschinen- & Armatur-Fabrik Klein, Schanzlin & Becker“ gegründet. Seit 1887 firmiert das Unternehmen als Aktiengesellschaft.²³ Heute beträgt das Grundkapital 44,8 Mio. EUR und ist auf 1.751.327 Stückaktien verteilt. Die Marktkapitalisierung zum 31.12.2003 betrug 211,9 Mio. EUR.²⁴

Mit den von KSB angebotenen Produkten und Dienstleistungen werden nahezu alle industriellen Anwendungsgebiete von Pumpen abgedeckt: Gebäudetechnik, Industrie, Wasser-/Abwasserwirtschaft, Energiewirtschaft und Bergbau. Schwerpunkte der derzeitigen Forschung und Entwicklung liegen bei den Themen Automation, Hydraulik und Werkstofftechnik sowie bei der Reduzierung der Life Cycle Costs der Kunden²⁵, woraus sich auch das Interesse des Unternehmens an den Ergebnissen dieser Arbeit ableitet.

²² Vgl. KSB AG (Hrsg.), online im Internet, Stand: 31.12.2003 Abruf: 02.04.2004

²³ Vgl. KSB AG (Hrsg.), online im Internet, Stand: 01.01.2003 Abruf: 02.04.2004

²⁴ Vgl. KSB AG (Hrsg.), online im Internet, Stand: 31.12.2003 Abruf: 02.04.2004

²⁵ Vgl. KSB AG (Hrsg.), online im Internet, Stand: 31.12.2003 Abruf: 02.04.2004

„Man muß vieles übersehen, um schauen zu können.“

Emanuel von Bodman (1874-1946), dt. Lyriker, Erzähler u. Dramatiker

2 Systemabgrenzung

2.1 Physische Abgrenzung

Gegenstand dieser Untersuchung sind alle Komponenten eines nassaufgestellten Abwasserpumpwerks für den Überpumpbetrieb gemäß EN 752-6 mit Ausnahme der Alarmeinrichtungen:²⁶

Pumpen (2)

Antriebe (2)

Bauwerk (1,12,13)

Pumpendruckleitung (8,9)

Schalttechnik (10)

Regelungstechnik (14)

Armaturen (6,7)

Aufstellteile und Zubehör (3,4,5)

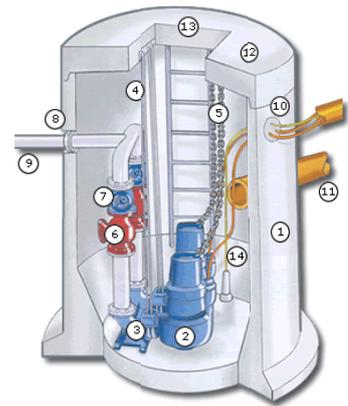


ABBILDUNG 2 „SCHEMAZEICHNUNG ABWASSERPUMPWERK“

QUELLE: VAKT & HYTTESERVICE AS BARMER (HRSG.), ONLINE IM INTERNET, STAND: O.A. ABRUF: 21.04.2004

Das Abwasserpumpwerk wird dabei modular aus den aufgeführten Komponenten zusammengesetzt. In diesem Sinne bedeutet eine Optimierung des Systems die optimale Auswahl der am Markt angebotenen Bauteile; die Gestaltung der einzelnen Komponenten ist nicht Gegenstand dieser Arbeit. Im Folgenden wird das oben beschriebene Abwasserpumpwerk als Betrachtungsobjekt bezeichnet.

2.2 Zeitliche Abgrenzung

Um dem Anspruch einer gesamtheitlichen Optimierung gerecht zu werden, umspannt der zeitliche Rahmen die Entwurfsplanung für die Anlage sowie deren gesamte Lebensdauer. Die Schwerpunkte liegen dabei auf Planung und Betrieb der Anlage. Herstellung und Installation sowie Deinstallation und Entsorgung werden nur während der ökonomischen und ökologischen Untersuchungen betrachtet.

²⁶ EN 752-6 (1998), S.6f.

Der reale, kontinuierliche Verlauf während des Anlagebetriebes wird für die Betriebspunktbestimmung sowie die damit zusammenhängenden Rechnungen in diskreten Schritten angenähert. Für die ökonomische Betrachtung werden diskrete Zeitschritte auf Basis eines Jahres gewählt, um die Abrechnungsperioden praxisgerecht abbilden zu können.

2.3 Funktionsbezogene Abgrenzung

Die funktionale Abgrenzung einer Abwasserpumpstation ist ebenfalls in der europäischen Norm EN 752^{27,28} festgelegt. Sie ergibt sich aus der gesetzlichen Grundlage des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG). Abwasser ist demnach so zu beseitigen ist, „dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird“.²⁹ Daraus ergeben sich zwei Funktionen, die im Optimierungsmodell als Nebenbedingungen zu formulieren sind:

- keine Gefährdung der öffentlichen Gesundheit
- Erfüllung der Förderaufgabe

²⁷ Vgl EN 752-2 (1996), S.3

²⁸ Vgl. EN 752-3 (1996), S.3

²⁹ §18a Abs. 1 Satz 1 WHG

„Voraussetzung für Technikakzeptanz ist, daß Wissenschaft und Wirtschaft die Ziele und Möglichkeiten ihres Handelns transparent machen.“

Matthias Wissmann (*1949), dt. Politiker (CDU), 1993-98 Bundesminister für Verkehr

3 Technische Betrachtung

Eine sichere Auslegung des Betrachtungsobjekts setzt umfangreiche Systemkenntnisse voraus. Gegenstand der folgenden Kapitel ist daher die Diskussion der theoretischen Grundlagen und eine Zusammenfassung wichtiger Normen und Richtlinien. Im Anschluss daran wird aus technischer Sicht ein Modell des Betrachtungsobjekts erstellt und im Rahmen einer kritischen Würdigung beurteilt.

3.1 Naturwissenschaftliche und technologische Grundlagen

3.1.1 Von der Bernoulli-Gleichung zur Anlagenkennlinie

Bei seinen Arbeiten über den Zusammenhang zwischen Druck und Geschwindigkeit eines Fluids in einer Rohrleitung, stellte der Mediziner und Mathematiker Daniel Bernoulli (1700 – 1782) den unter seinem Namen bekannt gewordenen Zusammenhang

$$\frac{1}{2} \cdot \rho \cdot v^2 + p = const.$$

GLEICHUNG 1 „BERNOULLI-PRINZIP“

auf. Die Kenntnis darüber ermöglichte der Medizin nicht nur, zum ersten Mal den Blutdruck des Menschen zu messen³⁰ – Warum kann ein Flugzeug fliegen?³¹ Wie erreicht ein Segelschiff ein Ziel im Luv?³² – sind nur zwei Fragen, die die Menschen jahrhundertlang beschäftigten und deren Beantwortung letztendlich nur mit Kenntnis des Bernoulli-Prinzips gelang.

Da die Anlagenkennlinie – für die Bestimmung des Betriebspunktes essenziell – eine modifizierte Form der Bernoulli-Gleichung ist, soll sie an dieser Stelle hergeleitet und in die Anlagenkennlinie überführt werden. Die im Folgenden angewandten Indizes sind ABBILDUNG 3 zu entnehmen.

³⁰ Vgl. Quinney, D.A., online im Internet, Stand: 01/1997 Abruf: 07.05.2004

³¹ Vgl. Boyne, W.; Gwynn-Jones, T.; Modman, V. (1991), S.20f.

³² Vgl. Bolle, L. (2004), S.32ff.

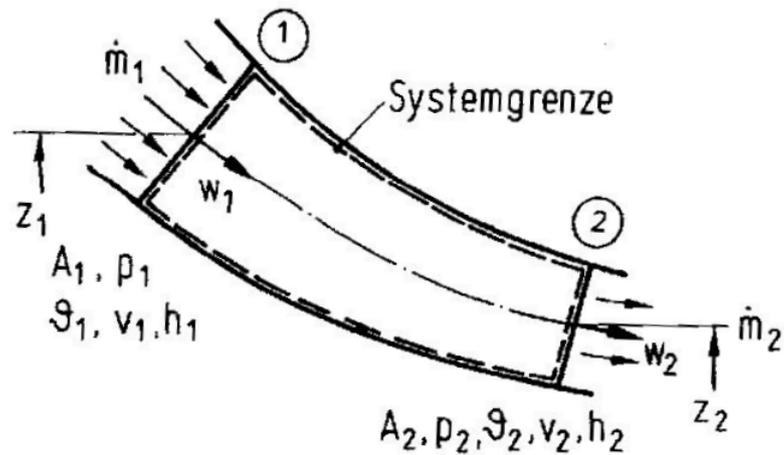


ABBILDUNG 3 „STATIONÄR DURCHSTRÖMTES ROHR“

QUELLE: HAHNE, E. (2000), S.396

Für eine *stationäre Strömung* gilt die Kontinuitätsgleichung:

$$\dot{m}_1 = \dot{m}_2 = \dot{m} = \rho \cdot A \cdot \bar{v} = \text{const.}$$

GLEICHUNG 2 „KONTINUITÄTSGLEICHUNG“

Der 1. Hauptsatz für stationär durchströmte Rohre bei Vernachlässigung der Reibung lautet damit:

$$q_{12} + l_{12} = h_2 - h_1 + \frac{1}{2} \cdot (v_2^2 - v_1^2) + g \cdot (z_2 - z_1)$$

GLEICHUNG 3 „1. HAUPTSATZ FÜR STATIONÄR DURCHSTRÖMTE ROHRE“

Bei reinen Strömungsvorgängen wird weder Wärmeenergie noch mechanische Energie übertragen, daher folgt aus GLEICHUNG 3:

$$0 = h_2 - h_1 + \frac{1}{2} \cdot (v_2^2 - v_1^2) + g \cdot (z_2 - z_1)$$

GLEICHUNG 4 „REINE STRÖMUNGSVORGÄNGE“

Für *adiabate*, reibungsfreie Strömung gilt weiter:

$$h_2 - h_1 = - \int_1^2 \frac{1}{\rho} \cdot dp$$

GLEICHUNG 5 „ADIABATE UND REIBUNGSFREIE STRÖMUNGSVORGÄNGE“

Wird die Dichte als arithmetisches Mittel betrachtet³³, folgt:

$$\frac{1}{\bar{\rho}} \cdot (p_1 - p_2) = \frac{1}{2} \cdot (v_2^2 - v_1^2) + g \cdot (z_2 - z_1)$$

GLEICHUNG 6

³³ Anmerkung: Streng genommen muss auch für die Strömungsgeschwindigkeit v das arithmetische Mittel über dem Rohrquerschnitt A angesetzt werden. Siehe auch Exkurs Reynoldszahl auf Seite 12.

Durch Umstellen ergibt sich die Bernoulli-Gleichung zu:

$$p_1 + \frac{\bar{\rho} \cdot v_1^2}{2} + \bar{\rho} \cdot g \cdot z_1 = p_2 + \frac{\bar{\rho} \cdot v_2^2}{2} + \bar{\rho} \cdot g \cdot z_2$$

GLEICHUNG 7 „BERNOULLI-GLEICHUNG“

Sie lässt sich bei horizontalem Rohrverlauf zur eingangs erwähnten Form vereinfachen:

$$\frac{1}{2} \cdot \rho \cdot v^2 + p = \text{const.}$$

In Worten besagt das Bernoulli-Prinzip also:

„Der Totaldruck in einem reibungsfrei durchströmten Rohr als Summe von statischem und dynamischen Druck ist an allen Stellen gleich.“³⁴

Gültig ist dieses Prinzip bei stationärer, reibungsfreier Strömung eines inkompressiblen Fluids; im gegebenen, realen Anwendungsfall liegt allerdings eine *instationäre*, reibungs*behaftete* Strömung eines inkompressiblen Fluids vor. Die Bernoulli-Gleichung muss aus diesem Grund um die Berücksichtigung von Reibung und Geschwindigkeitsänderungen erweitert werden. Im Allgemeinen ist es üblich, Druck als Förderhöhe H in m Flüssigkeitssäule des geförderten Fluids auszudrücken. In dieser Form ergibt sich die Bernoulli-Gleichung zu:

$$\frac{p_1}{\rho \cdot g} + \frac{v_1^2}{2 \cdot g} + z_1 = \frac{p_2}{\rho \cdot g} + \frac{v_2^2}{2 \cdot g} + z_2 + H_{V,12} - H_A$$

GLEICHUNG 8 „BERNOULLI-GLEICHUNG IN FÖRDERHÖHENSCHREIBWEISE“

Nach weiterer Umformung ergibt sich die Anlagenkennlinie zur allgemein bekannten Form:

$$H_A = z_2 - z_1 + \frac{p_2 - p_1}{\rho \cdot g} + \frac{v_2^2 - v_1^2}{2 \cdot g} + \sum H_V$$

GLEICHUNG 9 „ANLAGENKENNLINIE“

Die Verlusthöhe H_V berechnet sich für gerade Rohrleitungen zu:

$$H_V = \lambda \cdot \frac{L}{d} \cdot \frac{v^2}{2 \cdot g}$$

GLEICHUNG 10 „VERLUSTHÖHE FÜR GERADE ROHRLEITUNGEN“

Für Armaturen und Formstücke berechnet sich die Verlusthöhe H_V zu:

$$H_V = \zeta \cdot \frac{v^2}{2 \cdot g}$$

GLEICHUNG 11 „VERLUSTHÖHE FÜR ARMATUREN UND FORMSTÜCKE“

Die Anlagenkennlinie wird meist als Funktion des Förderstroms $H = f(Q)$ aufgetragen.

³⁴ Hahne, E. (2000), S.397

Mit

$$v = \frac{Q}{A} = \frac{Q}{\frac{\pi}{4} \cdot d^2}$$

GLEICHUNG 12 „STRÖMUNGSGESCHWINDIGKEIT“

folgt demnach die Anlagenkennlinie zu:

$$H_A = z_2 - z_1 + \frac{p_2 - p_1}{\rho \cdot g} + \left(\left(\frac{Q}{\frac{1}{4} \cdot \pi \cdot d_2^2} \right)^2 - \left(\frac{Q}{\frac{1}{4} \cdot \pi \cdot d_1^2} \right)^2 \right) \cdot \frac{1}{2 \cdot g} + \left(\frac{Q}{\frac{1}{4} \cdot \pi \cdot d_i^2} \right)^2 \cdot \frac{1}{2 \cdot g} \cdot \left(\sum_i \left(\lambda_i \cdot \frac{L_i}{d_i} \right) + \sum_j \right)$$

GLEICHUNG 13 „ANLAGENKENNLINIE ALS FUNKTION DES FÖRDERSTROMS“

Wie auch aus **ABBILDUNG 4** gut erkennbar, besteht die Anlagenkennlinie aus einem konstanten statischen Anteil und einer quadratisch³⁵ vom Förderstrom abhängigen dynamischen Komponente.

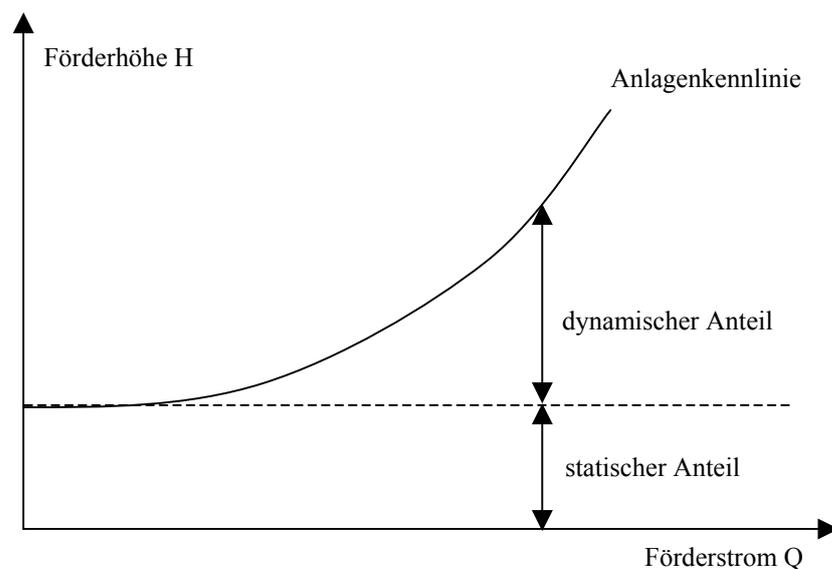


ABBILDUNG 4 „ANLAGENKENNLINIE“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG IN ANLEHNUNG AN KSB AG (HRSG.) (1999), S.26

Exkurs Reynoldszahl

Die Strömungsgeschwindigkeit v ist über die Rohrquerschnittsfläche A nicht konstant. Als Newton'sche (zähe) Flüssigkeit haftet sie an der Rohrwand. Dort ist die Strömungsgeschwindigkeit gleich Null. In der Rohrachse erreicht die Strömungsgeschwindigkeit ihr

³⁵ Anmerkung: Dies gilt nur bei Vernachlässigung der Abhängigkeit der Rohrreibung von der Reynoldszahl Re .

Maximum. Beim Verlauf der Strömungsgeschwindigkeit über die Querschnittsfläche wird zwischen laminarer und turbulenter Strömung unterschieden (ABBILDUNG 5).³⁶

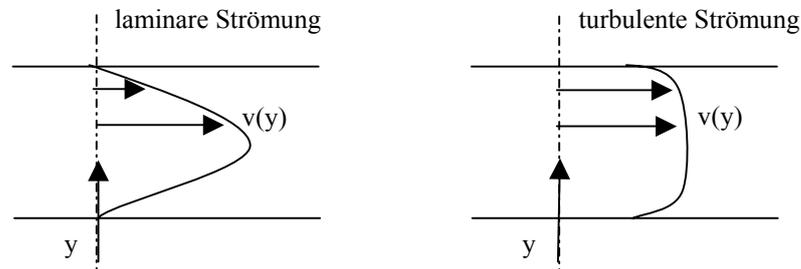


ABBILDUNG 5 „LAMINARE UND TURBULENTE STRÖMUNG“
 QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG IN ANLEHNUNG AN HAHNE, E. (2000), S.396

Die Strömungsform ist von der mittleren Strömungsgeschwindigkeit \bar{v} , dem Rohrdurchmesser d und der kinematischen Zähigkeit ν des Fluids abhängig. Diese Größen werden in der Reynoldszahl Re zusammengefasst. Im Allgemeinen wird angenommen, dass bei $Re \geq 2300$ turbulente und bei $Re < 2300$ laminare Strömung vorliegt.³⁷

3.1.2 Die Pumpenkennlinien

Pumpen sind Maschinen für den hydraulischen Transport von Fluiden. Zur Bezeichnung und Klassifikation von Pumpen werden die unterschiedlichsten Kriterien herangezogen. Häufige Gesichtspunkte sind das Arbeitsprinzip, konstruktive Merkmale, Verwendungszweck, Antrieb und Werkstoff.³⁸ Die folgende Tabelle enthält eine Aufstellung von Pumpenarten nach deren Wirkprinzip.

Pumpenart	Wirkprinzip	Beispiel
Kreiselpumpen	Energieübertragung durch Strömungsumlenkung	Kesselspeisewasserpumpen, Abwasserpumpen
Verdrängerpumpen	periodische Volumenänderung von Arbeitsräumen	Kreis- und Hubkolbenpumpen, Zahnradpumpen
Strahlpumpen	Druckunterschiede zu einem Treibermedium in einer Düse	Tiefsaugvorrichtungen
Gasmischheber	Auftriebswirkung eines Flüssigkeits-Gasgemisch	Mammutpumpen
Stoßheber	Abrupte Überführung von kinetischer Energie in eine andere Energieart	hydraulische Widder
Hebewerke	Anheben der Flüssigkeit auf ein höheres geodätisches Niveau	Schneckenrotorpumpen, Eimerwerke
Elektromagnetische Pumpen	Einwirkung eines Magnetfeldes auf das ferromagnetisches Fördermedium	Flüssigmetallpumpen

TABELLE 1 „PUMPENARTEN NACH WIRKPRINZIP“
 QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG IN ANLEHNUNG AN KSB AG (HRSG.), 1989, S.224FF.

³⁶ Vgl. Hahne, E. (2000), S.395ff.

³⁷ Anmerkung: Während Hahne als Grenze $Re = 2300$ angibt, wird in KSB AG (Hrsg.) (1999), S.19 2320 als Grenze zwischen turbulenter und laminarer Strömung festgelegt.

³⁸ Vgl. KSB AG (1989), S.224

Kreiselpumpen, die in der Abwassertechnik beinahe ausschließlich Verwendung finden, werden insbesondere nach der Laufradform, der Strömungsrichtung und der Aufstellungsart unterschieden. In ABBILDUNG 6 sind die am häufigsten ausgeführten Laufradtypen dargestellt.

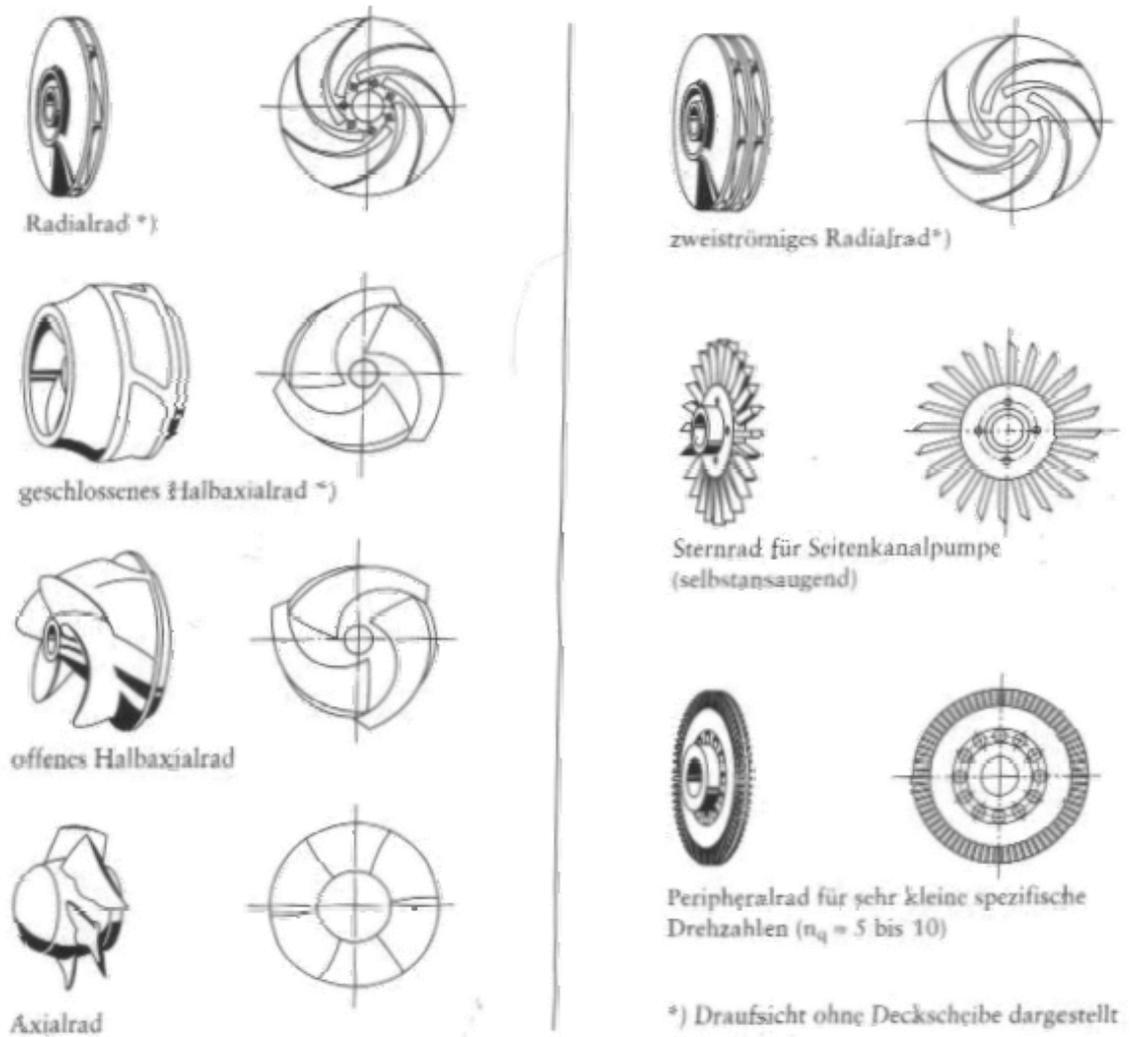


ABBILDUNG 6 „LAUFRADTYPEN“
 QUELLE: KSB AG (1999), S.13

Eine wichtige Größe zur Beschreibung des Verhaltens unterschiedlicher Laufräder ist die spezifische Drehzahl n_q .⁴⁰ Aus der Ähnlichkeitsmechanik übernommen, ermöglicht sie den Vergleich von Laufrädern verschiedener Baugröße bei unterschiedlichen Betriebsdaten. Sie berechnet sich zu:

$$n_q = n \cdot \frac{\sqrt{\frac{Q_{opt}}{\left(\frac{m^3}{h}\right)}}}{\frac{H_{opt}}{m}^{3/4}}$$

GLEICHUNG 14 „SPEZIFISCHE DREHZAHL“

Den Zusammenhang zwischen der spezifischen Drehzahl und der Laufradform soll die folgende Abbildung verdeutlichen.

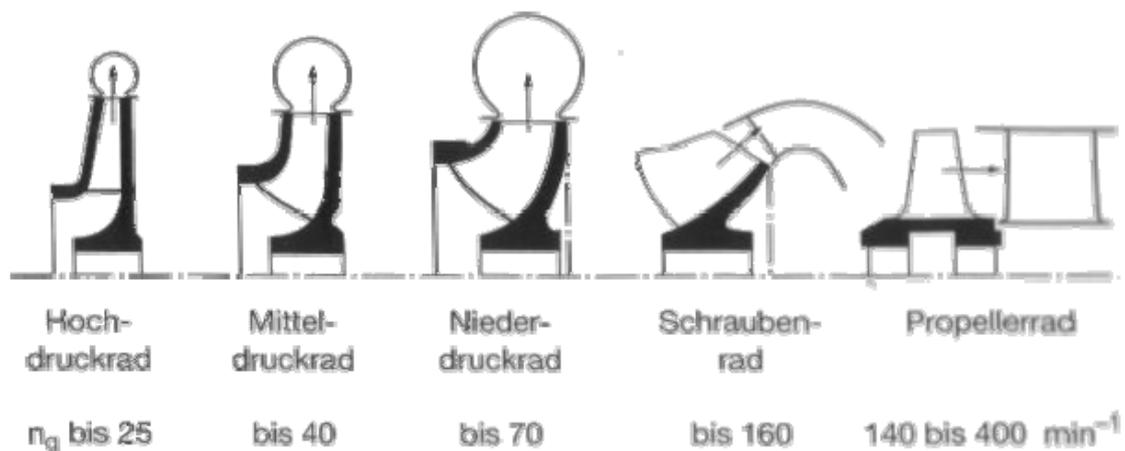


ABBILDUNG 7 „LAUFRÄDER UND SPEZIFISCHE DREHZAHL“
 QUELLE: KSB AG (HRSG.) (1999), S.12

Kreiselpumpen liefern bei konstanter Drehzahl einen mit abnehmender Förderhöhe zunehmenden Förderstrom. Die Förderhöhe H über dem zugehörigen Förderstrom Q abgetragen ergibt die Förderhöhenkennlinie (auch: Q - H -Kennlinie). Neben der Förderhöhenkennlinie sind die – ebenfalls vom Förderstrom abhängige – Wirkungsgradkennlinie, die $NPSHR$ -Kennlinie und die Leistungsaufnahmekennlinie für jede Pumpe bezeichnend und müssen bei der Auswahl berücksichtigt werden. Eine allgemeine Darstellung der Kennlinien für Laufräder niedriger spezifischer Drehzahl (Radialräder) ist in **ABBILDUNG 8** dargestellt.

⁴⁰ Anmerkung: Im englischsprachigen Raum außer USA wird die spezifische Drehzahl mit „type number K “ bezeichnet, in den USA mit N .

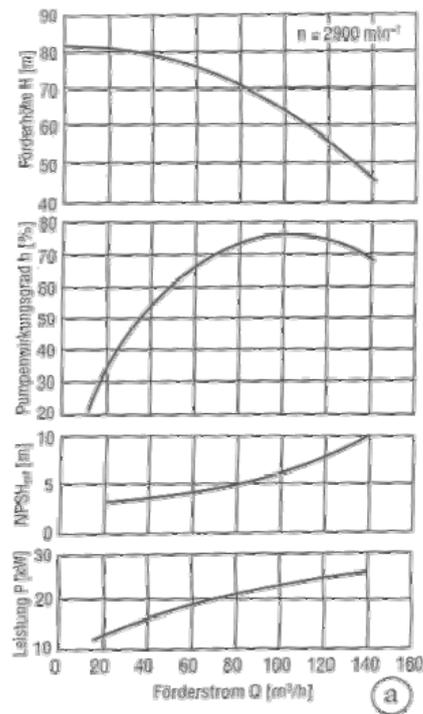


ABBILDUNG 8 „KENNLINIEN FÜR LAUFRÄDER NIEDRIGER SPEZIFISCHER DREHZAHL“
 QUELLE: KSB AG (HRSG.) (1999), S.14

Man unterscheidet flache und steile Förderhöhenkennlinien. Bei einem steilen Verlauf ändert sich der Förderstrom bei gleicher Höhendifferenz gegenüber einem flachen Verlauf nur geringfügig. Pumpen mit einer steilen Förderhöhencharakteristik bieten daher bei der Förderstromregelung einen entscheidenden Vorteil.

Bei Pumpenlaufrädern kleiner spezifischer Drehzahl kann die Förderhöhenkennlinie ein relatives Maximum aufweisen. Das Maximum tritt dann bei niedrigen Förderströmen auf. Der Kennlinienbereich links des Scheitelpunkts wird instabiler Bereich genannt. Im instabilen Bereich ist ein Betrieb der Pumpe nicht gestattet, wenn die Anlagenkennlinie zwei Schnittpunkte mit der Förderhöhenkennlinie der Pumpe bilden kann. Die Bedeutung des Schnittpunktes zwischen Anlagenkennlinie und Förderhöhenkennlinie ist Gegenstand des folgenden Abschnitts.

3.1.3 Der Betriebspunkt

Der Betriebspunkt einer Pumpenanlage ergibt sich durch den Schnittpunkt aus Anlagen- und Förderhöhenkennlinie (ABBILDUNG 9). Durch ihn wird die sich einstellende Förderhöhe und der zugehörige Förderstrom bestimmt. Dementsprechend muss entweder die Anlagenkennlinie oder die Pumpenkennlinie⁴¹ verändert werden, soll eine Veränderung des Betriebspunktes herbeigeführt werden.

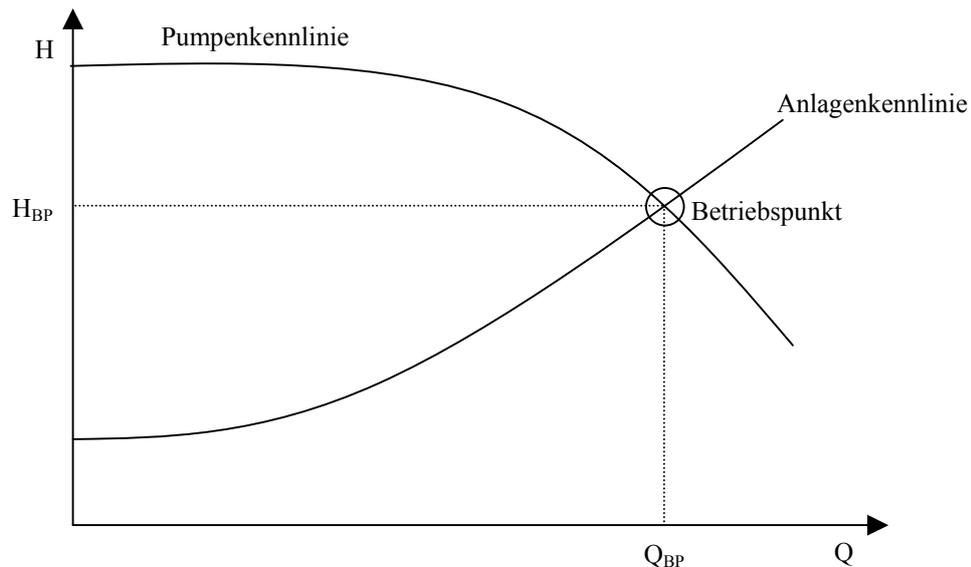


ABBILDUNG 9 „BETRIEBSPUNKT“
 QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG

3.1.3.1 Veränderung der Anlagenkennlinie

Es bestehen zwei grundsätzliche Möglichkeiten, die Anlagenkennlinie zu verändern. So können zum einen die Strömungswiderstände innerhalb der Rohrleitung erhöht oder verringert werden. Dies geschieht entweder gewollt durch Verstellen eines Drosselorgans, den Einbau einer Lochblende oder Bypass-Leitung oder ungewollt durch Ablagerungen, Korrosion oder Verkrustungen. Die Veränderung der Anlagenkennlinie durch Änderung der Strömungswiderstände ist in ABBILDUNG 10 schematisch dargestellt.

⁴¹ Anmerkung: Im Folgenden wird – dem allgemeinen Sprachgebrauch folgend – die Förderhöhenkennlinie der Pumpe verkürzt mit Pumpenkennlinie bezeichnet.

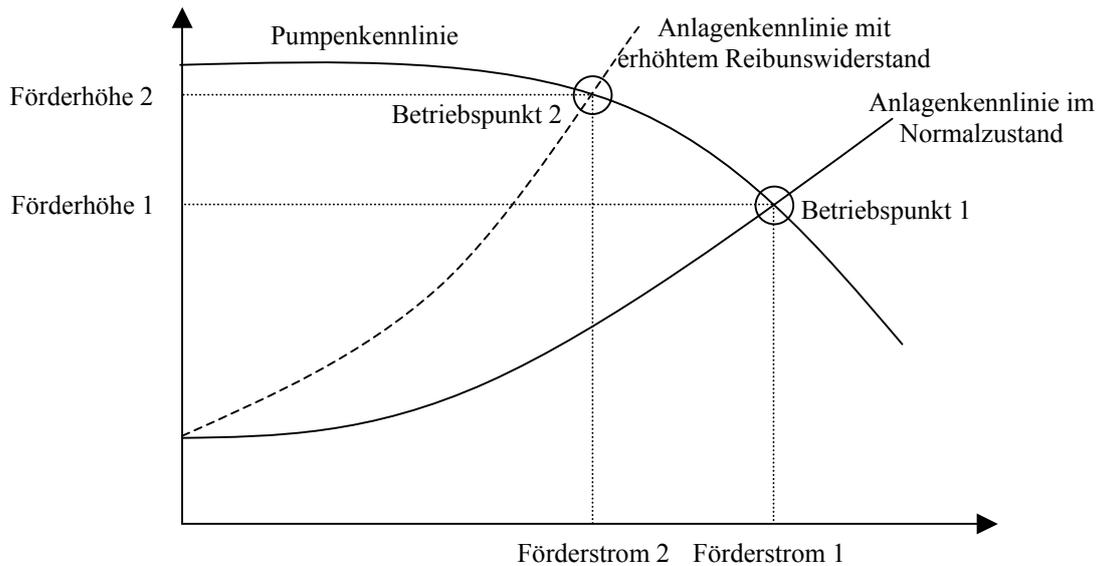


ABBILDUNG 10 „ANLAGENKENNLINIE: DROSSELUNG“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG IN ANLEHNUNG AN KSB AG (HRSG.) (1999), S.34

Die Veränderung der Anlagenkennlinie kann auch durch Variation des statischen Förderhöhenanteils erfolgen. Ausschlaggebend dafür kann, wie im Fall des Betrachtungsobjekts, eine Änderung der geodätischen Höhe des Wasserspiegels im Saugraum sein.

3.1.3.2 Veränderung der Pumpenkennlinie

Die Pumpenkennlinie ist von vielen Faktoren abhängig, auf die durch Steuerung Einfluss genommen werden kann. Eine Änderung der Pumpenkennlinie ist durch Drehzahlverstellung, Parallel- oder Serienbetrieb, Veränderung des Laufraddurchmessers⁴², Vorschalten eines Vordrallreglers⁴³ oder Verstellung des Einstellwinkels⁴⁴ möglich. Da diese Möglichkeiten in der Praxis des Betrachtungsobjekts äußerst selten zur Anwendung kommen, soll an dieser Stelle von einer ausführlichen Diskussion abgesehen werden.

Nachdem die wichtigsten allgemeinen theoretischen Grundlagen hergeleitet und erklärt wurden, soll im Folgenden näher auf die speziellen Umgebungsbedingungen der Abwassertechnik eingegangen werden.

⁴² nur radiale Laufräder

⁴³ nur halbaxiale Laufräder

⁴⁴ nur Propellerpumpen

3.2 Einführung in die Abwasserthematik

3.2.1 Entwässerungssysteme

Entwässerungssysteme können zum Einen nach getrennter oder gemeinsamer Ableitung des Schmutzwassers mit dem Niederschlagswasser und zum Andern nach der Art der Leitungsführung klassifiziert werden. Im Folgenden sollen die Eigenschaften und Einsatzmöglichkeiten der beiden Systemarten beschrieben werden.⁴⁵

3.2.1.1 Trennkanalisation

In der Trennkanalisation (auch: Trennsystem) werden häusliches und betriebliches Schmutzwasser im Schmutzwasserkanal und das Niederschlagswasser davon getrennt im Regenwasserkanal abgeleitet. Während das Schmutzwasser den Kläranlagen zugeführt wird, wird der Niederschlagsabfluss in natürliche Gewässer eingeleitet. Das sog. modifizierte Trennsystem sieht dagegen eine zusätzliche Regenwasserbehandlung für behandlungsbedürftiges Niederschlagswasser vor.⁴⁶

Die Trennkanalisation kommt hauptsächlich in ländlichen Regionen zum Einsatz⁴⁷, da hier der Niederschlagsabfluss meist nicht behandlungsbedürftig ist und somit eine Regenwasserbehandlung entfallen kann.

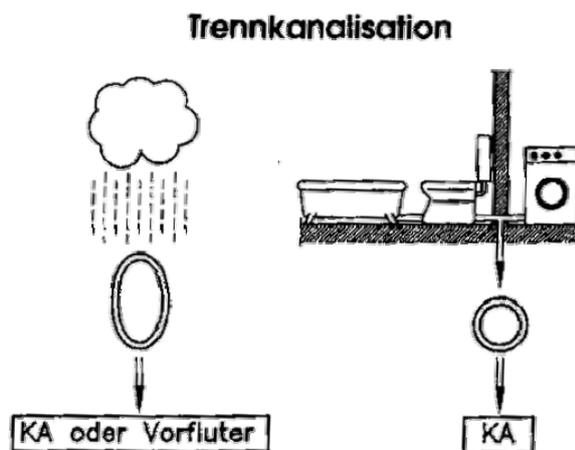


ABBILDUNG 11 „TRENKANALISATION“
 QUELLE: RÖDDIGER, H. (1995), S.442

⁴⁵ Vertiefungsliteratur: u.a. Konradin, F. et al. (Hrsg.) (1995)

⁴⁶ Vgl. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (Hrsg.) (1997), S.6

⁴⁷ Vgl. Röddiger, H. (1995), S.443

3.2.1.2 Mischkanalisation

Im Gegensatz zum Trennsystem werden im Mischsystem häusliches und betriebliches Schmutzwasser gemeinsam mit Niederschlagswasser in einem Mischwasserkanal abgeleitet. Aus wirtschaftlichen und technischen Gründen werden an geeigneten Stellen Regenentlastungsbauwerke bzw. Regenrückhalteräume angeordnet, um eine Überlastung des Systems bei Regenereignissen zu verhindern. Im modifizierten Mischsystem werden häusliches und betriebliches Schmutzwasser gemeinsam mit dem behandlungsbedürftigen Niederschlagswasser der Kläranlage zugeführt, während das nichtbehandlungsbedürftige Regenwasser entweder versickert oder direkt oberirdischen Gewässern zugeleitet wird.⁴⁸

Das Mischsystem kommt hauptsächlich in dicht besiedelten Gebieten und Städten zu Anwendung.⁴⁹ In der großen Mehrzahl der Fälle finden sich in der Praxis jedoch Kombinationen aus Trenn- und Mischsystem.

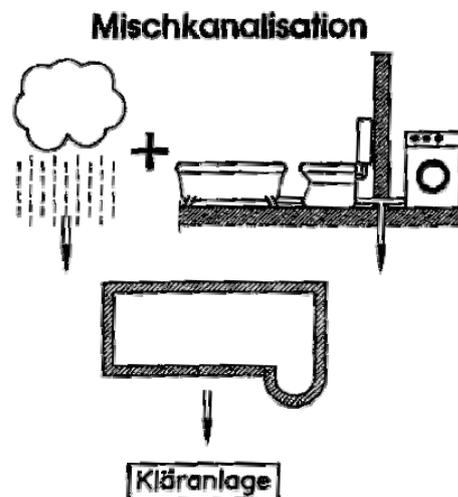


ABBILDUNG 12 „MISCHKANALISATION“
 QUELLE: RÖDDIGER, H. (1995), S.442

3.2.1.3 Freispiegelentwässerung

Im Gegensatz zur Druck- oder Unterdruckentwässerung wird bei einer Freispiegelentwässerung (auch: Freigefälleentwässerung) ein vorhandenes geodätisches Gefälle zum Abwassertransport genutzt.⁵⁰ Der Abwasserkanal ist dabei üblicherweise nicht bis über den *Kanalscheitel* gefüllt. Bei Starkregenereignissen können jedoch auch Wasserstände über Kanalscheitel auftreten. Damit tritt, zeitlich und räumlich begrenzt, Abfluss unter Überdruck auf.⁵¹

⁴⁸ Vgl. Riedl, Brunner, Dippold et al. (1997), S.5

⁴⁹ Vgl. Röddiger, H. (1995), S.446

⁵⁰ Anmerkung: Ein Beispiel für typische Freispiegelsysteme ist die Wasserversorgung Roms über Aquädukte.

⁵¹ Vgl. Schmitt, T. (2000), S.8

3.2.1.4 Druckentwässerung

Reine Freispiegelsysteme zur Abwasserförderung sind nicht immer realisierbar bzw. wirtschaftlich.⁵² Beispielsweise kann bei nicht ausreichendem geodätischen Höhenunterschied die minimale für den Feststofftransport erforderliche Fließgeschwindigkeit nicht realisiert werden, oder es besteht die Notwendigkeit, Hindernissen mithilfe von *Dükern* auszuweichen.

Bei der Druckentwässerung ist der Abwasserkanal vollständig gefüllt, und es herrscht ein geringer Überdruck. Dieser Überdruck dient hauptsächlich dazu, Rohrreibungsverluste und geodätische Höhenunterschiede zu überwinden. Die notwendige Energie zur Erzeugung des Überdrucks wird meist durch Pumpen in das System eingebracht.

Der Vollständigkeit halber sei erwähnt, dass neben dem hydraulischen Abwassertransport auch pneumatische Technologien zur Abwasserförderung zur Verfügung stehen, die mit Über- oder Unterdruck arbeiten.⁵³ Deren Betrachtung soll jedoch nicht Bestandteil dieser Arbeit sein.

3.2.2 Abwasserpumpwerke

3.2.2.1 Arten von Abwasserpumpwerken

Je nach Aufgabe oder Standort des Pumpwerks werden die im Folgenden beschriebenen Pumpwerksarten unterschieden.

Kanalisationpumpwerke

Kanalisationpumpwerke gleichen innerhalb des Entwässerungssystems fehlendes Gefälle aus oder ermöglichen eine wirtschaftliche Verlegetiefe. Je nach Entwässerungsverfahren (Trenn- oder Mischverfahren) können sie entweder Schmutzwasser, Mischwasser oder Niederschlagswasser fördern.⁵⁴

Zwischenpumpwerke

Zwischenpumpwerke (auch: Überpumpwerke) sind Kanalisationpumpwerke, die auf längeren Kanalstrecken eingesetzt werden, deren Gefälle nicht für eine Freispiegelförderung ausreicht.⁵⁵

Zubringerpumpwerke

Zubringerpumpwerke sind Kanalisationpumpwerke, die durch lange Druckleitungen zu einer weit entfernten Kläranlage oder einem Sammelpumpwerk fördern.⁵⁶

⁵² Vgl. Röddiger, H. (1995), S.441

⁵³ Vgl. Weismann, D. (1999), S.99ff.

⁵⁴ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.436f.

⁵⁵ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.436f.

Regenwasserpumpwerke

Regenwasserpumpwerke ersetzen beim Trennverfahren eine fehlende natürliche Vorflut für den Niederschlagswasserabfluss.⁵⁷

Schmutzwasserpumpwerke

Schmutzwasserpumpwerke sind Kanalisationspumpwerke im Trennverfahren, die ausschließlich Schmutzwasser, also nur häusliches und betriebliches Abwasser, fördern.⁵⁸

Kläranlagenpumpwerke

Kläranlagenpumpwerke heben das Abwasser aus dem ankommenden Sammler auf das erforderliche Niveau, um das benötigte Klärgefälle zu schaffen.⁵⁹

Hochwasserpumpwerke

Hochwasserpumpwerke werden während eines Hochwasserereignisses kurzfristig betrieben, wenn der Vorfluter Hochwasser führt.⁶⁰

Bachpumpwerke

Bachpumpwerke sind Anlagen, welche die gesamte Wasserführung eines Bachlaufs fördern. Dies kann beispielsweise in Bergsenkungsgebieten notwendig werden, wenn der Bachlauf auf längerer Strecke abgesunken ist.⁶¹

3.2.2.2 Konzepte von Abwasserpumpwerken

Die Literatur unterscheidet zwei grundsätzlich unterschiedliche Abwasserpumpwerkskonzepte sowie eine Vielzahl an Sonderlösungen. Pneumatische Fördertechniken werden in dieser Arbeit aufgrund ihrer geringen praktischen Relevanz nicht näher betrachtet.

Nassaufstellung

Ein Pumpwerk mit nass aufgestellten Pumpen stellt das einfachste Pumpwerkskonzept dar. Die Pumpenaggregate werden dabei direkt im Saugraum untergebracht und sind während des Betriebes ganz oder teilweise von Abwasser umgeben. Dabei kann die Pumpe entweder mit vertikaler Welle von einem oberhalb des Stauspiegels angeordnetem Motor angetrieben werden, oder das gesamte Aggregat wird als sog. Tauchmotorpumpe im Unterwasserbereich

⁵⁶ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.436f.

⁵⁷ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.436f.

⁵⁸ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.436f.

⁵⁹ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.436f.

⁶⁰ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.436f.

⁶¹ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.436f.

eingesetzt. In der Praxis werden Pumpwerke in Nassaufstellung vorwiegend bei kleineren Anlagen der Größenklasse A (Förderstrom bis etwa 100 l/s) eingesetzt.^{62,63}

Die Vor- und Nachteile dieser Anordnung sind in TABELLE 2 dargestellt.⁶⁴

Vorteile	Nachteile
Geringer Aufwand bei Tief- und Hochbauarbeiten (tw. Als Fertigpumpstationen verfügbar)	Ablagerungen im Saugraum werden durch Einbauten begünstigt.
Geringer Raumbedarf	Schlechte Zugänglichkeit
Geringer Investitionsbedarf	Unhygienische Wartungsbedingungen
Einfache Anlagentechnik	
Großer NPSHA	

TABELLE 2 „VOR- UND NACHTEILE VON PUMPWERKEN IN NASSAUFSTELLUNG“
 QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG IN ANLEHNUNG AN WEISMANN, D. (1999), S.104F.

Trockenaufstellung

Im Gegensatz zum Pumpwerk in Nassaufstellung besteht das Pumpwerk in Trockenaufstellung aus mindestens zwei voneinander getrennten Räumen, dem Saugraum und dem Maschinenraum (ABBILDUNG 13). Während sich Pumpen und Armaturen im Maschinenraum befinden, ist der Saugraum weitgehend frei von Einbauten. Diese Anordnung kommt in der Praxis hauptsächlich bei größeren Pumpwerken zur Anwendung. Pumpwerke der Größenklasse C und D (Förderstrom größer als 1000 l/s) werden ausschließlich in Trockenaufstellung ausgeführt. Einer besseren Wartungsfreundlichkeit steht hierbei ein höherer baulicher Aufwand und eine höhere Anfangsinvestition gegenüber.^{65,66}

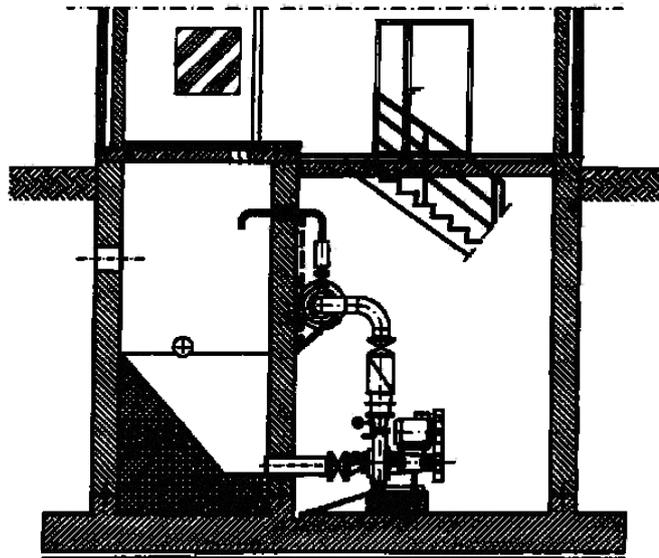


ABBILDUNG 13 „ABWASSERPUMPWERK IN TROCKENAUFSTELLUNG“
 QUELLE: RÖDDIGER, H. (1995), S.451

⁶² Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.443f.

⁶³ Vgl. Weismann, D. (1999), S.100ff.

⁶⁴ Eine Abbildung eines nassaufgestellten Abwasserpumpwerks befindet sich auf Seite 7.

⁶⁵ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.443f.

⁶⁶ Vgl. Weismann, D. (1999), S.100ff.

Sonderlösungen

Neben den vorgestellten Förderkonzepten kommen vereinzelt eine Vielzahl von Sonderlösungen zur Anwendung, deren ausführliche Beschreibung den Rahmen dieser Arbeit übersteigt. Erwähnung soll an dieser Stelle lediglich noch die Förderung durch Förderschnecken finden.

Wenn keine Druckrohrleitung erforderlich ist und das Abwasser nur in einen höhergelegenen, direkt anschließenden, Freispiegelkanal gefördert werden muss, können Förderschnecken eingesetzt werden. Da sie keinen besonderen Pumpensumpf erfordern, kann das Bauwerk sehr flach gegründet werden. Offene Förderschnecken werden bis zu einer Förderhöhe von etwa 7,0 m geliefert, wogegen mit geschlossenen Förderschnecken, sog. Schneckenrohrpumpen, auch etwas größere Förderhöhen möglich sind.⁶⁷

Neben den oben beschriebenen Varianten von Entwässerungssystemen und Pumpwerkskonzepte findet eine Vielzahl an Werkstoffen in der Abwassertechnik Anwendung. Die wichtigsten von ihnen sollen im folgenden Abschnitt kurz beschrieben und ihre Anwendungsmöglichkeiten diskutiert werden.

3.2.3 Werkstoffe in der Abwassertechnik

3.2.3.1 Beanspruchungen

Die in der Abwassertechnik eingesetzten Werkstoffe unterliegen den unterschiedlichsten physikalischen und chemischen Beanspruchungen. Die physikalischen Belastungen treten vor allem durch harte Geschiebestoffe wie z.B. Sand, Kies, etc. auf, wobei höhere Fließgeschwindigkeit den Verschleiß durch Abrasion begünstigen. Zudem können thermische Belastungen auftreten. Als Kriterium für die chemische Aggressivität gilt die Wasserstoffionenkonzentration, der pH-Wert. Häusliches Abwasser bewegt sich im Allgemeinen im schwach alkalischen Bereich mit einem pH-Wert von sieben bis acht.⁶⁸

Trotz klarer Verbote zur Einleitung von schädlichen Abwässern muss mit Auftreten von extrem korrosiven, explosiven und toxischen Zuläufen gerechnet werden. Das spiegelt sich auch in der Straf- und Haftungsgesetzgebung wider. So ist selbst dann der Betreiber einer Abwasseranlage für das Austreten von grundwasser- oder bodenschädigender Stoffe verantwortlich, „wenn der Schaden durch Stoffe verursacht wurde, deren Einleitung in die Kanalisation die Kommune per Satzung ausgeschlossen hat.“^{69,70}

Statische Belastungen treten neben Erdlasten und Verkehrslasten auch durch Innendruck und Temperaturspannungen auf.

⁶⁷ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.445ff.

⁶⁸ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.17f.

⁶⁹ Hillenbrand-Beck, R. (1995), S.333

⁷⁰ Nähere Ausführungen hierzu in Kapitel 4.2.2.3

3.2.3.2 Steinzeug

Steinzeug ist ein in der Abwassertechnik weit verbreiteter Werkstoff, der vor allem für Rohre und Formstücke eingesetzt wird. Es besteht hauptsächlich aus Ton, dem Schamotte und Wasser als Magerungsmittel beigefügt werden und einer Glasur, um die notwendige Glätte und Abriebfähigkeit herzustellen. Mit einer Härte von acht bis neun nach der *Moh'schen Skala* handelt es sich um einen sehr harten Baustoff, sodass Abrieb praktisch nicht möglich ist. Er ist zudem überaus beständig gegen Korrosion (außer Flusssäurekorrosion) und hat eine hohe Scheiteldruckfestigkeit.⁷¹

3.2.3.3 Beton und Stahlbeton

Beton und Stahlbeton sind die am häufigsten eingesetzten Werkstoffe für den Bau von Abwasseranlagen. Hauptsächlich wird er beim Bau von Stahlbetonkanälen, unterirdischen Teilen von Pumpwerken und Kläranlagen eingesetzt. Er besitzt eine günstige Anpassungsfähigkeit, ist wasserundurchlässig und abriebfest.⁷² Daneben ist er äußerst beständig gegen Korrosion und durch eine hohe Festigkeit gekennzeichnet.⁷³ Eine große Auswahl an Fertigteilen sowie der hohe Standardisierungsgrad machen ihn zu einem beliebten Werkstoff.⁷⁴

3.2.3.4 Gusseisen

Gusseisen kommt als Werkstoff hauptsächlich für Rohrleitungen, Armaturen und Pumpen zum Einsatz. Dabei wird zwischen Gusseisen mit Lamellengrafit (GGL) und Gusseisen mit Kugelgrafit (GGG) unterschieden. Es besitzt eine hohe Resistenz gegen chemische Beanspruchungen, eine hohe Festigkeit, ist temperatur- und feuerbeständig und hat einen kleinen Wärmeausdehnungskoeffizienten. Dagegen ist es anfällig für Korrosion und muss aus diesem Grund einen entsprechenden Schutz erfahren. So kommt für die Innenseite eine Zementmörtelauskleidung oder eine Kunstharzbeschichtung in Frage, während es außen durch eine Polyethylen- oder Zementumhüllung gegen Korrosion geschützt wird. Handelsteile aus Guss sind meist schon entsprechend vorbehandelt.⁷⁵

3.2.3.5 Stahl

Stahl wird im Wesentlichen für die Bewehrung von Stahlbetonbauten eingesetzt, jedoch kommt verzinkter Stahl oder Edelstahl (1.4571) auch für Rohrleitungen, Armaturen und Pumpen zum Einsatz. Reiner Stahl (hauptsächlich St 37) ist stark korrosiv und muss durch Anstriche und Beschichtungen vor schädlichen Einwirkungen geschützt werden. Edelstahl ist dagegen eine – in der Anschaffung allerdings wesentlich teurere – Alternative zu Gusseisen.⁷⁶

⁷¹ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.18f.

⁷² Vgl. Bayer, E. (1995), S.30ff.

⁷³ Vgl. Bayer, E. (1991), S.30ff.

⁷⁴ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.19ff.

⁷⁵ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.24f.

⁷⁶ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.25f.

3.2.3.6 Kunststoffe

In jüngster Vergangenheit haben auch die Kunststoffe Einzug in die Abwassertechnik gehalten. Zum Einsatz kommen Rohre und Formstücke aus gehärtetem Polyvinylchlorid (PVC-hart), Polyethylen (PE) und glasfaserverstärktem Kunststoff (GFK). Die Vorteile sind vor Allem das geringe Gewicht, die chemische Beständigkeit, die hohe Abriebfestigkeit und die flexible Verarbeitbarkeit. Dem stehen allerdings eine mangelnde Festigkeit – insbesondere bei Druckstößen – und eine geringe Temperaturbeständigkeit gegenüber.⁷⁷

Neben den technologischen Grundlagen sind bei der Auslegung des Betrachtungsobjekts eine Vielzahl von Gesetzen sowie Normen und Richtlinien zu beachten. Die wesentlichen Aussagen und Empfehlungen einschlägiger Normen, die aufgrund des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) Gesetzescharakter haben, sollen im Folgenden zusammengefasst werden.

3.3 Gesetzliche und normative Grundlagen

Abwasserpumpwerke unterliegen nur wenigen fachspezifischen aber vielen allgemeingültigen Rechtsgrundlagen und Gesetzen,⁷⁸ deren ausführliche Diskussion aufgrund ihrer Vielzahl nicht Gegenstand dieser Arbeit sein kann. Vielmehr soll an dieser Stelle ein Überblick über wichtige Gesetze, Verordnungen, Verwaltungsvorschriften und internationale Vorschriften gegeben sowie deren wesentliche Inhalte diskutiert werden. Relevante gesetzliche Grundlagen auf Basis des Umweltstrafrechts werden im Kapitel 4.2.2.3 näher ausgeführt.

In Deutschland weisen die Landeswassergesetze den Kommunen die Abwasserbeseitigung als Pflichtaufgabe zu. Laut §18a Abs. 1 Satz 1 WHG in Verbindungen mit den erwähnten landesrechtlichen Bestimmungen haben sie das Abwasser so zu beseitigen, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird. Unter der Beseitigung des Abwassers wird gemäß der Definition in §18a Abs. 1 Satz 2 WHG nicht nur das Einleiten in den Vorfluter sondern auch das Sammeln und Fortleiten des Abwassers verstanden. Demzufolge fallen die in dieser Arbeit untersuchten Abwasserpumpwerke darunter. Maßgeblich für Bau, Betrieb und die Instandhaltung von Abwasseranlagen ist §18b WHG, wonach diese nach den anerkannten Regeln der Technik zu errichten und zu betreiben sind. Diese anerkannten Regeln der Technik werden als solche spezifiziert, „die speziell die technische Konstruktion, die Beschaffenheit und die Wirkungsweise, aber auch die Wartung, Unterhaltung und Überwachung von Abwasseranlagen zum Gegenstand haben.“^{79,80} Giesecke, Wiedemann und Czychowski führen weiter aus, dass Regeln der Technik als allgemein anerkannt gelten, wenn „sie in der praktischen Anwendung erprobt sind und von den einschlägigen Fachkreisen (insbesondere

⁷⁷ Vgl. ATV e.V. (Hrsg.) (1982), S.26f.

⁷⁸ Vgl. Weismann, D. (1999), S.276

⁷⁹ Giesecke, Wiedemann, Czychowski (1992), §18b

⁸⁰ Vgl. Hillenbrand-Beck, R. (1995), S.325

von denjenigen, die Anlagen planen, entwickeln, bauen, betreiben, begutachten und überwachen) für richtig gehalten werden.“ Dabei sei „auf die herrschende Auffassung unter den technischen Praktikern“ abzustellen. Eine mehrheitliche Verwendung müsse demgegenüber nicht vorliegen.⁸¹ Es sei jedoch angemerkt, dass die anerkannten Regeln der Technik lediglich einen Mindeststandard darstellen; strengere Vorschriften können sich aus lokalen Vorschriften ergeben.⁸²

Nicht zuletzt diese Auslegung des Wasserhaushaltsgesetzes ist Veranlassung, bei der Recherche auch das Gespräch mit Planern und Betreibern von Abwasserpumpwerken zu suchen. Die Ergebnisse dieser Gespräche haben ebenso Eingang in die Entwurfsgestaltung gefunden wie das nachstehend beschriebene normative Regelwerk.

Als „Konkretisierungen der allgemein anerkannten Regeln der Technik“ sind vor allem die auf Bau und Betrieb von Abwasseranlagen bezogenen Regelungen des Deutschen Instituts für Normung (DIN), des Europäischen Komitees für Normung (CEN) und der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV) relevant.^{83,84,85,86} Allerdings ist der Umfang des vorliegenden Regelwerks für den Bereich kommunaler Abwasserpumpwerke sehr beschränkt.⁸⁷ Die folgende Tabelle gibt eine Übersicht über die vorliegenden Regeln und Normen.

Bezeichnung	Titel
ATV-DVWK-A 134	Planung und Bau von Abwasserpumpanlagen
DIN EN 1671	Druckentwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden
DIN EN 752	Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden insbes. Teil 6: Pumpanlagen

TABELLE 3 „NORMEN UND TECHNISCHE REGELN FÜR ABWASSERPUMPWERKE“
 QUELLE: VGL. WEISMANN, D. (1999), S.278FF.; HAENDEL, H. (1995), S.9FF.

Die folgenden Ausführungen beziehen sich gemäß der in Abschnitt 2.1 ausschließlich auf Abwasserpumpwerke in Nassaufstellung ohne Hochbauteil und werden bei der Modellierung berücksichtigt.

⁸¹ Vgl. Giesecke, Wiedemann, Czychowski (1992), §7a, §18b

⁸² Vgl. Hillenbrand-Beck, R. (1995), S.325

⁸³ Vgl. Hillenbrand-Beck, R. (1995), S.326

⁸⁴ Vgl. Weismann, D. (1999), S.276ff.

⁸⁵ Vgl. ATV-A105 (1997), S.4

⁸⁶ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.6

⁸⁷ Vgl. Weismann, D. (1999), S.278

3.3.1 Bautechnik

Nassaufgestellte Pumpwerke bestehen bauseits lediglich aus einem Schacht, der gleichzeitig als Sammelraum und als Unterbringungsort für die Maschinentechnik dient. Die Maßgaben der Normen und Regeln beziehen sich hauptsächlich auf die Auslegung des Saugraums.

3.3.1.1 Saugraumabmessungen

Die Abmessungen des Saugraums werden zum Einen durch die Größe der darin unterzubringenden Maschinentechnik sowie dem Mindestabstand der Aggregate untereinander bzw. zur Wand bestimmt und zum Anderen durch die maximale Zulaufspitze.⁸⁸ Dabei ist der Sammelraum und die darin enthaltene Schmutzwassermenge so klein wie möglich zu halten, um eine möglichst kurze Verweilzeit sicherzustellen und Anfaulung vorzubeugen. Die Größe des Saugraums muss so gewählt werden, dass der Pumpenbetrieb nicht beeinträchtigt wird.⁸⁹ Die maximale Durchflusszeit durch das Gesamtsystem soll acht Stunden nicht übersteigen, allerdings können nationale oder örtliche Vorschriften hiervon abweichende Zeiten vorschreiben.⁹⁰

Das Notstauvolumen (insgesamt in Sammelraum und Zuflussleitung) muss mindestens 25 % des mittleren täglichen Zuflusses betragen. Dabei wird für den Saugraum nur das Saugraumvolumen oberhalb des üblichen Einschalt-niveaus der Pumpen gewertet. Falls das Notstauvolumen nicht ausreicht, sind besondere Sicherheitsvorkehrungen zu treffen, die allerdings nicht näher spezifiziert sind.^{91,92} Alle möglichen und bekannten Erweiterungen des Systems sind zu berücksichtigen.⁹³ Eine den Abmessungen der Pumpenaggregate entsprechende Montageöffnung ist vorzusehen, die Zugänglichkeit durch Wartungspersonal ist zu gewährleisten.⁹⁴

3.3.1.2 Saugraumgestaltung

Um Feststoffanhäufungen zu vermeiden, darf der Saugraum keine Toträume aufweisen und soll selbstreinigend mit einer Neigung größer gleich 60° ausgelegt sein.^{95,96,97} Dabei muss der Saugraum so ausgestaltet sein, dass Lufteintrag in die Pumpe und eine ungünstige Anströmung der Pumpen weitestgehend vermieden wird.⁹⁸ Auch ist darauf zu achten, dass die Gestaltung des Zulaufs einen stetigen Pumpenzulauf sicherstellt. Ein Zulauf, der sich auf

⁸⁸ Vgl. EN 752-6 (1998), S.4

⁸⁹ Vgl. EN 1671 (1997), S.3

⁹⁰ Vgl. EN 1671 (1997), S.5

⁹¹ Vgl. EN 1671 (1997), S.5

⁹² Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.9

⁹³ Vgl. EN 1671 (1997), S.5

⁹⁴ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.13

⁹⁵ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.12

⁹⁶ Vgl. EN 1671 (1997), S.4

⁹⁷ Vgl. EN 752-6 (1998), S.4

⁹⁸ Anmerkung: Empirische Untersuchungen zeigen, dass bereits ab 3 % Gasanteil im Pumpenarbeitsraum die Förderhöhe und damit auch der Wirkungsgrad signifikant abnimmt.

einem geodätisch niedrigerem Niveau als der Saugstutzen der Pumpe befindet, ist nicht zulässig.⁹⁹

Das Schachtbauwerk muss den äußeren Kräften (z.B. durch Verkehrsbelastung) standhalten und wasserdicht sein. Dazu soll bei Betonbauwerken wasserundurchlässiger Beton nach DIN 1045 verwendet werden. Der verwendete Beton muss einen hohen Widerstand gegen chemische Angriffe, insbesondere Schwefelsäurekorrosion, aufweisen. Eine keramische Auskleidung oder säurefeste Beschichtung ist unter bestimmten Umständen erforderlich.

Zur Beurteilung des Angriffsgrades gilt DIN 4030. Geschlossene Saugräume sind mit einer wirksamen Lüftung auszurüsten. Eine luftdichte Abdeckung wird nicht gefordert. Die Rohrdurchführungen durch die Saugraumwände müssen durch geeignete Maßnahmen abgedichtet sein. Das Schachtbauwerk ist wirksam gegen Beschädigung bspw. durch Straßenverkehr oder Vandalismus zu schützen.¹⁰⁰ Der höchstmögliche Wasserstand im Saugraum muss mit Oberkante Gelände angenommen werden. Der Saugraum ist frostfrei zu halten.¹⁰¹

Die Steigleiter soll aus Edelstahl (1.4571) bestehen, keinesfalls darf eine Aluminiumkonstruktion verwendet werden. Sie muss unterhalb des Wasserspiegels ausfahrbar oder ausklappbar sein. Ab einer Steigleiterlänge von 5 m ist eine Absturzsicherung vorzusehen.¹⁰²

Für Pumpen mit fester Drehzahl berechnet sich das verfügbare Saugraumvolumen nach ATV-DVWK-A 134 zu:¹⁰³

$$V = 0,9 \cdot \frac{Q_P}{Z}$$

GLEICHUNG 15 „VERFÜGBARES SAUGRAUMVOLUMEN NACH ATV“

3.3.2 Maschinentechnik

Bei der Pumpwerksbemessung sind Bemessungsdurchflüsse, Bemessungsgeschwindigkeiten, Investitionskosten, Energiekosten, Mindestgeschwindigkeiten, Mindestdurchmesser, Verweilzeit, Über- und Unterdrücke sowie äußere Lasten zu berücksichtigen.¹⁰⁴

Zur Bestimmung der Pumpwerksbemessung muss der tägliche Abwasserzufluss ermittelt werden. Dabei ist die Tagesganglinie die Basis für die Auslegung der Rohrleitung und des Förderaggregates.^{105,106} Auch muss berücksichtigt werden, ob der Förderstrom im Laufe der Zeit steigen muss.¹⁰⁷ Jedoch sind vor allem kleine Pumpwerke nicht nur nach dem Zulaufvolumenstrom, sondern auch nach Verstopfungsunempfindlichkeit zu dimensionieren.

⁹⁹ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.12

¹⁰⁰ Vgl. EN 1671 (1997), S.4f; Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.11f.; EN 752-6 (1998), S.4

¹⁰¹ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.12

¹⁰² Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.12

¹⁰³ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.11

¹⁰⁴ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000)

¹⁰⁵ Vgl. EN 752-6 (1998), S.3

¹⁰⁶ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.8f.

¹⁰⁷ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.9

nieren.¹⁰⁸ Es wird auch eingeräumt, dass diese Maßgabe zur Überdimensionierung des Pumpwerks führen kann.¹⁰⁹

Auf Rechenanlagen kann verzichtet werden, wenn sowohl in den Pumpen als auch in der Pumpendruckleitung ein freier Kugeldurchgang von mindestens 100 mm gewährleistet ist.¹¹⁰ Während die ATV die Mindestgeschwindigkeit zur Vermeidung von Ablagerungen mit 0,5 m/s bei „größerer“ und 1,0 m/s bei „kleinerer Gesamtförderzeit“ angibt,¹¹¹ verlangt das CEN bei Rohrleitungen bis DN 300 eine Mindestgeschwindigkeit von 0,7 m/s mindestens einmal am Tag (i.e. 24 h).¹¹² Bei Einsatz von Pumpen mit Schneideinrichtung wird die Mindestgeschwindigkeit mit 0,6 m/s bis 0,9 m/s angegeben.

Zur Vermeidung von Verstopfungen sind Verengungen der Rohrleitung in Fließrichtung unbedingt zu vermeiden und der Innendurchmesser der Druckleitungen muss mindestens dem Innendurchmesser des Druckstutzens entsprechen.¹¹³ Rohrverbindungen dürfen keine Verengungen aufweisen und geöffnete Armaturen dürfen den Durchfluss nicht behindern.^{114,115} Der optimale Durchmesser ist über die Mindestgeschwindigkeit zu berechnen. Der errechnete optimale Durchmesser ist durch die nächstgrößere verfügbare Rohrgröße zu ersetzen. Bei längeren Druckleitungen haben Maßnahmen zur Druckstoßminderung Priorität gegenüber Maßnahmen zur Einhaltung der Mindestgeschwindigkeit. Bei Druckleitungen bis 500 m Länge gilt eine Maximalgeschwindigkeit von 2,5 m/s.¹¹⁶

Für häusliche Schmutzwassermengen bestehen normierte Annahmen. Für Deutschland wird von einer Schmutzwassermenge von 150 l bis 300 l je Einwohner und Tag (ohne Infiltrationsreserve) und einem Spitzenabfluss von 4 l bis 5 l je 1000 Einwohner und Sekunde (inkl. Infiltrationsreserve) ausgegangen.¹¹⁷

Der Rohrwerkstoff muss für das zu fördernde Schmutzwasser geeignet und korrosionsfest (Schwefelwasserstoff) sein. Bei Nassaufstellung wird als Rohrwerkstoff Edelstahl (1.4571) empfohlen.¹¹⁸ Auch für die Rohrhalterungen, die in kurzen Abständen vorgesehen werden sollen, sowie Zubehörteile wird Edelstahl (1.4571) als Werkstoff empfohlen. Die Rohrleitung muss so befestigt sein, dass keine Kräfte auf die Pumpe übertragen werden. Sie soll eine glatte Innenoberfläche aufweisen, muss auch zyklischen Belastungen standhalten und für einen Betriebsdruck von 6 bar ausgelegt sein. Die Einbindung der Pumpendruckleitung in die Hauptleitung muss horizontal erfolgen. Scharfe Richtungsänderungen sind zu vermeiden. Rohrverbindungen und Formstücke müssen den einschlägigen Produktnormen entsprechen.

Absperrklappen sind als Absperrorgane nicht geeignet. Es werden weich dichtende Absperrschieber mit außen liegendem Gewinde, Gehäuse aus GGG, Spindel aus 1.4571,

¹⁰⁸ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.10

¹⁰⁹ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.10

¹¹⁰ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.10

¹¹¹ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.10

¹¹² Vgl. EN 752-4 (1997), S.4

¹¹³ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.20

¹¹⁴ Vgl. EN 752-6 (1998), S.6

¹¹⁵ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.23

¹¹⁶ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.10

¹¹⁷ Vgl. EN 752-4 (1997), S.14f.

¹¹⁸ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.21

Spindelmutter und Sitzringe aus 2.1060 empfohlen. Bei Kraftantrieben ist darauf zu achten, dass die maximal mögliche Stellkraft den Schieber nicht beschädigen kann.¹¹⁹

Besonders gut als Rückflussverhinderer geeignet sind Rückschlagklappen mit Hebel und Gewicht. Als Werkstoffe werden für das Gehäuse Gusseisen mit Lamellengrafit (GGL) oder Gusseisen mit Kugelgraft (GGG) empfohlen.¹²⁰ Bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten können Kugelrückschlagventile zum Einsatz kommen.¹²¹ Der Rückflussverhinderer soll senkrecht und möglichst hoch über der Pumpe angeordnet sein, damit die Luft aus der Pumpe vom steigenden Wasserspiegel verdrängt werden kann. Eine Vorrichtung zur Pumpenentlüftung ist dann nicht erforderlich.¹²²

Die Aufstellung der (mindestens zwei)¹²³ Pumpen soll so erfolgen, dass ihnen das Wasser frei zuströmt (Zulaufbetrieb).¹²⁴ Der Betrieb im instabilen Bereich ist zu vermeiden. Kavitation soll auf das zulässige Maß beschränkt sein ($NPSHA/NPSHR \geq 1,3$).¹²⁵ Die zum Einsatz kommenden Pumpen müssen für das zu fördernde Abwasser und die Förderaufgabe geeignet sein.¹²⁶ Nach europäischer Normgebung sind nicht-explosionsgeschützte Motoren ausreichend. Für Deutschland legen allerdings nationale Bestimmungen einen Explosionsschutz nach Stufe Eex dII B T3 fest, da Saugräume von Abwasserpumpenanlagen als explosionsgefährdete Räume gelten.¹²⁷

Während das CEN davon ausgeht, dass die „durch den Einsatz von Pumpen mit Schneideinrichtung verursachte Veränderungen der Eigenschaften des zur Kläranlage gelangten Schmutzwassers“ nicht berücksichtigt werden müssen,¹²⁸ fordert die ATV den Einsatz von Pumpen mit Schneideinrichtungen nur im Sonderfall, „da zerkleinertes Gut zu verstärkten Ablagerungen in Kanälen und Druckleitungen führen kann“ und auch in der Kläranlage Probleme bereitet.¹²⁹

3.3.3 Steuer- und Messtechnik

Grundsätzlich sollen die Pumpenaggregate niveauabhängig gesteuert werden, der Zulaufstrom kann jedoch der Niveausteuerng über- oder untergelagert werden.¹³⁰ Jedes Pumpenaggregat soll einzeln angesteuert werden können.¹³¹ Alarm soll ausgelöst werden, bei einer hohen Konzentration leicht entzündlicher Gase, bei Feuer, bei Überschreiten eines bestimmten, maximal zulässigen Pegelstandes, bei zu hoher Lager- oder Motortemperatur, bei Pumpenausfall, Stromausfall und Vandalismus.¹³² Bei Störungen muss die Steuerung ein

¹¹⁹ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.21ff.

¹²⁰ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.24

¹²¹ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.24

¹²² Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.24

¹²³ Vgl. EN 752-6 (1998), S.4

¹²⁴ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.7

¹²⁵ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.15

¹²⁶ Vgl. EN 752-6 (1998), S.6

¹²⁷ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.18

¹²⁸ EN 752-6(1998)

¹²⁹ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.10

¹³⁰ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.30

¹³¹ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.30

¹³² Vgl. EN 752-6 (1998), S.7

unverzögliches Stillsetzen der Anlage vorsehen und in Selbsthaltung bleiben.¹³³ Betriebsmeldungen sind einzeln optisch und Störmeldungen sowohl einzeln optisch als auch zusammen akustisch anzuzeigen.¹³⁴ Es wird weiterhin empfohlen, eine Pegelmesseinrichtung, eine Förderdruckmesseinrichtung und eine Durchflussmesseinrichtung zu installieren.¹³⁵

3.3.4 Schalttechnik

Sowohl der Elektromotor als auch die Schaltanlage müssen für den Grenzleistungsbedarf des festgelegten Betriebsbereichs ausgelegt sein.¹³⁶ Wenn die Drehzahl nicht konstant gehalten werden kann, wird der Einsatz eines statischen Frequenzumformers empfohlen. Dies gilt auch für Tauchmotorpumpen. Dieser muss dann auch explosionsgeschützt (Eex dII B T3) ausgeführt werden und zusammen mit dem Motor eine Leistungsreserve von 10 % bis 15 % aufweisen.¹³⁷

Bei kleinen Anlagen kann die Schalttechnik in einem genormten Schaltschrank untergebracht werden.¹³⁸ Wichtig ist, dass die Aufstellung trocken, staub-, frost- und schadstofffrei erfolgt. Die Aufstellung darf nicht im überflutungsgefährdeten Bereich vorgenommen werden.¹³⁹

In der Regel soll an das Niederspannungsnetz (400V/50Hz) angeschlossen werden. In Ausnahmefällen ist ein direkter Anschluss an das Mittelspannungsnetz vorzuziehen.¹⁴⁰ Bei geforderter, sehr hoher Betriebssicherheit sollen zwei unabhängige Einspeisungen auf getrennter Trasse verlegt werden.¹⁴¹

Nachdem die technologischen Grundlagen diskutiert und die rechtlich-normativen Rahmenbedingungen beschrieben wurden, soll im Folgenden auf dieser Grundlage ein Basisentwurf entwickelt werden.

¹³³ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.30

¹³⁴ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.30

¹³⁵ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.30

¹³⁶ Vgl. EN 752-6 (1998)

¹³⁷ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.19

¹³⁸ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.27

¹³⁹ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.30

¹⁴⁰ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.28

¹⁴¹ Vgl. ATV-DVWK-A 134 (2000), S.28

3.4 Der Basisentwurf

Der im Folgenden vorgestellte Entwurf einer Tauchmotorpumpstation soll in etwa das darstellen, was zum heutigen Zeitpunkt als Stand der Technik bezeichnet werden kann. Dieser Entwurf ist nicht nur das Ergebnis einer umfangreichen Literaturrecherche sondern beinhaltet vielmehr auch die Quintessenz aus verschiedenen Gesprächen mit Planern, Herstellern und Betreibern solcher Anlagen sowie deren Komponenten. Neben den einschlägigen Normen und technischen Regeln findet insbesondere Praxisliteratur Eingang in die Entwurfsgestaltung; eine umfangreiche Aufarbeitung des Themas aus wissenschaftlicher Sicht ist praktisch nicht vorhanden.

Der Basisentwurf stellt mit einem Förderstrom von etwa 350 m³/h je Pumpe und einer Wellenleistung von 29 kW je Pumpe eine im Trennsystem für häusliches Schmutzwasser eingesetzte Überpumpstation dar.

3.4.1 Maschinentechnik

Pumpenaggregat

Als Pumpenaggregate sind zwei Tauchmotorpumpen des Typs KRT E 150-315/234XG-305 für den wechselseitigen Einzelbetrieb vorgesehen.¹⁴² Sie sind mit einem Einschaufellaufgrad (Siehe Abschnitt 3.1.2) mit einem Durchmesser von 305 mm ausgerüstet. Diese gelten als überaus robust und sind für die Förderung von häuslichem Schmutzwasser gut geeignet.¹⁴³ Als Antrieb wird ein explosionsgeschützter (Eex dII B T3) vierpoliger Drehstrommotor mit einer Nennleistung von 29 kW gewählt. Die Nennweite des Druckstutzens beträgt DN 150. Der optimale Pumpenwirkungsgrad (ohne Elektromotor) beträgt ca. 77 % bei einem Betriebspunkt von einer Förderhöhe von ca. 17,5 m und einem Förderstrom von ca. 320 m³/h. Es wird die Standardausführung ausgewählt, bei der Pumpen- und Motorgehäuse sowie Laufgrad aus Grauguss (JL 1040 (nach EN), GG-25 (nach DIN)) bestehen. Der Pumpenwirkungsgrad wird mit konstant 97 % angenommen.¹⁴⁴

Rohrleitung

Für die Pumpendruckleitung kommt eine längsnahtgeschweißte (nach DIN 2458) Rohrleitung aus verzinktem Stahl der Nennweite DN 150 (innerhalb des Pumpwerks) bzw. DN 300 (außerhalb des Pumpwerks) und mit dem Nenndruck PN 16 zum Einsatz. Von einer Druckstoßberechnung wird im Rahmen dieser Arbeit abgesehen, da angenommen wird, dass bei Beachtung der einschlägigen Normen ein Funktionsausfall bzw. eine Funktionsbeeinträchtigung des Betrachtungsobjekts nicht zu erwarten ist.

¹⁴² Anmerkung: Die Auswahl des Pumpentyps wurde durch den Praxispartner vorgegeben.

¹⁴³ Vgl. Hellmann, D.-H.; Quasdorf, F. (2000), S.30ff.

¹⁴⁴ Vgl. Bieniek, K. (1999), S.9

Armaturen und Formstücke

Als Rückschlagverhinderer wird eine abwasserbeständige Rückschlagklappe der Nennweite DN 150 mit einem Gehäuse aus Grauguss (JL 1040/GG-25) und einer vulkanisierten und beschichteten Klappe aus duktilem Grauguss (JS 1030/GGG-40) gewählt. Als Absperrorgan ist ein weich dichtender Absperrschieber der Nennweite DN 150 mit einem Gehäuse und einem vulkanisierten Keil aus Grauguss (JL 1040/GG-25) vorgesehen. Als Vereinigungsstück kommt ein längsnahtgeschweißtes Formstück (T-Stück 3D) mit zwei 90°-Bögen zum Einsatz.

3.4.2 Bautechnik

Der zylinderförmige Schacht wird aus Beton-Fertigteilen mit einer Wandstärke von 150 mm zusammengesetzt. Ein Oberbau ist nicht vorgesehen. Der Innendurchmesser des Saugraums beträgt 2.500 mm und dessen Höhe 4.000 mm. Das Grundelement ist mit Voute ausgeführt und hat eine Höhe von 2.000 mm, auf das zwei Schachtverlängerungen je 1.000 mm aufgesetzt werden. Die Abdeckung weist lichte Maße von 1.500 x 1.000 mm auf.

3.4.3 Schalt-, Regelungs- und Messtechnik

Es ist ein wechselseitiger, niveaugesteuerter Einzelbetrieb der beiden Aggregate bei konstanter Drehzahl vorgesehen. Die Niveausteuerng ohne Drehzahlvariation wird für die gewählte Förderleistung sowohl in Normen als auch in den Interviews mit Betreibern als geeignetes Steuerungsverfahren genannt. Die Niveausteuerng wird über einen Luftpfeiferler realisiert. Der Elektroanschluss für den Controller sowie für die Antriebe erfolgt an das Niederspannungsnetz (400V/50Hz). Als Steuerungseinheit wird „Fluid Control“ ausgewählt, da es den Anforderungen der Normen gerecht wird.

Nachdem der reale Basisentwurf beschrieben wurde, folgen jetzt Überlegungen zur Modellierung des Basisentwurfs. Als erstes sollen mithilfe einer Fehlerbaumanalyse theoretisch mögliche Beeinträchtigungen der Systemfunktionen untersucht werden.

3.5 Fehlerbaumanalyse

Nach DIN 25424 ist „der Zweck der Fehlerbaumanalyse die Ermittlung der logischen Verknüpfungen von Komponenten- oder Teilsystemausfällen, die zu einem unerwünschten Ereignis führen.“¹⁴⁸ Mithilfe dieser logischen Verknüpfungen kann das System hinsichtlich seiner Betriebssicherheit beurteilt werden. So lassen sich im qualitativen Teil der Analyse kritische Komponenten und/oder Systemzustände identifizieren. Sind Zuverlässigkeitsdaten verfügbar, so kann im Rahmen einer quantitativen Analyse die Verfügbarkeit bzw. die

¹⁴⁸ DIN 25424 Teil 1 (1981), S.2

Nichtverfügbarkeit des Systems oder von Teilsystemen bestimmt werden.¹⁴⁹ Die Fehlerbaumanalyse ist dabei von der Störfallablaufanalyse (DIN 25419) abzugrenzen. Während es das Ziel der Störfallablaufanalyse ist, die unerwünschten Ereignisse, die aus einer bestimmten Ursache resultieren, herauszufinden, werden bei der Fehlerbaumanalyse die unerwünschten Ereignisse vorgegeben (Regelstörfall). Daran schließt sich die Suche nach allen möglichen Ursachen an, die zu diesem Ereignis (TOP-Ereignis) führen.¹⁵⁰ Der Nutzen einer Fehlerbaumanalyse ist die eindeutige Identifikation kritischer Systemparameter und Maßnahmen zu deren Verbesserung.

Die Fehlerbaumanalyse hat ihren Ursprung in der Risikoanalyse deutscher kerntechnischer Anlagen, wo sie im Rahmen der Probabilistischen Sicherheitsanalyse (PSA) Anwendung findet. Sie gilt als geeignet, Systeme, deren Betriebssicherheit von höchster Bedeutung ist, zu beurteilen, und wird aus diesem Grund auch zur Beurteilung des Betrachtungsobjekts herangezogen.¹⁵¹

Im Folgenden sei mit Systemausfall oder Systemversagen der Systemzustand beschrieben, bei dem die zulässige Abweichung vom zuvor definierten Leistungsziel überschritten wird. Dabei beschreibt ein primärer Ausfall den Ausfall einer Komponente bei zulässigen Einsatzbedingungen. Ein sekundärem Ausfall beschreibt einen Folgeausfall, der aus unzulässigen Einsatzbedingungen beruht. Von einem kommandiertem Ausfall ist die Rede, wenn die Komponente zwar funktionstüchtig bleibt, sie aber auf Grund fehlender Anregung nicht zum Einsatz kommen kann.¹⁵²

3.5.1 Analyseablauf

Die Fehlerbaumanalyse besteht aus acht Analyseschritten:¹⁵³

1. Detaillierte Untersuchung des Systems
2. Festlegung des unerwünschten Ereignisses
3. Festlegung der relevanten Zuverlässigkeitskenngrößen
4. Überlegungen zu den Ausfallarten der Komponenten
5. Aufstellung des Fehlerbaums
6. Zusammenstellung der Kenngrößen der Eingänge in den Fehlerbaum
7. Auswertung des Fehlerbaums
8. Bewertung der Ergebnisse

Im Folgenden sollen die wichtigsten Schritte am Beispiel des Betrachtungsobjekts durchgeführt werden.¹⁵⁴

¹⁴⁹ Vgl. DIN 25424 Teil 1 (1981), S.2ff.

¹⁵⁰ Vgl. DIN 25424 Teil 1 (1981), S.1

¹⁵¹ Anmerkung: Weiterführende Literatur zum Thema Fehlerszenario-Analyse: Locatelli, E. et al. (2002), S.657ff.

¹⁵² Vgl. DIN 25424 Teil 1 (1981), S.2

¹⁵³ DIN 25424 Teil 2 (1981), S.4f.

¹⁵⁴ Die detaillierte Untersuchung des Systems erfolgte bereits in den vorangegangenen Abschnitten.

3.5.2 Festlegung des unerwünschten Ereignisses

Als unerwünschtes Ereignis (TOP-Ereignis) wird der Ausfall der in Kapitel 2.3 genannten Funktionen definiert. Das heißt, dass das unerwünschte Ereignis dann eintritt, wenn es entweder zu einer Exfiltration von Abwasser in das Grundwasser bzw. den Boden in direkter Umgebung der Pumpstation kommt oder wenn die Förderaufgabe nicht erfüllt werden kann. Kann die Förderaufgabe über einen längeren Zeitraum hinweg nicht erfüllt werden, so kommt es ebenfalls zur Exfiltration, allerdings nicht notwendigerweise in direkter Umgebung des Pumpwerks.

3.5.3 Aufstellung des Fehlerbaums

Exfiltration wird im Wesentlichen durch die Dichtheit des Schachtbauwerks verhindert. Redundanzen sind nicht vorgesehen. Damit tritt das unerwünschte Ereignis ein, wenn bereits nur das Schachtbauwerk primär versagt. Für den Fehlerbaum bedeutet das, dass das Schachtbauwerk einzeln mit einem ODER-Gatter mit dem unerwünschten Ereignis verbunden wird.

An der Erfüllung der Förderaufgabe sind alle Komponenten des Systems beteiligt. Redundant ausgelegt sind dabei die Aggregate und die jeweiligen Stränge der Pumpendruckrohrleitung, was im Fehlerbaum durch ein UND-Gatter ausgedrückt wird, da Aggregat 1 *und* Aggregat 2 ausfallen müssen, um das TOP-Ereignis auszulösen. Innerhalb eines Stranges kommt es zum sekundären Ausfall, wenn bereits eine beliebige Strangkomponente primär versagt. Es besteht eine gegenseitige Abhängigkeit der Funktionen der einzelnen Komponenten, die im Fehlerbaum durch ein ODER-Gatter ausgedrückt wird.

Keine Redundanz besteht für die gemeinsame Druckrohrleitung, die Elektroenergieversorgung und die Mess- und Steuertechnik. Im Fehlerbaum wird diese Situation durch die einzelne Verwendung von ODER-Gattern beschrieben.

Nach Regeln der boole'schen Algebra lässt sich jeder Fehlerbaum auf einen Fehlerbaum mit nur zwei Ebenen zurückführen, wobei die erste Ebene ein ODER-Gatter führt und die zweite Ebene beliebig viele UND-Gatter.

3.5.4 Auswertung des Fehlerbaums

Die Versagenswahrscheinlichkeit eines Bauteils berechnet sich für $t \rightarrow \infty$ ¹⁵⁵ und für konstante *Ausfall-* λ_i und *Reparaturraten* μ_i zu¹⁵⁶:

$$U_i = \frac{\lambda_i}{\lambda_i + \mu_i}$$

GLEICHUNG 16 „UNVERFÜGBARKEIT“

¹⁵⁵ Anmerkung: In erster Näherung ist diese Gleichung auch gültig wenn die Ausfallzeit $1/\mu \ll$ Time between Failure $1/\lambda$.

¹⁵⁶ Vgl. Hellmann, D.-H.; Quasdorf, F. (2000), S.1ff.

Anders als bei der Untersuchung kerntechnischer Anlagen, wo für viele Anlagenteile noch keine Ausfall- und Reparaturraten verfügbar sein können, weil sie seit der Nutzung der Technologie noch nie ausgefallen sind, könnte es in der Abwassertechnik solche Daten sehr wohl geben. Im Rahmen dieser Arbeit wurde ein kleines Programm entwickelt, mit dem die Zuverlässigkeit eines Pumpwerks bei gegebenen Zuverlässigkeiten der Komponenten berechnet werden kann. Leider kann dieses Programm nicht in das Modell integriert werden, da die notwendigen Daten beinahe nie erhoben und demzufolge auch nicht ausgewertet werden. Meist wissen die Betreiber lediglich ungefähr, wie oft ein Pumpwerk des Pumpwerkparks ausfällt, sodass für die Modellierung der Fehlerbaum als „Black Box“ angesehen werden musste, die nur zwei Eingänge hat: Die Ausfall- und Reparaturrate des Gesamtpumpwerks. So können lediglich qualitative Schlussfolgerungen aus den Ergebnissen der Fehlerbaumanalyse gezogen werden. So werden in Verbindung mit den Aussagen der Anlagenbetreiber folgende mögliche Ursachen eines Systemversagens identifiziert:

1. Der Betriebspunkt kommt nicht zustande.¹⁵⁸
2. Der minimal zulässige Pegelstand wird unterschritten.¹⁵⁹
3. Der maximal zulässige Pegelstand wird überschritten.¹⁶⁰
4. Das maximal zulässige Schaltspiel wird überschritten.¹⁶¹
5. Die minimal zulässige Fließgeschwindigkeit wird unterschritten.¹⁶²
6. Die maximal zulässige Fließgeschwindigkeit wird überschritten.¹⁶³

Die im Rahmen der Fehlerbaumanalyse festgestellten Ursachen des Funktionsausfalls bilden die Grundlage der sich nun anschließenden Modellierung des technischen Systems.

3.6 Formulierung des technischen Modells

Im Folgenden soll das Modell beschrieben werden, das Grundlage zur Auslegung und Optimierung des Basisentwurfs ist. An dieser Stelle werden aus Gründen der Übersichtlichkeit nur die wichtigsten Variablen beschrieben.

¹⁵⁸ Anmerkung: Dies ist gleichbedeutend mit: Alle Pumpwerkskomponenten fallen aus.

¹⁵⁹ Anmerkung: Langfristig können Schäden am Laufrad die Folge sein.

¹⁶⁰ Anmerkung: Dadurch kann die Funktion des Pumpwerks nicht mehr erfüllt werden.

¹⁶¹ Anmerkung: Langfristig wird dies zu einem Funktionsausfall des Antriebs führen.

¹⁶² Anmerkung: Eine zu niedrige Fließgeschwindigkeit führt zur Verstopfung.

¹⁶³ Anmerkung: Dadurch nimmt die Druckstoßgefahr zu.

3.6.1 Die Zielgröße

Wie in Kapitel 6.2 eingehend erläutert, liefert die technische Betrachtungsdimension die Nebenbedingungen für die gesamtheitliche Optimierung. Sie sind notwendig, um die Funktionssicherheit im Rahmen der Systemgrenzen zu garantieren. Als Zielgröße der Auslegungsphase wird daher die Anlagenverfügbarkeit bestimmt.¹⁶⁴ Sie wird definiert als Komplement der Nichtverfügbarkeit, die ihrerseits „die Wahrscheinlichkeit, ein Betrachtungsobjekt zum Zeitpunkt t ausgefallen anzutreffen“, darstellt.¹⁶⁵ Dies folgt der Argumentation der geltenden gesetzlichen und normativen Bestimmungen sowie der Fachliteratur, wo der sicheren Abwasserbeseitigung absolute Priorität beigemessen wird.^{166,167,168,169}

Als ausgefallen gilt das System dann, wenn es seine im Abschnitt 2.3 definierten Funktionen nicht erfüllen kann, d.h. es entweder zu einer Gefährdung der Allgemeinheit oder zur Nichterfüllung der Förderaufgabe kommt.

Neben der primären Zielgröße „Anlagenverfügbarkeit“, die im folgenden Modell als Dualvariable nur die Werte 0 und 1 annehmen kann, werden sekundäre Zielgrößen berechnet, die zur technischen Beurteilung des Betrachtungsobjekts wertvoll sind. Dazu gehören u.a. der mittlere Gesamtwirkungsgrad, die Gesamtenergieaufnahme, der Betriebsbereich (als Menge aller auftretenden Betriebspunkte) und die maximale Leistungsaufnahme.

3.6.2 Die Entscheidungsvariablen

Entscheidungsvariablen sind die Systemvariablen, die entweder vom Planer während der Planungsphase festgelegt werden oder auf die der Betreiber während der Betriebsphase direkt Einfluss ausüben kann. Während die Freiheitsgrade der Planungsarbeit nur durch die Umgebungsbedingungen begrenzt werden, hat der Betreiber nur noch dürftige Einflussmöglichkeiten auf den Anlagenbetrieb. Die Veränderung von Systemvariablen im Rahmen von Reparatur- und Austauschaktivitäten können hier – obwohl in der Realität so nicht ganz korrekt – aus Gründen der Vereinfachung nicht berücksichtigt werden. Auch sollen die Einflussmöglichkeiten des Betreibers im Rahmen der Ausschreibung im Folgenden dem Planer zugeordnet werden.

3.6.2.1 Entscheidungsvariablen des Planers

In der Planungsphase wird das gesamte Pumpwerkskonzept bestimmt und für definierte Umgebungsbedingungen ausgelegt. Im Rahmen dieses Modells können folgende Variablen durch den Planer verändert werden¹⁷⁰:

¹⁶⁴ Anmerkung: Dieses Vorgehen entspricht auch demjenigen früherer Untersuchungen. Zum Beispiel: Brecht, B. et al. (2000), S.5

¹⁶⁵ DIN 25424 Teil 2 (1990), S.3

¹⁶⁶ Vgl. WHG §18a Abs.1 Satz 1

¹⁶⁷ Vgl. Brecht, B. et al. (2000), S.2ff.

¹⁶⁸ Vgl. Ondrey, G. (2000), S.33

¹⁶⁹ Vgl. Budris, A.R.; Sabini, E.P.; Erickson, R.B. (2001), S.22ff.

¹⁷⁰ Anmerkung: Fehler bei Nichtbeachten geltender Normen werden nur in Ausnahmefällen ausgegeben, um die Möglichkeit zu geben, Normen kritisch zu hinterfragen.

Variable	Definitionsmenge	Bemerkungen ¹⁷¹
Werkstoffe der Grundkomponenten	je nach Komponente	keine Auswirkung auf Lebensdauer oder Zuverlässigkeit
Auswahl des Pumpenaggregats	KRT S 40-250/52X-175 KRT E 150-315/234X-305	Q-H-Kennlinie und Q-P-Kennlinie linear interpoliert, Abmessungen und Begrenzungen hinterlegt
Schachtabmessungen	zylindrisch, H frei veränderbar, d je nach Aggregat	
Verlustbeiwerte	frei veränderbar	
Nennweite der Pumpendruckrohrleitung	frei veränderbar	Mindest- und Maximalgeschwindigkeiten sind zu beachten.
Länge der Druckrohrleitung	frei veränderbar	Grenzen der Gültigkeit der interpolierten Kennlinien sind zu beachten.
Mindestfließgeschwindigkeit	frei veränderbar	
Maximal zulässige Fließgeschwindigkeit	frei veränderbar	
Dichte des Fördermediums	frei veränderbar	
geodätische Höhe der Zulaufs	0...3 m, jedoch nicht unter Einschaltniveau	

TABELLE 4 „ENTSCHEIDUNGSVARIABLEN DES PLANERS“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG

3.6.2.2 Entscheidungsvariablen des Betreibers

Der Betreiber kann in die weitgehend automatisierte Pumpwerkssteuerung regelnd eingreifen. Des Weiteren bestehen Möglichkeiten, den Wartungs- und Inspektionsumfang anzupassen. Da trotz höchster Wartungsintensität ein Versagen technischer Anlagen nicht ausgeschlossen werden kann, hat der Betreiber zwar keinen direkten Einfluss auf die Ausfallzeit oder die Ausfallrate (aus ihnen berechnet sich die Verfügbarkeit)¹⁷² kann darauf jedoch indirekt Einfluss ausüben. Dies wird im Modell dadurch berücksichtigt, dass der Betreiber den Median einer angenommenen Normalverteilungsfunktion bestimmen kann. Die Verfügbarkeit wird im Modell dann für diesen Median berechnet, entspricht damit also der Verfügbarkeit mit der höchsten Eintrittswahrscheinlichkeit. Daraus ergeben sich für das vorliegende Modell folgende Entscheidungsvariablen:

Variable	Definitionsmenge	Bemerkungen ¹⁷³
Ein- und Ausschaltpegelstände	0...geod. Höhe Zulauf	Schaltspiele sind zu beachten.
Ausfallhäufigkeit	frei veränderbar	
Ausfallzeit	frei veränderbar	

TABELLE 5 „ENTSCHEIDUNGSVARIABLEN DES BETREIBERS“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG

¹⁷¹ Anmerkung: Die Bemerkungen beziehen sich ausschließlich auf das Modell, nicht auf die tatsächlichen Zusammenhänge. Inwieweit diese übereinstimmen ist Gegenstand des Kapitels 3.7

¹⁷² Anmerkung: Zur Herleitung der Berechnung der Anlagenverfügbarkeit wird auf DIN 25424 Teil 2 (1981) verwiesen.

¹⁷³ Anmerkung: Die Bemerkungen beziehen sich ausschließlich auf das Modell, nicht auf die tatsächlichen Zusammenhänge. Inwieweit diese übereinstimmen ist Gegenstand des Kapitels 3.7

3.6.3 Unsichere Variablen

Streng genommen sind beinahe alle Eingangsvariablen mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Jedoch bewegen sie sich in den meisten Fällen innerhalb von Toleranzen, die eine genaue Betrachtung der Unsicherheit nicht erforderlich machen (z.B. produktionsbedingte Laufradeigenschaften, Rohrrauhigkeit, Dichte des Fördermediums, etc...). Im vorliegenden Modell wird nur der Zulaufvolumenstrom als unsicher angesehen. Da vom Zulaufvolumenstrom alle wesentlichen Größen, die den Betrieb der Anlage beschreiben, abhängen, kommt ihm eine besondere Rolle in diesem Modell zu. Die starken Schwankungen des Zulaufs an Schmutzwasser – auch im Trennsystem – sind es, die ein zeitindiziertes Modell notwendig machen. Wäre der Zulaufvolumenstrom eine über die Zeit konstante Größe, so wäre ein zeitpunktorientiertes Modell zur Beschreibung der Vorgänge ausreichend. Aus diesem Grund wird der Zulaufvolumenstrom als Tagesganglinie implementiert, die nach ATV-DVWK als Ausgang für alle weiteren Berechnungen dienen soll.¹⁷⁴ Die Tagesganglinie entspricht der in GLEICHUNG 17 dargestellten Form, wobei im Modell die Zustände in Zeitschritten von 20 s diskret berechnet werden. Im Modell wird diese Tagesganglinie von Inbetriebnahme bis zum Lebensdauerende als periodisch wiederkehrend angenommen. Die Größe $Y1$ ist die Variable, anhand der die Tagesganglinie in ihrer Ausprägung variiert werden kann. Das 1,5-fache dieser Variablen entspricht dem Maximum der Tagesgangkennlinie, nach der nach EN 752-6 die Einwohnerequivalente bestimmt werden. So entspricht ein maximaler Zulaufvolumenstrom von 4 l/s in Deutschland 1.000 Einwohnerequivalenten.¹⁷⁵

$$Q_{zu}(t) = Y1 + \frac{1}{2} \cdot Y1 \cdot \sin\left(\frac{\pi}{21600} \cdot (t - 21600)\right) \quad \text{für } 0 \leq t \leq 41780 \vee t \geq 67600$$

$$Q_{zu}(t) = 1,1 \cdot Y1 \quad \text{für } 41780 < t < 67600$$

GLEICHUNG 17 „TAGESGANG DES ZULAUFVOLUMENSTROMS“¹⁷⁶

¹⁷⁴ Vertiefungsliteratur: ATV-DVWK (2000)

¹⁷⁵ Vertiefungsliteratur: ATV-DVWK (2000)

¹⁷⁶ mathematische Nachempfindung der Darstellung von Turk, W.I. (1954), S.144

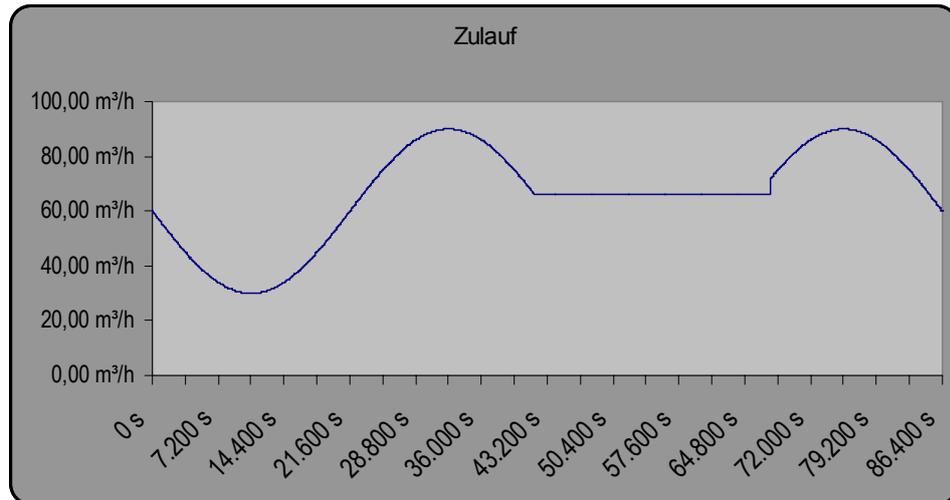


ABBILDUNG 14 „TAGESGANG DES ZULAUFVOLUMENSTROMS“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG IN ANLEHNUNG AN TURK, W.I. (1954), S.144

Neben den Schwankungen des Zulaufstroms bereiten in der Praxis besonders die unregelmäßigen und unvorhersehbaren Schwankungen der Schmutzwasserqualität erhebliche Probleme. Aufgrund ihres rein stochastischen Charakters ist es bisher nicht möglich, dies realitätsnah zu modellieren.

3.6.4 Struktur des Modells

Die Realisierung des technischen Modells wird durch der auf MS Visual Basic 6.3TM und MS Excel 2002TM basierenden Softwarelösung PWSIM 02, die eigens zu diesem Zweck angefertigt wurde, umgesetzt. Um die Modellierung möglichst transparent zu gestalten, soll im Folgenden der Programmverlauf in groben Zügen wiedergegeben werden. Ein Flussdiagramm befindet sich am Ende dieses Abschnitts (ABBILDUNG 15).

Dabei erfolgt im ersten Schritt die Berechnung des Zulaufvolumenstroms anhand von GLEICHUNG 17 mit dem Unterschied, dass aus programmiertechnischen Gründen nicht der Zulaufvolumenstrom Q_{zu} sondern das Zulaufvolumen V_{zu} berechnet wird, das innerhalb des Zeitinkrements dt zuströmt.¹⁷⁷ Aus GLEICHUNG 17 folgt so:

$$V_{zu}(t) = \frac{\left(Y1 + \frac{1}{2} \cdot Y1 \cdot \sin\left(\frac{\pi}{21600} \cdot (t - 21600) \right) \right)}{3600} \cdot dt \quad \text{für } 0 \leq t \leq 41780 \vee t \geq 67600$$

$$V_{zu}(t) = \frac{1,1 \cdot Y1}{3600} \cdot dt \quad \text{für } 41780 < t < 67600$$

GLEICHUNG 18 „TAGESGANG DES ZULAUFVOLUMENS JE 20s“

Aus dem Zulaufvolumen V_{zu} sowie dem Pumpenfördervolumen V_P , das im Zeitinkrement dt gefördert wird, sowie der Schachtgeometrie errechnet sich der neue Pegelstand $pegel$ aus dem

¹⁷⁷ Vgl. Quellcode PWSIM 02, Zeile 160ff.

alten Pegelstand zuzüglich der Volumendifferenz im Verhältnis zur Schachtquerschnittsfläche:¹⁷⁸

$$pegel = pegel + \frac{(V_{zu} - V_p)}{\frac{1}{4} \cdot \pi \cdot d_{schacht}^2}$$

GLEICHUNG 19 „PEGELSTAND DES NEUEN ZEITINTERVALLS“

Dabei wird bei jedem Schleifendurchgang überprüft, ob die Mindestüberdeckung unterschritten bzw. der maximal zulässige Pegelstand überschritten wird. Wird eine dieser Bedingungen im boole'schen Kontext WAHR, wird der Programmverlauf mit einer Fehlermeldung abgebrochen. Die Dualvariable „Anlagenverfügbarkeit“ wird damit zu null.¹⁷⁹

Im nächsten Berechnungsschritt wird geprüft, ob der Ein- oder Ausschaltpegel erreicht ist. Ist der Einschaltpegel erreicht, wird weiter geprüft, ob bereits eine Pumpe in Betrieb ist oder nicht. Ist keine Pumpe in Betrieb, wird diejenige in Betrieb genommen, die in der vorangegangenen Betriebsphase nicht in Betrieb war, um die Schaltspiele möglichst gleichmäßig auf beide Aggregate zu verteilen. Ist dagegen der Ausschaltpegel erreicht, wird die bisher betriebene Pumpe außer Betrieb genommen. Dabei wird sowohl das Schaltspiel je Stunde als auch das kumulierte Schaltspiel berechnet. Bei Überschreitung der vorgegebenen Höchstwerte erfolgt der Abbruch des Programmes mit einer entsprechenden Fehlermeldung.¹⁸⁰

Im darauf folgenden Programmschritt wird der Betriebspunkt als Schnittpunkt zwischen Anlagen- und Pumpenkennlinie berechnet. Dazu wird zunächst aus der linear interpolierten Q-H-Kennlinie¹⁸¹ (GLEICHUNG 20) der Pumpe die Pumpenförderhöhe für den Initialförderstrom Q_0 berechnet.¹⁸²

$$H_p = X1 - X2 \cdot Q_i$$

GLEICHUNG 20 „LINEARE INTERPOLATION DER PUMPENKENNLINIE“

Danach erfolgt die Berechnung der Anlagenförderhöhe für Q_0 .¹⁸³

$$H_{anlage} = z_{saug} - pegel + \left(\frac{Q_i}{3600} \right)^2 \cdot \frac{1}{2 \cdot g \cdot \left(\frac{\pi}{4} \right)^2 \cdot d_{rohr}^4} \cdot \frac{\lambda \cdot L_{rohr}}{d_{rohr} + \zeta_{ges}} + H_{schacht}$$

GLEICHUNG 21 „ANLAGENFÖRDERHÖHE“

Im Anschluss wird überprüft, ob die Differenz zwischen der Pumpen- und der Anlagenförderhöhe kleiner als 0,01 m ist. Ist dies der Fall, wird nochmals zwischen der ermittelten Anlagenförderhöhe und der Pumpenförderhöhe linear interpoliert. Die auf diese Weise ermittelte mittlere Förderhöhe ist die erste Koordinate des Betriebspunktes, wobei Q_i die

¹⁷⁸ Vgl. Quellcode PWSIM 02, Zeile 170

¹⁷⁹ Vgl. Quellcode PWSIM 02, Zeile 176ff.

¹⁸⁰ Vgl. Quellcode PWSIM 02, Zeile 192ff.

¹⁸¹ Anmerkung: Eine lineare Interpolation ist zulässig, da nur ein kleiner Betriebsbereich abgedeckt werden muss.

¹⁸² Vgl. Quellcode PWSIM 02, Zeile 304

¹⁸³ Vgl. Quellcode PWSIM 02, Zeile 307

zweite ergibt. Ist die Differenz zwischen der Pumpen- und Anlagenförderhöhe jedoch größer als 0,01 m, so wird Q solange um 0,1 m³/h erhöht, bis die oben genannte Bedingung erfüllt ist. Kann kein Betriebspunkt ermittelt werden, wird das Programm mit einer Fehlermeldung beendet.¹⁸⁴

Nun folgt die Berechnung des Fördervolumens V_p :¹⁸⁵

$$V_p = \frac{Q}{3600} \cdot dt$$

GLEICHUNG 22 „FÖRDERVOLUMEN“

Aus dem Fördervolumen V_p berechnet sich die Fließgeschwindigkeit v in der Pumpendruckleitung zu:

$$v = \frac{Q}{3600} \cdot \frac{1}{\frac{\pi}{4} \cdot d_{rohr}^2}$$

GLEICHUNG 23 „STRÖMUNGSGESCHWINDIGKEIT“

Bei Überschreitung einer maximalen Strömungsgeschwindigkeit bzw. bei dauerhafter Unterschreitung der Mindestgeschwindigkeit wird das Programm mit einer Fehlermeldung beendet.

Schließlich erfolgt die Berechnung der elektrischen Leistungsaufnahme P_{el} über die linear interpolierte Q-P-Kennlinie,

$$P_{el} = \frac{Z1 + Z2 \cdot Q}{\eta_{motor}}$$

GLEICHUNG 24 „ELEKTRISCHE LEISTUNGS-AUFNAHME“

der an das Fluid abgegebene Leistung P_{ab} ,¹⁸⁶

$$P_{ab} = \frac{Q}{3600} \cdot H_{mittel} \cdot \rho \cdot g \cdot \frac{1}{1000}$$

GLEICHUNG 25 „LEISTUNGSABGABE AN DAS FÖRDERMEDIUM“

des Gesamtwirkungsgrads η :¹⁸⁷

$$\eta = \frac{P_{ab}}{Z1 + Z2 \cdot Q}$$

GLEICHUNG 26 „GESAMTWIRKUNGSGRAD“

sowie der kumulierten Tagesenergieaufnahme berechnet.¹⁸⁸

¹⁸⁴ Vgl. Quellcode PWSIM 02, Zeile 311ff.

¹⁸⁵ Vgl. Quellcode PWSIM 02, Zeile 353

¹⁸⁶ Vgl. Quellcode PWSIM 02, Zeile 356

¹⁸⁷ Vgl. Quellcode PWSIM 02, Zeile 359

¹⁸⁸ Vgl. Quellcode PWSIM 02, Zeile 372ff.

Im Anschluss wird t um das Zeitinkrement dt erhöht und die Prozedur wiederholt, bis ein vollständiger Tag berechnet wurde. Wurde der Programmablauf nicht vorzeitig beendet, erhält die Anlagenverfügbarkeit den Wert 1 zugewiesen, im anderen Fall den Wert 0. Die sekundären Zielgrößen sowie wichtige Inputgrößen werden ausgegeben.¹⁸⁹

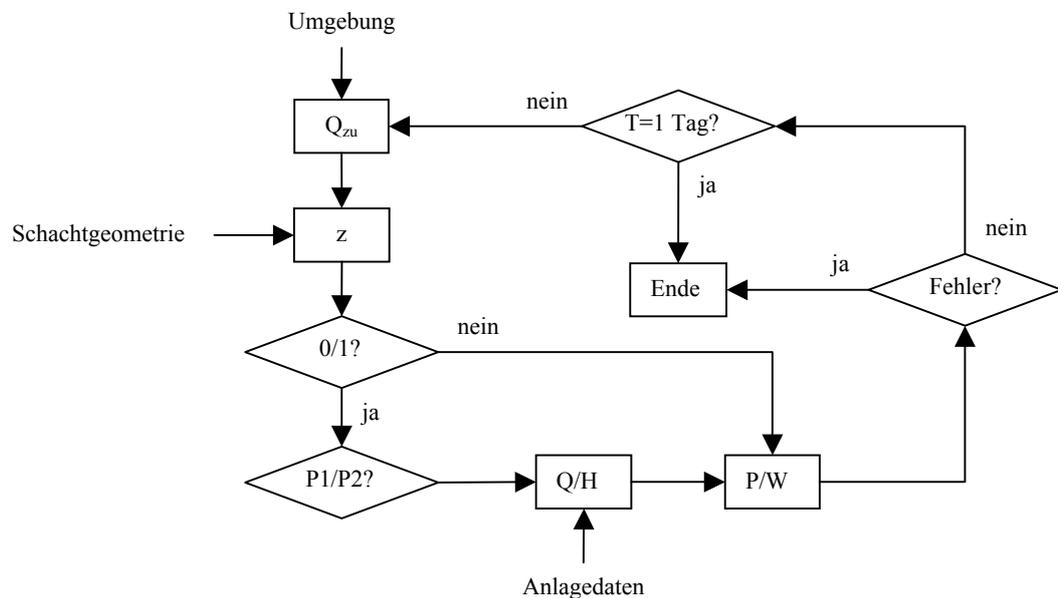


ABBILDUNG 15 „FLUSSDIAGRAMM TECHNISCHES MODELL, STARK VEREINFACHT“
 QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, VGL. QUELLCODE PWSIM 02

3.7 Kritische Würdigung des Modells

Die vorangegangene Analyse des Systems sowie die erfolgte Modellerstellung sind als erster Schritt des in Abschnitt 1.1.2 beschriebenen, zweistufigen Iterationsprozesses zu betrachten. Ziel dieses Schrittes ist die Bestimmung der wesentlichen Systemparameter und –zusammenhänge, die im nachfolgenden, integrierten Modell berücksichtigt werden müssen, um die Eigenschaften des Originalsystems abbilden zu können. Dabei wurden die in den folgenden Abschnitten beschriebenen Schwächen und Stärken des Modells erkannt und bei der Weiterentwicklung zum integrierten Modell berücksichtigt.

¹⁸⁹ Vgl. Quellcode PWSIM 02, Zeile 414ff.

3.7.1 Schwächen des Modells

3.7.1.1 Anlagenverfügbarkeit

Es ist nicht möglich, die eigentliche Zielgröße „Anlagenverfügbarkeit“ genau zu ermitteln, da sie eine probabilistische Größe darstellt, deren Eingangsfaktoren im Allgemeinen unbekannt oder in hohem Maße unsicher sind. Die qualitativen Ergebnisse der Fehlerbaumanalyse liefern lediglich Hinweise auf einflussreiche Parameter. Eine analytische Bestimmung der Anlagenverfügbarkeit ist aus diesem Grund nicht möglich. Dem Anwender bleibt nur die Möglichkeit einer subtotalen Enumeration, also das Probieren ausgewählter Varianten, um zu der Menge an Varianten zu gelangen, die für das ausgewählte Szenario Funktionssicherheit gewährleistet. Unvorhergesehene Ereignisse werden jedoch nicht berücksichtigt. Eine bessere Möglichkeit wird bei unveränderter Datenlage auch für das Modell des zweiten Iterationsschritts (integriertes Modell) nicht gesehen.

Die unterschiedlichen Ausfallhäufigkeiten durch Frühausfälle („Kinderkrankheiten“) zu Beginn der Betriebsphase, durch Zufallsausfälle während der Mitte der Betriebsphase und Spätausfälle gegen Ende der Betriebsphase können aufgrund der Modellstruktur nicht berücksichtigt werden.

3.7.1.2 Zulaufdaten

Da der Zulaufvolumenstrom mit einer modifizierten sin-Funktion dargestellt wird, ist nur eine proportionale Parallelverschiebung möglich. Dies entspricht nicht den variablen Anforderungen der Praxis. Entsprechend muss einer flexiblere Lösung der Modellierung des Zulaufvolumenstroms gefunden werden.

3.7.1.3 Werkstoffe/Ausführungen

Es besteht keine Möglichkeit, zwischen unterschiedlichen Werkstoffen oder Ausführungen zu wählen. Somit wird die Wechselwirkung zwischen der Werkstoffwahl und der Anlagenverfügbarkeit nicht berücksichtigt. Die Erfahrung der Anlagenbetreiber zeigt jedoch, dass die Werkstoffwahl auf diese Größe einen nennenswerten Einfluss hat. Da dieser Zusammenhang von den stark schwankenden Umgebungsbedingungen in unbekanntem Maß abhängig ist, konnte er hier noch nicht berücksichtigt werden. Für das Modell des zweiten Iterationsschritts (integriertes Modell) wird eine Lösung angestrebt, in der zumindest vergleichende Aussagen nach folgendem Muster möglich sind: Die Mehrinvestition in ein höherwertiges Material ist dann ökonomisch sinnvoll, wenn dafür eine andere Größe (z.B. Wartungshäufigkeit) um einen bestimmten Wert gesenkt werden kann. Die Entscheidung darüber, ob dies letztendlich möglich ist, liegt dann beim Anwender.

3.7.1.4 Pumpenantrieb

Der Wirkungsgrad des Elektromotors wird als konstant angesehen. Wirkungsgradverminderungen durch Unter- oder Überlastbetrieb werden nicht berücksichtigt.¹⁹¹ Durch den Anwender sollte der zu erwartende mittlere Antriebswirkungsgrad angesetzt werden.

3.7.1.5 Drehzahlsteuerung

Eine Drehzahlsteuerung ist im Modell nicht implementiert, obwohl ihr an verschiedenen Stellen je nach Anwendungsfall, bedeutendes Potenzial im Bezug auf Lebenszykluskostenminderung zugesprochen wird.^{192,193,194,195,196} Aufgrund des verhältnismäßig hohen Modellierungsaufwands wird die Berücksichtigung einer Drehzahlsteuerung im Rahmen dieser Arbeit als nicht möglich angesehen.

3.7.1.6 Berechnungsdauer

Je nach Rechnerleistung und simulierter Pumpenbetriebszeit schwankt die Berechnungsdauer eines Rechengangs zwischen 30 und 70 Minuten. Eine Sensitivitätsanalyse eines einzigen Parameters bei zehn zu berechnenden Werten dauert so zwischen fünf und zwölf Stunden. Damit ist das Programm praktisch nicht anwendbar. Eine Rationalisierung der verwendeten Algorithmen ist dringend notwendig. Als kritisch haben sich vor allem die grafische Darstellung, die Auslagerung vieler Rechenschritte aus MS Visual Basic 6.3™ in MS Excel™¹⁹⁷ sowie die Betriebspunktbestimmung herausgestellt.

3.7.2 Stärken des Modells

3.7.2.1 Abbildung der Realität

Ähnlichkeiten der Ergebnisse mit denen empirischer Untersuchungen vorangegangener Studien zeigen, dass die wesentlichen Parameter erfasst sind und das Modell, bezogen auf die Zielstellung, eine hinreichende Beschreibung des realen Systems darstellt.

3.7.2.2 Funktionsüberprüfung

Mit dem gegebenen Modell wird die theoretische Funktionssicherheit bei gegebenen Input-Parametern überprüft. Damit können unrealistische Entwürfe rasch verworfen oder Grenzbedingungen für den zulässigen Funktionsbereich bestimmt werden. Letztgenannte Möglichkeit dient der Beantwortung der Frage, ab welchen Umgebungsbedingungen die

¹⁹¹ Vgl. Bieniek, K. (1999), S.10

¹⁹² Vgl. Bieniek, K. (1999), S.6ff.

¹⁹³ Vgl. Hovstadius, G. (2001), S.30

¹⁹⁴ Vgl. Tutterov, V.; Hovstadius, G.; McKane, A. (2001), S.444

¹⁹⁵ Vgl. Alfredsson, K.; Bokander, N. (2003), S.29ff.

¹⁹⁶ Vgl. Hydraulic Institute; Europump (2001), S.36ff.

¹⁹⁷ Anmerkung: Das führt zum häufigen, zeitintensiven Datenaustausch zwischen Visual Basic und Excel.

Funktion eines Entwurfs, dessen Funktionssicherheit im Basisszenario bereits festgestellt werden konnte, nicht mehr gegeben ist.

3.7.2.3 Schnittstelle zum ökonomischen Modell

Die sekundären Zielgrößen sind so definiert, dass sie als direkte Eingangsparameter in das ökonomische Modell übernommen werden können. Damit ist die Grundvoraussetzung für die Integration des technischen und des ökonomischen Modells gegeben.

3.7.2.4 Variabilität

Sowohl die Pumpenparameter als auch die Parameter, die die Anlage beschreiben, können manuell auf jeden beliebigen Wert gesetzt werden. Damit bietet das Modell die Möglichkeit, Abwasserpumpstationen mit unterschiedlichen Pumpenaggregaten und/oder Rohrleitungseigenschaften zu analysieren.

3.7.2.5 Grafische Darstellung des Betriebszustands

Die Echtzeitgrafik des Betriebszustands bietet die Möglichkeit, sofort bei Auftreten unerwünschte Betriebszustände zu erkennen und notwendige Handlungsmaßnahmen abzuleiten.

„Es genügt eben nicht, daß Technik gut funktioniert. Sie muß auch in die Welt passen.“

Gero von Randow, dt. Wissenschafts-Journalist

4 Ökonomische Betrachtung

Ein System kann aus technologischer Sicht hoch perfektioniert sein, bringt es jedoch aus ökonomischer Sicht keinen Nutzen, wird es erfolglos bleiben. Beispiele dafür gibt es in der früheren (Niedertemperatur-Stirlingmotor, Luftschiff) und neueren (Concorde/TU-144, Transrapid) Geschichte in Vielzahl. Ihr Schicksal sollte Grund genug dafür sein, die ökonomischen Auswirkungen technischer Systemveränderungen zu erforschen und daraus Handlungsempfehlungen und weiteren Forschungsbedarf abzuleiten. Denn nur so kann eine marktorientierte – und damit letztlich erfolgreiche – Forschung und Entwicklung entstehen.

Um die ökonomischen Konsequenzen möglichst ganzheitlich zu untersuchen, wird das Life-Cycle-Costing als geeigneter Ansatz vorgeschlagen. Das Life-Cycle-Costing (oder: Lebenszykluskostenrechnung) soll im Folgenden aus wissenschaftlich-theoretischer Sicht diskutiert und schließlich auf das Betrachtungsobjekt angewandt werden.

4.1 Grundlagen des Life-Cycle-Costing

4.1.1 Life-Cycle-Costing Konzepte

Dieser Abschnitt soll eine grobe Übersicht über verschiedene Ansätze, Konzepte und eingesetzte Verfahren geben sowie deren jeweilige Anwendungsmöglichkeiten, insbesondere in Bezug auf das Betrachtungsobjekt, diskutieren. Für tiefergehende Darstellungen einzelner Ansätze sei auf die zitierte Fachliteratur verwiesen. Ein „in sich geschlossenes, widerspruchsfreies wissenschaftliches Aussagensystem zur Lebenszykluskostenrechnung“¹⁹⁸ stellt bspw. Zehbold, C. (1996) dar, die Basis der jüngsten LCC-Diskussion und Standardwerk auf diesem Gebiet ist Fabrycky, W.J.; Blanchard, B.S. (1991).

4.1.1.1 Begriff und Abgrenzung

Bei allen Lebenszyklusbetrachtungen wird versucht, die Analogie zu natürlichen zyklischen Vorgängen zu nutzen, wobei nicht-natürlichen Objekten Lebensstadien natürlicher Organismen zugeordnet werden.¹⁹⁹ Es werden Lebenszyklusmodelle für Produkte, für Potenzialfaktoren und für Organisationen unterschieden.²⁰⁰ Dabei ist die Lebenszykluskostenrechnung der Teil des jeweiligen Lebenszyklusmodells, in dem die monetären Auswirkungen eines Systems über seinen Lebenszyklus analysiert und bewertet werden.²⁰¹

¹⁹⁸ Männel, W. im Geleitwort von Zehbold, C. (1996), S.V

¹⁹⁹ Vgl. Szyperski, N. (1989), S.1591ff.

²⁰⁰ Vgl. Zehbold, C. (1996), S.16ff.

²⁰¹ Anmerkung: Streng betriebswirtschaftlich ist der Begriff „Kosten“ an dieser Stelle falsch. Vgl. dazu u.a. Fröhling, O.; Spilker, D. (1990), S.74 oder Coenenberg, A.G.; Fischer, T. Schmitz, J. (1994), S.29

Wird nun der Strang der Produktlebenszykluskostenrechnung weiter verfolgt (ABBILDUNG 16) kann zwischen Lebenszykluskostenrechnung im engeren (ausschließlich Kostenrechnung) und im weiteren Sinne (Kosten- und Erlösrechnung) unterschieden werden. Die marktzyklusorientierte Lebenszykluskostenrechnung hat den Marktzyklus von der Produktreihenentwicklung über Markteinführung, Reife- und Sättigungsphase bis hin zur Degenerationsphase im Fokus. Da dies der Betrachtungsweise des Produktherstellers entspricht, wird sie auch herstellerorientierte Produktlebenszykluskostenrechnung genannt.

Das Pendant hierzu, die kundenorientierte Produktlebenszykluskostenrechnung (auch: Life-Time Costing²⁰²), hat dagegen die physische Lebensdauer eines einzelnen Produkts zum Gegenstand.^{203,204,205,206} Gelegentlich wird nicht der gesamte Lebenszyklus des Produktes als Bezugszeitraum vorgeschlagen sondern nur die eigentliche Betriebsdauer;²⁰⁷ Planung und Entsorgung sind dann nicht mehr Bestandteil der LCC-Analyse.

Gegenstand der folgenden Betrachtungen soll die kundenorientierte Produktlebenszykluskostenrechnung im engeren Sinne sein.

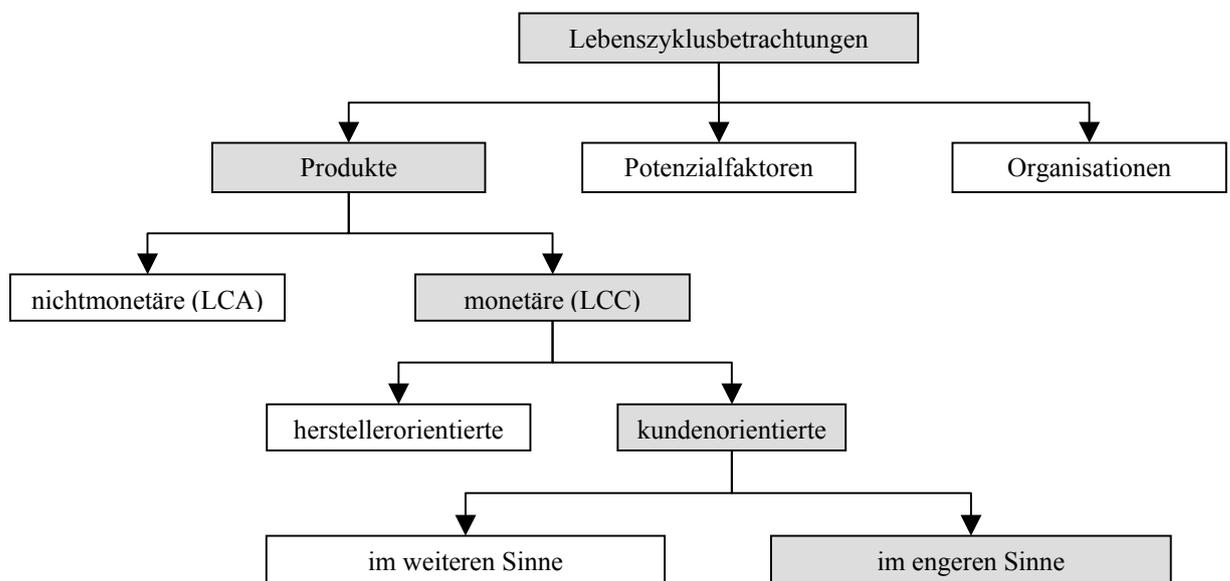


ABBILDUNG 16 „LEBENSZYKLUSBETRACHTUNGEN“
 QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, VGL. ZEBBOLD, C. (1996)

²⁰² Vgl. Dimmers, T. (1999), S.1

²⁰³ Vgl. Zehbold, C. (1996), S.3f.

²⁰⁴ Vgl. Dimmers, T. (1999), S.1

²⁰⁵ Vgl. Zehbold, C. (2001), S.41

²⁰⁶ Vgl. Coenenberg, A.G.; Fischer, T.; Schmitz, J. (1994), S.29f.

²⁰⁷ Vgl. Budris, A.R.; Sabini, E.P.; Erickson, R.B. (2001), S.22

Der Begriff Life-Cycle-Costing wurde den Überlieferungen nach durch das US-amerikanische Verteidigungsministerium in den 1960er Jahren geprägt. In den 1970er Jahren wurde schließlich für alle öffentlichen Investitionen der Militärtechnik ein sogenanntes Life-Cycle-Costing vorgeschrieben.^{208,209}

Heute wird der Begriff Life-Cycle-Costing (auch: Total Cost of Ownership oder Gesamt-Lebensdauerkosten²¹⁰ oder Produkt-Gesamtkosten²¹¹) in der Wissenschaft sehr unterschiedlich diskutiert; ein einheitliches Modell gibt es nicht. Einigkeit besteht lediglich in der Forderung, dass im Rahmen des Life-Cycle-Costing die Folgekosten und sog. Trade-Offs als „Kostensubstitutionen zwischen den Anfangs- und Folgekosten“²¹² berücksichtigt werden sollen.²¹³

Life-Cycle-Costing ist vielmehr ein zusammenhängendes Konstrukt aus Methoden und Verfahren, das darauf abzielt, die kostengünstigste und damit konkurrenzfähigste Lösung einer Dienstleistung oder eines Produktes zu finden.^{214,215,216} Anstelle einer an Abrechnungsperioden orientierten, kurzfristigen Kostenrechnung tritt im Rahmen der Lebenszykluskostenrechnung eine strategisch ausgerichtete Kostenkonzeption, die das Gesamtkostendenken implementiert.²¹⁷ Eng mit dem Konzept des Design-to-Cost verknüpft, wird der Tatsache Rechnung getragen, dass der größte Teil der Kosten bereits mit der Planung eines Systems festgelegt wird, wogegen dem Nutzer nur eine geringe Anzahl an Freiheitsgraden für Maßnahmen zur Kosteneinsparung zur Verfügung steht.²¹⁸ Daher kann eine effektive Lebenszykluskostenrechnung nur dann zum Erfolg führen, wenn nicht nur die mit der Unternehmensführung und dem Unternehmens-Controlling betrauten betriebswirtschaftlichen Managementeinheiten an dem Prozess beteiligt sind, sondern auch die Erfahrung und das Wissen aller am Produktlebenszyklus maßgeblich Beteiligten in die Kostenrechnung einfließen.²¹⁹

Im Gegensatz zu dem Eindruck, den die meisten Übersichten über LCC-Ansätze erwecken, besteht eine enge Verzahnung zwischen den einzelnen Konzepten. Ein theoretischer Herleitungsansatz des Zusammenhangs zwischen Kunden- und Herstellernutzen erfolgt zusammen mit der theoretischen Betrachtung der Quantifizierung der maximal zulässigen Entwicklungskosten in Abschnitt 6.4.3.3.1.

²⁰⁸ Vgl. Yash, P. (1983), S. 535

²⁰⁹ Vgl. Fröhling, O.; Spilker, D. (1990), S.74

²¹⁰ Vgl. Bieniek, K. (1999), S.6

²¹¹ Vgl. VDI 2235 (1987)

²¹² Zehbold, C. (2001), S.41

²¹³ Vgl. Coenenberg, A.G.; Fischer, T.; Schmitz, J. (1994), S.4ff.

²¹⁴ Vgl. Fabrycky, W.J.; Blanchard, B.S. (1991), S.1

²¹⁵ Vgl. Fröhling, O.; Spilker, D. (1990), S.75

²¹⁶ Vgl. Hovstadius, G. (2001), S.30

²¹⁷ Vgl. Zehbold, C. (1996), S.4

²¹⁸ Vgl. Fabrycky, W.J.; Blanchard, B.S. (1991), S.122

²¹⁹ Vgl. Stauß, O. (2000), S.62

4.1.1.2 Verfahren und Methoden

Seit den 1970er Jahren, als das Life-Cycle-Costing weltweit an Akzeptanz gewann, haben eine Vielzahl von Verfahren, Methoden und Vorgehensweisen Eingang in diese lebenszyklusorientierte Kostenrechnung gefunden. Beinahe alle diese Verfahren sind nicht grundlegend neu, sie wurden lediglich aus den verschiedenen Bereichen der Betriebswirtschaft wie z.B. Controlling, Kostenrechnung, Finanzierungsrechnung, Investitionsrechnung, etc. übernommen und an die jeweilige Problemstellung angepasst. Eine Ausnahme bilden diejenigen Konzepte, die ökologische Faktoren berücksichtigen. Ihnen ist mit Abschnitt 5 ein gesondertes Kapitel gewidmet. Im Folgenden sollen die wichtigsten Methoden kurz beschrieben und ihre Anwendungsmöglichkeiten diskutiert werden.

Das Gesamtkonzept unterscheidet sich in der Literatur nur in unwesentlichen Bereichen, wie z.B. dem Grad der Detaillierung oder der Auswahl ganz bestimmter wirtschaftsmathematischer Verfahren zur Lösung eines bestimmten Problems. Zudem wird eine Integration von Life-Cycle-Costing und Target Costing in der Wissenschaft intensiv diskutiert.²²⁰ Aufgrund der Heterogenität der Untersuchungsobjekte hat sich bis heute kein allgemeingültiges Lebenszyklusmodell durchgesetzt.^{221,222} Insgesamt kann jedoch gesagt werden, dass sich der Prozess des Life-Cycle-Costing aus den in ABBILDUNG 17 gezeigten Komponenten zusammensetzt.

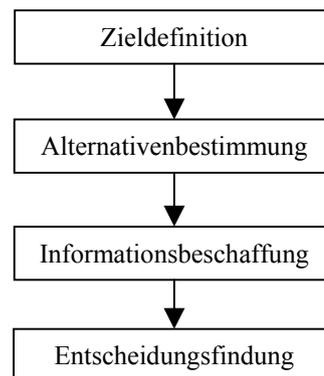


ABBILDUNG 17 „VORGEHENSWEISE LCC“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, VGL. FABRYCKY, W.J.; BLANCHARD, B.S. (1991), S.122FF.

4.1.1.2.1 Zieldefinition

Obwohl das Ziel auf den ersten Blick offensichtlich erscheint, sollte auf die genaue Zieldefinition großer Wert gelegt werden.²²³ So ist der Kontext einer Life-Cycle-Cost-Analyse genau zu untersuchen, da sich dieser von Fall zu Fall deutlich unterscheiden kann. Es ist beispielsweise möglich, eine LCC-Analyse durchzuführen, um eine Investitionsentscheidung zu treffen oder um eine Entscheidungsfindung über die Instandhaltungs- oder Personalpolitik zu unterstützen. Durch die Festlegung auf ein bestimmtes Untersuchungsziel werden Faktoren, die den weiteren Analyseverlauf wesentlich bestimmen, bereits festgelegt; aus

²²⁰ Vertiefungsliteratur: Fischer, T. (1993), S.67ff.; Zehbold, C. (2001), S.42; Coenenberg, A.G.; Fischer, T.; Schmitz, J. (1994), S.1ff.

²²¹ Vgl. Fröhling, O.; Spilker, D. (1990), S.75

²²² Vgl. Jackson, D. (2000), S.3

²²³ Vgl. Fabrycky, W.J.; Blanchard, S.B. (1991), S.130ff.

diesem Grund kommt diesem Analyseschritt eine bedeutende Rolle zu. In TABELLE 6 sind eine Reihe von Anwendungsmöglichkeiten einer LCC-Analyse aufgeführt.

Anwendungsmöglichkeiten einer LCC-Analyse
Suche nach alternativen System- oder Produktszenarien
Suche nach alternativen Systeminstandhaltungskonzepten
Suche nach alternativen Servicekonzepten
Suche nach alternativen Systemkonfigurationen
Suche nach alternativen Zulieferern
Suche nach alternativen Produktionsverfahren
Suche nach alternativen Vertriebskanälen
Suche nach alternativen Logistikkonzepten
Suche nach alternativen Entsorgungskonzepten
Suche nach alternativen Managementkonzepten

TABELLE 6 „ANWENDUNGSMÖGLICHKEITEN EINER LCC-ANALYSE“
 QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG NACH FABRYCKY, W.J.; BLANCHARD, S.B. (1991), S.130

Allerdings ist noch ein weiterer Schritt zu einer effizienten Zielfindung notwendig. So muss aus den genannten, eher abstrakten Problemstellungen eine konkrete Zielgröße abgeleitet werden, die sich mithilfe finanzmathematischer Verfahren berechnen lassen kann.²²⁴ Im Allgemeinen ist diese Zielgröße monetärer Art, es kann sich dabei jedoch auch um abgeleitete Größen wie beispielsweise den *inneren Zinsfuß*, die Amortisationsdauer oder den Erfüllungsgrad einer Zielvorgabe handeln. Untergeordnete Ziele, wie z.B. die Erfüllung eines ganz bestimmten Systemattributs, können als Nebenbedingungen in die Analyse eingehen. Ein Ziel könnte beispielsweise folgendermaßen definiert sein:

Finde ein System, sodass die Lebenszykluskosten einer zu erfüllenden Funktion minimiert werden, unter der Bedingung, dass das System den Anforderungen der einschlägigen Normen entspricht.

4.1.1.2.2 Alternativenbestimmung

Der Suche nach der besten Alternative geht die Identifikation von in Frage kommenden Alternativen voraus. Als Alternative soll in diesem Zusammenhang eine Investitionsmöglichkeit gelten, die alternativ zur sog. Do-nothing-Alternative, also der Nicht-Investition, besteht.²²⁵

Eine Alternative kann aus mehreren Elementen bestehen, die entweder abhängig oder unabhängig voneinander sein können. Abhängig sind die Elemente dann, wenn die Veränderung eines Elements einer Alternative die Veränderung eines anderen Elements derselben Alternative nach sich zieht; Unabhängigkeit der Elemente besteht im umgekehrten Fall. Tatsächlich sind die wenigsten Elemente voneinander unabhängig. Ist die Beziehung zwischen den Elementen allerdings nur indirekt und durch unabhängige Störgrößen verzerrt, können solche Elemente auch wie unabhängige Elemente behandelt werden.²²⁶ Weiterhin gibt es Elemente, deren Eigenschaften nicht direkt beeinflussbar, also unsicher, sind. Die

²²⁴ Vgl. Fabrycky, W.J.; Blanchard, S.B. (1991), S.130ff.

²²⁵ Anmerkung: Gesetzliche Bestimmungen können die Nicht-Investition ausschließen. Dieser Sachverhalt liegt bei der Betrachtung von Abwasserpumpstationen vor.

²²⁶ Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.79f.

Alternativen selbst sollen im Folgenden als unabhängig voneinander gelten. Die theoretische Anzahl an möglichen Alternativen wird von der Anzahl der Elemente bestimmt zu:

$$A = 2^E .$$

GLEICHUNG 27 „THEORETISCHE ANZAHL AN INVESTITIONSMALTERNATIVEN“

Diese höchstmögliche Anzahl an Alternativen wird in der Praxis aus mehreren Gründen jedoch nicht zur Verfügung stehen. Erstens gilt GLEICHUNG 27 nur bei unabhängigen Elementen. Wie in Abschnitt 3.1 gezeigt wird, trifft dies bei technischen Systemen nur in Ausnahmefällen und nie für alle Elemente zu. Viele theoretische Alternativen können gesetzlichen Verboten oder anderen Beschränkungen unterliegen. Und schließlich ist es auch nicht erstrebenswert, tatsächlich alle Alternativen zu untersuchen, da dies zu einem unverhältnismäßigem Aufwand führen würde. Für die praktische Anwendung gilt also:

$$A \ll 2^E$$

GLEICHUNG 28 „PRAKTISCHE ANZAHL AN INVESTITIONSMALTERNATIVEN“

Die gefilterten Alternativen sind nun sorgfältig zu spezifizieren, denn alle weiteren Berechnungsschritte und schließlich auch die Entscheidungsfindung werden auf diesen Spezifikationen beruhen.

4.1.1.2.3 Informationsbeschaffung

Die besondere Schwierigkeit der Informationsbeschaffung liegt darin, dass der Großteil der relevanten Informationen die Zukunft betrifft und daher Abhängigkeit von unvorhersehbaren, stochastischen Ereignissen besteht. In der Literatur wird dieses Problem auch als „The problem of total cost visibility“²²⁷ beschrieben und mit einem Eisberg (ABBILDUNG 18) verglichen.

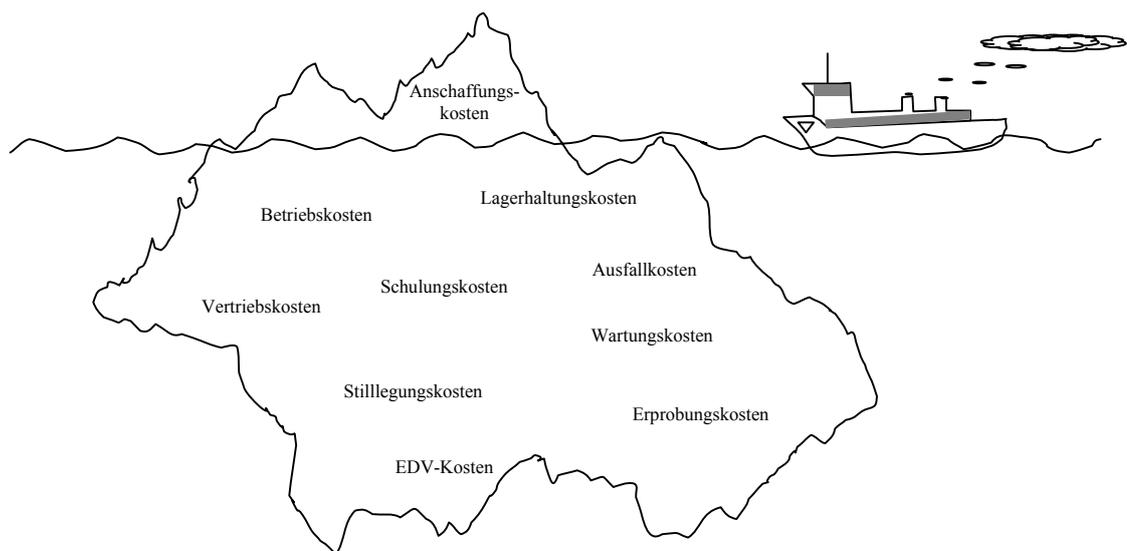


ABBILDUNG 18 „THE PROBLEM OF TOTAL COST VISIBILITY“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG IN ANLEHNUNG AN FABRYCKY, W.J.; BLANCHARD, B.S. (1991), S.124

²²⁷ Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.124

Aus diesem Grund ist es besonders wichtig, die Handlungen und Phasen des Lebenszyklus, die Einfluss auf die Lebenszykluskosten haben, zu identifizieren und die Beziehung zwischen den Handlungen und den Kosten zu konkretisieren. Zur Identifikation der kostenbehafteten Lebenszyklusabschnitte ist es zweckmäßig, eine sog. Cost Breakdown Structure (CBS) des jeweiligen zu untersuchenden Systems zu entwerfen.²²⁸ Die CBS ist die Ausgangsbasis für die Berechnung und die Kontrolle der Lebenszykluskosten. Ein allgemeines Beispiel für eine CBS ist in ABBILDUNG 19 aufgezeigt.

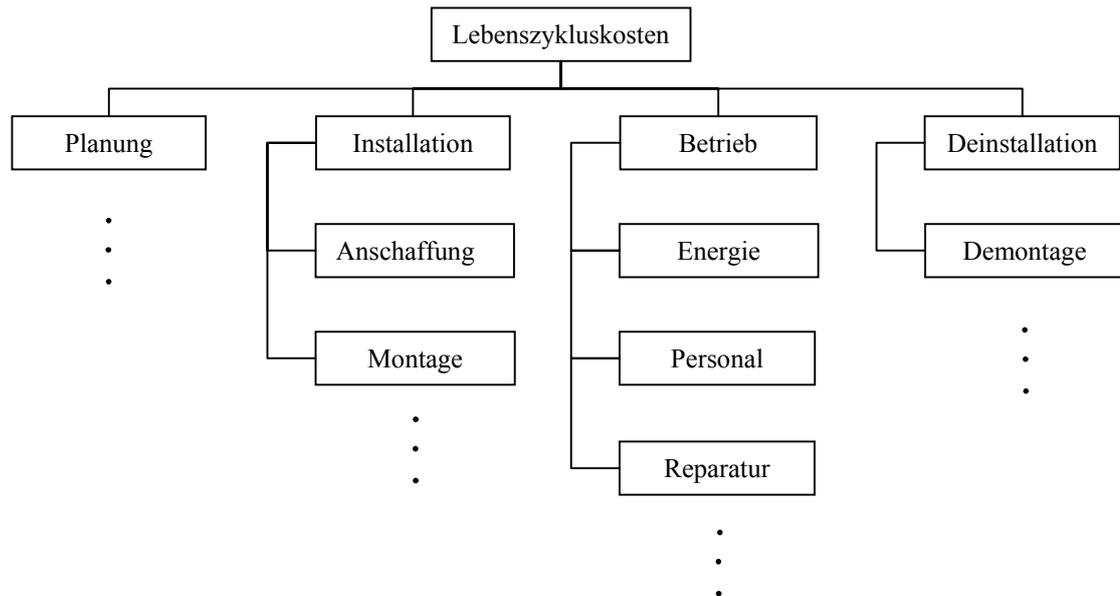


ABBILDUNG 19 „CBS ALLGEMEIN“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG IN ANLEHNUNG AN FABRYCKY, W.L.; BLANCHARD, B.S. (1991), S.333

So lässt sich der Produktlebenszyklus in vier Hauptphasen unterteilen:

1. Planungsphase
2. Installationsphase
3. Betriebsphase
4. Deinstallationsphase

In der Planungsphase fallen Kosten für Planung, Marktanalyse, Machbarkeitsstudien, Konstruktion und Dokumentation des Systems an. Die Installationsphase umfasst die Kosten für Herstellung, Testläufe, Qualitätskontrolle und Logistik des Systems sowie der Hilfskomponenten. Die Betriebsphase beinhaltet – als meist längster Lebenszyklusabschnitt – die Betriebs-, Wartungs- und Reparaturkosten, während in der Deinstallationsphase Kosten für Deinstallation und Entsorgung anfallen. Die Verteilung der Kosten auf die Lebenszyklusphasen sind von System zu System sehr unterschiedlich. Es kann aber gesagt werden, dass mit Recht die Notwendigkeit einer aufwendigen LCC-Analyse angezweifelt

²²⁸ Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.28ff.

werden kann, wenn ein erheblicher Teil der Kosten vor der Betriebsphase entsteht. In diesem Fall ist eine zeitpunktorientierte, statische Untersuchung ausreichend.

Der nächste Schritt zur Informationsbeschaffung ist die Entwicklung eines Kostenmodells (Cost Estimating Relationship (CER)), in dem die Beziehungen zwischen kostenbehafteten Handlungen und Ereignissen auf der einen und den Kosten auf der anderen Seite mathematisch formuliert werden.²²⁹ Die Komplexität dieses Modells ist sehr stark vom Ziel und dem zu untersuchenden System abhängig. Während in manchen Fällen eine einfache Gleichung den Sachverhalt hinreichend beschreibt, kann dazu in anderen Fällen ein komplexes Computerprogramm notwendig sein. Es gibt allerdings einige Prinzipien, die bei der Entwicklung jedes Kostenmodells beachtet werden sollen:

1. Das Modell soll transparent sein, alle relevanten Faktoren enthalten und zuverlässig arbeiten.²³⁰
2. Das Modell soll die Veränderlichkeit des Systems über die Lebensdauer widerspiegeln.²³¹
3. Das Modell soll die Möglichkeit geben, sowohl das Gesamtsystem als auch einzelne Systemkomponenten zu analysieren.²³²
4. Das Modell soll so einfach wie möglich gehalten sein, um eine schnelle Auswertung sicherzustellen.²³³
5. Das Modell soll leicht an Änderungen angepasst werden können.²³⁴

Schließlich muss das Kostenmodell mit Daten gefüllt werden. Dazu gibt die Modellstruktur und das Untersuchungsziel die benötigte Datenqualität vor. Die Daten sollten so vorliegen, dass sie unter geringem Aufwand in das Kostenmodell eingebunden werden können.

Je nach Lebenszyklusphase, in der die LCC-Analyse durchgeführt werden soll, gibt es verschiedene Methoden, die Kosten abzuschätzen oder zu berechnen. Während es bei und vor der Investitionsentscheidung meist nur die Möglichkeit einer – naturgemäß sehr unsicheren – parametrischen Kostenabschätzung gibt, können bei Systemrevisionen während späterer Phasen die analogieorientierte Kostenabschätzung oder das Direct Engineering Estimating (DEE) zur Anwendung kommen. Während die letztgenannten Verfahren eine sicherere Datenlage verschaffen, ist die Möglichkeit, zu einem späteren Zeitpunkt steuernd in das System einzugreifen, auch stärker beschränkt. Durch eine kontinuierliche Verfolgung der Lebenszykluskosten auch während der Betriebsphase, können die Auswirkungen gravierender technischer oder betriebswirtschaftlicher Veränderungen, gerade im Hinblick auf Folgeinvestitionen, besser beurteilt werden als lediglich durch eine einmalige Durchführung der Untersuchung.²³⁵

²²⁹ Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.159ff.

²³⁰ Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.134

²³¹ Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.134

²³² Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.134

²³³ Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.134

²³⁴ Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.134

²³⁵ Vgl. Fröhling, O.; Spilker, D. (1990), S.75

Die parametrische Kostenabschätzung basiert auf der Vermutung, dass ein funktionaler Zusammenhang von Inputfaktoren und Kosten besteht. Hier kommen hauptsächlich statistische Schätzverfahren wie z. B. die Regressionsanalyse zum Einsatz.²³⁶

Die analogieorientierte Kostenabschätzung basiert auf der Übertragung von Erfahrungen eines bekannten Systems auf ein unbekanntes, wobei angenommen wird, dass das unbekannte System dem bekannten in wichtigen Strukturen ähnelt.²³⁷

Bei Anwendung des Direct Engineering Estimating werden die genauen Systemkenntnisse der mit der Entwicklung betrauten Ingenieure systematisch genutzt, um Kostendaten zu eruieren.²³⁸

Sobald das Kostenmodell entwickelt ist, kann damit begonnen werden, das Kostenprofil des Systems zu charakterisieren. Dabei werden die ermittelten Kosten der kostenbehafteten Handlungen und Ereignisse den einzelnen Kostenkategorien der Cost Breakdown Structure – auf den Tag der Entscheidung *diskontiert* – zugeordnet. Diese Kosten werden um Inflationseffekte, Lernkurveneffekte, etc. korrigiert und über der Lebensdauer abgetragen.

4.1.1.2.4 Entscheidungsfindung

Um letztendlich zu einer Investitionsentscheidung zu gelangen, müssen nun die Ergebnisse der Informationsbeschaffung ausgewertet werden. Die Finanzwissenschaft stellt dazu eine Vielzahl an Methoden und Verfahren bereit, die schon seit langem mit Erfolg in der Praxis angewendet werden. Eine Auswahl sei im Folgenden kurz vorgestellt und erläutert.

Kapitalwertmethode

„Die Kapitalwertmethode ist das zentrale Verfahren für finanzwirtschaftliche Entscheidungen.“²³⁹ Der Kapitalwert bezeichnet den gegenwärtigen Wert C_0 zukünftiger Einzahlungen c_n und Auszahlungen a_n bei Berücksichtigung des entsprechenden Marktzinssatzes r . Er berechnet sich zu:

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

GLEICHUNG 29 „KAPITALWERT“

Das Kapitalwertkriterium sagt aus, dass eine Investitionsalternative einer anderen vorzuziehen ist, wenn deren Kapitalwert einen höheren Wert aufweist. Ist jedoch der Kapitalwert kleiner als Null, so soll keine Investition durchgeführt werden.

²³⁶ Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.147

²³⁷ Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.146

²³⁸ Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.144ff.

²³⁹ Buckley et al. (2000), S.107

Für Lebenszyklusbetrachtungen im engeren Sinne ist GLEICHUNG 29 wie folgt zu ändern, da ausschließlich Auszahlungen betrachtet werden:

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

GLEICHUNG 30 „KAPITALWERT (NUR KOSTEN)“

Auch das Kapitalwertkriterium muss entsprechend angepasst werden, da der Kapitalwert stets kleiner als null sein wird, weil Erlöse unbetrachtet bleiben.

Ziehe die Alternative A der Alternative B vor, wenn gilt: $C_{0,A} > C_{0,B}$.

Vorsicht ist bei der Kapitalwertmethode bei der Berücksichtigung von zukünftigen (Umwelt-) Schäden angebracht. Da der Kapitalwert später anfallende Cash Flows niedriger bewertet als heutige, berücksichtigt er nicht, dass ein heute nicht behobener Schaden u.U. in der Zukunft weitaus höhere Folgeschäden nach sich ziehen kann. Beispielsweise kann die Behebung einer Ölpest in 50 Jahren u.U. einen geringeren Kapitalwert haben als der heutige Austausch eines schadhafte Rohrstücks. Bei der Wahl des Kapitalwerts derartiger Ereignisse ist es von Bedeutung, ob der entstandene Schaden durch die selbstreinigenden Kräfte der Natur repariert oder abgeschwächt wird (Diskontierungsfaktor größer eins), oder aber ob diese nicht zum Tragen kommen und sich der Schaden u.U. verschlimmert (Diskontierungsfaktor kleiner eins).

Endwertmethode

Der Endwert beschreibt den Wert C_e , den ein Investor nach n Jahren erzielen wird, wenn er sich den Betrag a_n für einen Zeitraum n zu einem Zinssatz r vom Kapitalmarkt beschafft und den Betrag c_n für einen Zeitraum n zu einem Zinssatz r am Kapitalmarkt anlegt:

$$C_e = -\sum_{n=0}^N a_n \cdot r^{N-n} + \sum_{n=0}^N c_n \cdot r^{N-n}$$

GLEICHUNG 31 „ENDWERT“

Das Endwertkriterium besagt, dass eine Investitionsmöglichkeit dann einer anderen vorzuziehen ist, wenn deren Endwert größer ist. Weisen alle Investitionsmöglichkeiten einen Kapitalendwert auf, der den Wert der Anfangsinvestition zum Zeitpunkt der Anfangsinvestition nicht übersteigt, so soll nicht investiert werden. In Analogie zur Kapitalwertmethode muss für Lebenszykluskostenbetrachtungen im engeren Sinne GLEICHUNG 31 wie folgt angepasst werden:

$$C_e = -\sum_{n=0}^N a_n \cdot r^{N-n}$$

GLEICHUNG 32 „ENDWERT (NUR KOSTEN)“

Break-Even-Analyse

Eine Break-Even-Analyse wird meist dann angewendet, wenn zwei oder mehrere Investitionsentscheidungen ähnliche Kapitalwerte aufweisen und die Liquidität bei der Entscheidung eine wichtige Rolle spielt. Dabei wird untersucht, zu welchem Zeitpunkt der Vorteil der besseren Alternative gegenüber den anderen realisiert wird.²⁴⁰ Tritt dieser Vorteil erst zu einem späten Zeitpunkt auf, so können liquiditätsorientierte Überlegungen eine Entscheidung gegen die Investitionsalternative mit dem höchsten Kapitalwert rechtfertigen. Eine wesentliche Rolle spielt dabei die Überlegung, dass ein Ereignis in ferner Zukunft unwahrscheinlicher ist als ein Ereignis in naher Zukunft. Es könnte ja der Fall eintreten, dass durch unvorhergesehene Ereignisse die tatsächliche Lebensdauer vor der Realisierung des Vorteils endet.

Payout-Analyse

Eine Payout-Analyse ähnelt der Break-Even-Analyse. Sie wird jedoch nicht, wie diese, zeitpunktorientiert durchgeführt, sondern wird eingesetzt, um herauszufinden, wann ein erbrachter Vorteil in einer Kategorie (z. B. Senkung der Personalkosten) durch einen dadurch hervorgerufenen Nachteil (z. B. erhöhte Energiekosten) ausgeglichen wird (Trade-Off-Effekte).²⁴¹

Monte-Carlo-Simulation

Die Monte-Carlo-Simulation ist ein Ansatz zur Entscheidungsfindung, wenn einige Elemente des verwendeten ökonomischen Modells stochastischen Häufigkeitsverteilungen unterliegen. In diesen Fällen ist keine analytische Lösung des Problems möglich, und die Lösung muss durch eine Simulation erfolgen. Bei der Monte-Carlo-Simulation werden die Häufigkeitsverteilungen genutzt, um Zufallszahlen entsprechend der Häufigkeitsverteilungen zu erzeugen. Nach einer hohen Zahl an Berechnungsvorgängen, in denen diese Zufallszahlen verarbeitet werden, konvergiert der gleitende Durchschnitt der Zielgröße gegen den Wert mit der höchsten Eintrittswahrscheinlichkeit.²⁴²

²⁴⁰ Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.218ff.

²⁴¹ Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.218ff.

²⁴² Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.186ff.

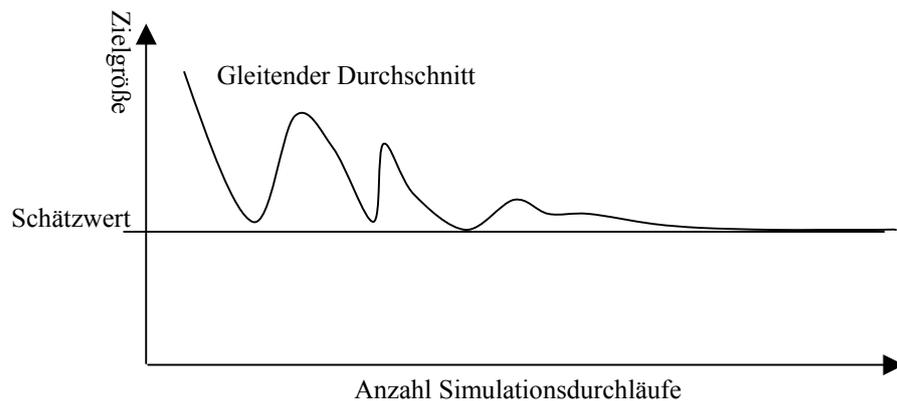


ABBILDUNG 20 „MONTE-CARLO-SIMULATION“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG IN ANLEHNUNG AN FABRYCKY, W.J.; BLANCHARD, B.S. (1991), S.189

Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse ist ein Instrument zur Bestimmung des Einflusses eines System- oder Umfeldparameters auf die Zielgröße. Dabei wird der zu untersuchende Parameter *ceteris paribus*, ausgehend von einem Ausgangswert, in definierten Schritten nach unten und nach oben variiert, wobei gleichzeitig für den jeweiligen Wert des Parameters der Wert der Zielgröße berechnet wird. Für das Ergebnis einer Sensitivitätsanalyse kann allgemeingültig gesagt werden, dass je höher die Grenzsensitivität der Zielgröße nach der Größe des zu untersuchenden Parameters ist, desto höher ist auch dessen Einfluss auf die Zielgröße.²⁴³ Dieses Verfahren ist besonders gut dazu geeignet, um (potenzielle) Kostentreiber des Systems zu identifizieren.^{244,245}

Nachdem die wesentlichen Verfahren und Methoden einer LCC-Analyse beschrieben wurden, soll im Folgenden ein geeignetes Konzept entwickelt und vorgestellt werden.

4.1.2 Auswahl und Beschreibung eines geeigneten Konzeptes

In Übereinstimmung mit den Zielen dieser Arbeit und den Wünschen des Praxispartners soll eine LCC-Untersuchung aus Kundensicht erfolgen. Zwar ist die KSB AG Hersteller von im Betrachtungsobjekt eingesetzten Komponenten, jedoch besteht das Ziel, im Rahmen des strategischen Marketings zu überprüfen, welche Parameter die Lebenszykluskosten des Kunden signifikant beeinflussen. Diese LCC-Analyse lässt sich jedoch auch in den Kontext einer herstellerorientierten Lebenszyklusbetrachtung einordnen. Werden, wie in ABBILDUNG 21 zu sehen, auf der Ordinate die Gewinne aufgetragen und auf der Abszisse die Zeit, so beschreibt das Integral der Gewinne über der Zeit die kumulierten Gewinne über den Lebenszyklus. Ein gewinnorientiertes Unternehmen wird also im Regelfall bestrebt sein, die

²⁴³ Vgl. Fabrycky, W.L.; Blanchard, B.S. (1991), S.180ff.

²⁴⁴ Vgl. Fröhling, O.; Spilker, D. (1990), S.75

²⁴⁵ Vgl. Günther, T.; Kriegbaum, C. (1997), S.1161

sich in der Grafik ergebende Fläche zwischen $U(t)$ und $K(t)$ zu vergrößern. Dies kann entweder durch eine Vergrößerung des Ordinatenabschnitts (Steigerung des Umsatzes) oder des Abszissenabschnitts (Ausdehnung der Verkaufsdauer) erreicht werden.

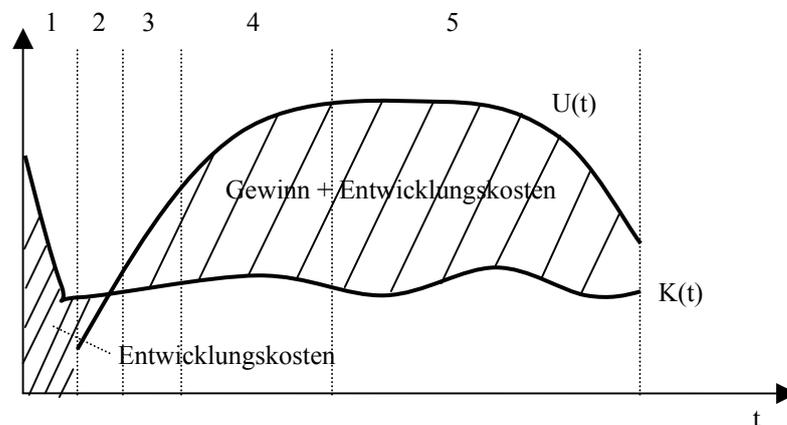


ABBILDUNG 21 „HERSTELLERORIENTIERTE LCC“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, VGL. ZEBOLD, C. (1996); VGL. FABRYCKY, W.J.; BLANCHARD, B.S. (1991)

Erklärungen zu ABBILDUNG 21:

1. Entwicklungsphase
2. Markteinführungsphase
3. Wachstumsphase
4. Sättigungsphase
5. Reifephase

Sollten die Ergebnisse dieser Untersuchung Entwicklungsbedarf aufzeigen, kann – bei deren strategisch effektivem Einsatz – der Gesamtgewinn über den Marktzyklus gesteigert werden.²⁴⁶ Aus diesem Grund wird diese Untersuchung aus kundenorientierter Sicht durchgeführt. Wie Kunden- und Herstellerinteressen zusammenhängen, ist Thema des Abschnitts 6.4.3.3.1.²⁴⁷

Das Betrachtungsobjekt ist eine Komponente eines übergeordneten Systems zur Erfüllung einer Dienstleistung. Erst die vollständige Erfüllung dieser Dienstleistung erwirtschaftet Erlöse. Da sich diese im Gegensatz zum Großteil der Kosten den einzelnen Komponenten nicht mehr eindeutig zuordnen lassen, kann nur eine Lebenszykluskostenrechnung im engeren Sinne durchgeführt werden.

Da es sich bei dem Betrachtungsobjekt weder um ein Potenzial noch um eine Organisation handelt, wird bei der späteren Modellerstellung eine kundenorientierte Produktlebenszykluskostenrechnung im engeren Sinne modelliert.

²⁴⁶ Vgl. Ondrey, G. (2000), S.33

²⁴⁷ Vgl. Fröhling, O.; Spilker, D. (1990), S.76f.

Nahezu alle Werkzeuge, die in den vorhergehenden Abschnitten vorgestellt wurden, sollen zur Anwendung kommen, um die Ergebnisse auf eine möglichst breite wissenschaftliche Basis stellen zu können. So ist die Grundlage der Informationsbeschaffung die Cost Breakdown Structure, auf deren Basis die Kosten je nach Datenverfügbarkeit mithilfe des DEE, der parametrischen und der analogieorientierten Kostenabschätzung modelliert werden. Dabei sollen die Grundsätze der Modellierung, wie in Kapitel 4.1.1.2.3 beschrieben, eingehalten werden. Unsichere Größen sollen mithilfe einer Monte-Carlo-Simulation abgeschätzt werden. Das in der Literatur vorgeschlagene Kostenprofil wird durch ein Cash-Flow-Profil ersetzt. Zwar wird auch in ihm mit abgezinsten realen Werten gerechnet, jedoch werden im Unterschied zum Kostenprofil keine Abschreibungen berücksichtigt sondern die Investitionsauszahlung einmalig zu Beginn der Nutzungsdauer einbezogen. Auf diese Weise soll dem Liquiditätsproblem besondere Rechnung getragen werden. Dieses Vorgehen stützt sich auf die Ausführungen Schmalenbachs, Coenenbergs, Fischers und Schmitz'.²⁴⁸

Als Bewertungsgrundlage kommt der Kapitalwert zur Anwendung, da sich dieser bei Investitionsentscheidungen allgemein durchgesetzt hat, und ihm im gegebenen Fall die größtmögliche Aussagekraft zugesprochen wird.²⁴⁹ Auf diese Weise lassen sich Einsparungen der Lebenszykluskosten direkt in eine, den Einsparungen äquivalente, Preiserhöhung überführen. Als Auswertungsmethoden soll, zur Bewertung von Einflüssen, die Methode der Sensitivitätsanalyse zur Anwendung kommen. Für Bewertungen des Umfelds wird die Szenarioanalyse als geeignet angesehen und soll daher durchgeführt werden. Unterschiedliche Systeme sollen mithilfe von Break-Even- und Payout-Analysen verglichen werden.

Im Folgenden sollen die zu berücksichtigenden Umgebungsbedingungen beschrieben und analysiert werden.

4.2 Die Abwasserwirtschaft in Deutschland

Eine Lebenszykluskosten-Analyse darf an den Systemgrenzen des Betrachtungsobjekts nicht abrupt enden sondern muss die Umgebungsbedingungen, denen das zu untersuchende System ausgesetzt ist, berücksichtigen.²⁵⁰ Einen groben Einblick in diese Umgebungsbedingungen sollen die folgenden Abschnitte geben.

4.2.1 Überblick

Die öffentliche Abwasserentsorgung ist in Deutschland eine hoheitliche Aufgabe, die in kommunaler Trägerschaft erfolgt.

Allein in der Bundesrepublik bildet die Abwasserentsorgung einen riesigen Markt. Mit einem jährlichen Investitionsvolumen von etwa 6 Mrd. EUR im Jahr 2002 rangiert sie bspw. nur knapp hinter der gesamten chemischen Industrie.²⁵¹ Laut Schätzungen des Markt-

²⁴⁸ Vgl. Coenenberg, A.G.; Fischer, T.; Schmitz, J. (1994), S.29

²⁴⁹ Vgl. Hydraulic Institute; Europump (Hrsg.) (2001), S.10ff.

²⁵⁰ Vgl. Tutterov, V.; Hovstadius, G.; McKane, A. (2001), S.444f.

²⁵¹ Vgl. ATV-DVWK; BGW (Hrsg.) (2002), S.5

forschungsinstituts Marketing Research for Industry Ltd. (MSI) wird sich dieses Investitionsniveau in den nächsten Jahren bis 2006 um etwa 6 % vermindern.²⁵² Die wirtschaftliche Situation der kommunalen Abwasserentsorgungsbetriebe ist jedoch meist schlecht. Besonders in den Neuen Bundesländern werden aus diesem Grund auf Landesebene hohe Zuschüsse gezahlt. In dem fortschreitenden Privatisierungs- und Liberalisierungsprozess in der Wasser- und Abwasserwirtschaft werden große Zukunftschancen gesehen. Besonders mit einer – schon seit langem diskutierten – Vereinheitlichung der Mehrwertsteuer für Wasser (zz. 7 %) und Abwasser (zz. 16 %) wird eine Beschleunigung der Konzentrationsprozesse erwartet.²⁵³

1998 hatten etwa 93 % der deutschen Wohnbevölkerung Anschluss an die öffentliche Kanalisation. Dabei sind die Unterschiede zwischen den Bundesländern teilweise erheblich. Für denselben Zeitpunkt wurde z.B. für die Hansestadt Bremen ein Anschlussgrad von 100 % und für das Land Brandenburg von 69 % gemeldet.²⁵⁴

Die Gesamtlänge der öffentlichen Kanalisation wird auf etwa 500.000 km geschätzt, wovon etwa 47.000 km auf die Neuen Bundesländer entfallen. Davon werden etwa 51 % als Mischkanalisation, 30 % als Schmutzwasserkanalisation und 19 % als Niederschlagskanalisation geführt.²⁵⁵

4.2.2 Gesetzgebung

Dieser Abschnitt soll einen kurzen Einblick in das komplexe juristische System, in das sich die Abwasserwirtschaft einordnet, verschaffen. Für tiefergehende Ausführungen sei auf die zitierte Fachliteratur verwiesen.²⁵⁶

4.2.2.1 Zuständigkeiten

Die Zuteilung der gesetzgebenden Macht auf die Bundesregierung und die Bundesländer wird durch das Grundgesetz geregelt. Danach wird dem Bund das Recht übertragen, Rahmenvorschriften für den Wasserhaushalt zu erlassen. Deren Umsetzung obliegt den Bundesländern.²⁵⁷ Da die Wasserwirtschaft als Teil der Umweltpolitik wahrgenommen wird, werden Grundsatzfragen auf diesem Gebiet durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) behandelt. In den meisten Bundesländern wird die Verwaltung der Wasserwirtschaft auf drei Ebenen aufgeteilt. Die oberste Behörde ist das zuständige Landesministerium. Regionale Planungsaufgaben werden durch Bezirksregierungen, Regierungspräsidien und Landesämter übernommen. Fachbehörden obliegt die Fachberatung und die Überwachung der Gewässer.²⁵⁸ Die Kommunen sind letztlich dazu

²⁵² Vgl. MSI (Hrsg.) (2002), S.1

²⁵³ Vgl. MSI (Hrsg.) (2002), S.14ff.

²⁵⁴ Vgl. MSI (Hrsg.) (2002), S.41

²⁵⁵ Vgl. MSI (Hrsg.) (2002)

²⁵⁶ Vertiefungsliteratur: Hillenbrand-Beck, R. (1995); Franzheim (1991); Schmeken; Müller (1993); eine Liste wichtiger Gesetze und Vorschriften zum Thema: Weismann, D. (1999), S.276ff.

²⁵⁷ Vgl. Artikel 75 Abs. 1 Nr. 4 GG

²⁵⁸ Vgl. MSI (Hrsg.) (2002), S.9

verpflichtet, die zentrale Abwasserentsorgung im Rahmen ihrer Selbstverwaltung sicherzustellen.²⁵⁹

4.2.2.2 Wasserrecht

Wasserhaushaltsgesetz (WHG)

Das WHG (1957) legt als Rahmengesetz des Bundes Grundsätzliches über die Gewässerbewirtschaftung fest. So sind die Gewässer gemäß dem Vorsorgeprinzip so zu bewirtschaften, dass dem Wohl der Allgemeinheit und des Einzelnen gedient wird, ohne dabei vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen herbeizuführen.²⁶⁰ Mit der sechsten Novelle des WHG von 1996 wurde das Gesetz an die Europäischen Wasserrahmenrichtlinien angeglichen.

Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG der Europäischen Gemeinschaft

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie trat im Jahr 2000 in Kraft und soll eine hohe ökologische und chemische Qualität der Oberflächengewässer in der EU sicherstellen. Die Schwerpunkte sind:

- integrierte Planung und Bewirtschaftung der Wasserressourcen
- gute ökologische Wasserqualität für verschiedene Gewässertypen
- Mindestanforderungen für ca. 30 prioritäre Stoffe
- emissions- und immissionsbezogene Maßnahmen zur Schadstoffreduzierung
- grundsätzliche Verpflichtung zur Anwendung des Kostendeckungsprinzips²⁶¹

Abwasserabgabengesetz (AbwAG)

Seit 1981 in Kraft verlangt das AbwAG eine durch die Länder zu erhebende Abwassergebühr. Die Höhe der Gebühr wird durch die Schädlichkeit und die Menge der eingeleiteten Stoffe bestimmt. Bestimmt wird die Schädlichkeit „unter Zugrundelegung der oxidierbaren Stoffe...der organischen Halogenverbindungen, der Metalle Quecksilber, Cadmium, ... und ihrer Verbindungen sowie der Giftigkeit des Abwassers gegenüber Fischen...“.²⁶² Seit 01.01.2002 beträgt die Gebühr 35,79 EUR je Schadeinheit und Jahr.²⁶³

Abwasserverordnung (AbwV)

Die Abwasserverordnung regelt lediglich die Mindestanforderungen, die bei der Erteilung einer Erlaubnis für das Einleiten in Gewässer festzusetzen sind.²⁶⁴

²⁵⁹ Vgl. Artikel 28 Abs. 2 GG

²⁶⁰ Vgl. §1a Abs.1 Satz 1 WHG

²⁶¹ MSI (Hrsg.) (2002), S.10

²⁶² § 3 Abs.1 Satz 1 AbwAG

²⁶³ § 9 Abs. 4 AbwAG

²⁶⁴ § 1 Abs. 1 Satz 1 AbwV

§ 324a StGB „Bodenverunreinigung“

§ 324a StGB stellt eine Bodenverunreinigung unter Strafe, „die geeignet ist, die Gesundheit eines anderen, Tiere, Pflanzen oder andere Sachen von bedeutendem Wert oder ein Gewässer zu schädigen“. Auch hier ist der Versuch bereits strafbar.²⁶⁹

§ 326 StGB „Umweltgefährdende Abfallbeseitigung“

Nach § 326 StGB macht sich strafbar, wer „unbefugt Abfälle ... außerhalb einer dafür zugelassenen Anlage oder unter wesentlicher Abweichung von einem vorgeschriebenen oder zugelassenen Verfahren behandelt, lagert, ablagert, abläßt oder sonst beseitigt.“²⁷⁰ Da „unter den strafrechtlichen Begriff des Abfalls auch das Abwasser fällt“²⁷¹, kann § 326 StGB in den Fällen angewendet werden, wenn der Beweis einer Verunreinigung nach § 324 bzw. § 324a StGB nicht erbracht werden kann, weil es sich hierbei bereits um ein „abstraktes Gefährdungsdelikt“ handelt.²⁷² So können Handlungen, die „nach der Lebenserfahrung für die ökologisch wichtigen Schutzgüter ... gefährlich sind, unter Strafe gestellt werden, ohne daß es einer Verletzung oder konkreten Gefährdung der Güter ... bedarf“. Auf diese Weise ist faktisch schon die generelle Eignung einer Abwasserbeseitigung, das Grundwasser oder den Boden zu verunreinigen, ausreichend.^{273,274}

§ 330 StGB „Besonders schwerer Fall einer Umweltstraftat“

Voraussetzung für die Anwendung von § 330 StGB ist die Erfüllung eines Grundtatbestandes nach § 324 StGB, § 324a StGB oder § 326 StGB in „besonders schwerem Fall“.²⁷⁵ Beispiele besonders schwerer Fälle sind die Gefährdung der öffentlichen Wasserversorgung, Handlung aus Gewinnsucht²⁷⁶ oder die Verursachung des Todes eines Menschen²⁷⁷.

Strafrechtliche Verantwortung

Die oben diskutierten Straftatbestände sind in der Praxis ausschließlich Unterlassungstatbestände.²⁷⁸ Als Täter kann also nur in Betracht kommen, wer eine Rechtspflicht zur Abwendung der strafbaren Handlungen nach § 324 StGB, § 324a StGB und § 326 StGB hat.²⁷⁹ Diese Pflicht wird auch als sog. „Garantenstellung“ bezeichnet.

Auf Grund der Verpflichtung der Kommune zur Abwasserbeseitigung durch die Landeswassergesetze kommt ihr diese Garantenstellung zu. Da Investitionen im Abwasserbereich meist von „außergewöhnlicher Höhe“ sind, liegt die Entscheidung über deren Durchführungen bei den kommunalen Räten. Obwohl der Entscheidungsträger das gesamte

²⁶⁹ § 324a Abs. 1 und 2 StGB

²⁷⁰ § 326 Abs. 1 StGB

²⁷¹ BGH-Urteil vom 19.08.1992 – 2 StR 865/92 = ZfW 1993, 153, zitiert nach: Hillenbrand-Beck, R. (1995), S.328

²⁷² Hillenbrand-Beck, R. (1995), S.328

²⁷³ Vgl. Himmel; Sanden (1991), S.115, zitiert nach: Hillenbrand-Beck, R. (1995), S.328

²⁷⁴ Vgl. Franzheim (1991), S.75f.

²⁷⁵ Vgl. § 330 Abs. 1 Satz 1 StGB

²⁷⁶ Vgl. § 330 Abs. 1 Satz 1 Nr. 2 und 4 StGB

²⁷⁷ Vgl. § 330 Abs. 2 Satz 1 Nr. 2 StGB

²⁷⁸ Vgl. Hillenbrand-Beck, R. (1995), S.329

²⁷⁹ Vgl. § 13 Abs. 1 StGB

Gremium ist, folgt nach § 14 StGB die strafrechtliche Verantwortung jedes einzelnen Ratsmitglieds, das gegen die notwendigen Maßnahmen abgestimmt hat.^{280,281}

4.2.2.3.2 Zivilrechtliche Haftung

Eine zivilrechtliche Haftung kommt im Gegensatz zur strafrechtlichen Haftung selbst dann in Betracht, wenn dem Entwässerungsbetreiber kein Verschulden zur Last gelegt werden kann! Für den Betrachtungsgegenstand dieser Arbeit ist die in § 22 WHG beschriebene, sog. Anlagenhaftung relevant.²⁸² Dabei besteht lediglich die Voraussetzung, dass der Anlagenbetrieb typischerweise Gefahren für die Gewässerbeschaffenheit mit sich bringt.²⁸³

Die Verantwortung wird sehr umfassend ausgelegt. So haftet der Inhaber der Anlage unabhängig davon, ob mit dem Austritt gefährlicher Stoffe gerechnet werden konnte oder die Einleitung der schadenverursachenden Stoffe per Satzung sogar verboten war. „Nach der Erfahrung des Lebens, bei der menschlichen Unzulänglichkeit und der Eigenart der Abwassereinleitung“ muss damit gerechnet werden, dass gelegentlich schädliche Stoffe in die Kanalisation gelangen.²⁸⁴ Der Haftungsausschluss der höheren Gewalt wird dabei sehr eng ausgelegt.

Zusätzlich kann sich eine Haftung nach § 2 Haftpflichtgesetz (HaftpflG) ergeben.²⁸⁵ Diese ist allerdings im Gegensatz zu § 22 WHG auf 600.000 EUR (Tod/Verletzung) bzw. 300.000 EUR (Sachschäden) beschränkt.²⁸⁶

4.2.3 Organisationsformen

In der kommunalen Abwasserentsorgung haben sich zahlreiche Organisationsformen mit dem Ziel entwickelt, die gesetzlich vorgeschriebene Aufgabe möglichst kostengünstig durchführen zu lassen, ohne zuviel an Einflussmöglichkeiten der Kommune zu verlieren. Die am häufigsten angewandten Organisationsformen seien im Folgenden vorgestellt, sie werden im Allgemeinen in solche mit und solche ohne Beteiligung privater Dritter unterschieden.

4.2.3.1 Organisationsformen ohne Einbeziehung privater Dritter

Regiebetrieb

Der Regiebetrieb ist in die Kommunalverwaltung eingegliedert. Er ist rechtlich und wirtschaftlich unselbständig. Es besteht keine Zweckbindung der Erlöse, und die kommunalen Entscheidungsgremien haben volle Kontrolle über den Betrieb.^{287,288} Bezogen auf die Anzahl

²⁸⁰ Vgl. § 14 Abs. 1 Satz 1 Nr. 1 StGB

²⁸¹ Vgl. Schmeken; Müller (1993), S.105

²⁸² Vgl. § 22 Abs. 2 WHG

²⁸³ Vgl. Giesecke, Wiedemann, Czychowski (1992), § 22

²⁸⁴ Vgl. BGH Z 55, 180 (184ff.) zitiert nach Hillenbrand-Beck, R. (1995), S.333

²⁸⁵ Vgl. § 2 HaftpflG

²⁸⁶ Vgl. § 9 HaftpflG und § 10 HaftpflG

²⁸⁷ Vgl. Schmeken, W. (1991), S.25f.

²⁸⁸ Vgl. Rudolph, K.-U.; Gärtner, T. (1995), S.426ff.

der Entsorgungsbetriebe kommt dem Regiebetrieb mit einem Anteil von 39,8% eine hohe Bedeutung zu (Vgl. auch ABBILDUNG 22 und ABBILDUNG 23).^{289,290}

Eigenbetrieb

Der Eigenbetrieb funktioniert ähnlich dem Regiebetrieb, jedoch hat er eine eigene Rechnungslegung, ist also wirtschaftlich von der Kommunalverwaltung gelöst. Diese Organisationsform verbindet den Vorteil einer vollständigen Kontrolle des Kommunalrats mit der Möglichkeit, die tatsächlich anfallenden Kosten auf die Gebührenzahler umzulegen. Die rechtliche Unabhängigkeit bleibt jedoch bestehen. Mit einem Anteil von 40,4 % der durch die ATV-DVWK und den BWK erfassten Betriebe stellt der Eigenbetrieb den größten Anteil. In Rheinland-Pfalz ist diese Betriebsform gesetzlich vorgeschrieben.^{291,292,293}

Eigengesellschaft

Die Eigengesellschaft tritt meist als GmbH auf, wird aber auch als AG gegründet, wobei alle Anteile durch die Gemeinde gehalten werden. Die steuerrechtliche Situation der Eigengesellschaft ist weitestgehend ungeklärt und muss im Einzelfall überprüft werden. Trotz ihres privatwirtschaftlichen Charakters besteht das Kostendeckungsprinzip, sodass eine Erzielung langfristiger Gewinne bzw. die Ausschüttung der Gewinne an die Kommune nicht zulässig ist.^{294,295,296}

Die Eigengesellschaft spielt nur eine äußerst geringe Rolle in der Abwasserwirtschaft; der Vergleich zwischen ABBILDUNG 22 und ABBILDUNG 23 lässt aber die Vermutung zu, dass diese Organisationsform vermehrt in größeren Kommunen gewählt wird.²⁹⁷

²⁸⁹ Vgl. MSI (Hrsg.) (2002), S.16

²⁹⁰ Vgl. ATV-DVWK; BGW (Hrsg.) (2001), S.9

²⁹¹ Vgl. Schmeken, W. (1991), S.26ff.

²⁹² Vgl. Rudolph, K.-U.; Gärtner, T. (1995), S.426ff.

²⁹³ Vgl. MSI (2002), S.16

²⁹⁴ Vgl. Schmeken, W. (1991), S.31ff.

²⁹⁵ Vgl. Rudolph, K.-U.; Gärtner, T. (1995), S.426ff.

²⁹⁶ Vgl. MSI (Hrsg.) (2002), S.16

²⁹⁷ Vgl. ATV-DVWK; BGW (Hrsg.), S. 9f.

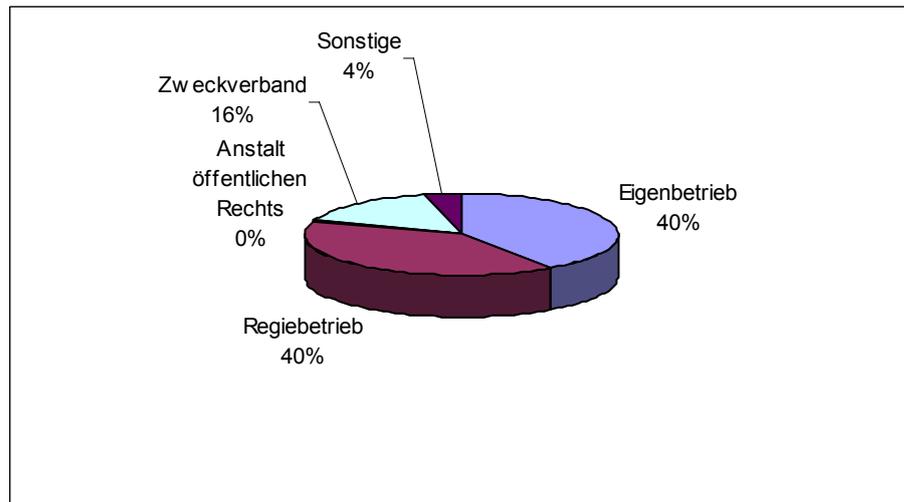


ABBILDUNG 22 „ORGANISATIONSFORM NACH ANTEIL DER ENTSORGUNGSBETRIEBE“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG IN ANLEHNUNG AN BGW; ATV-DVWK (HRSG.) (2002) S.9

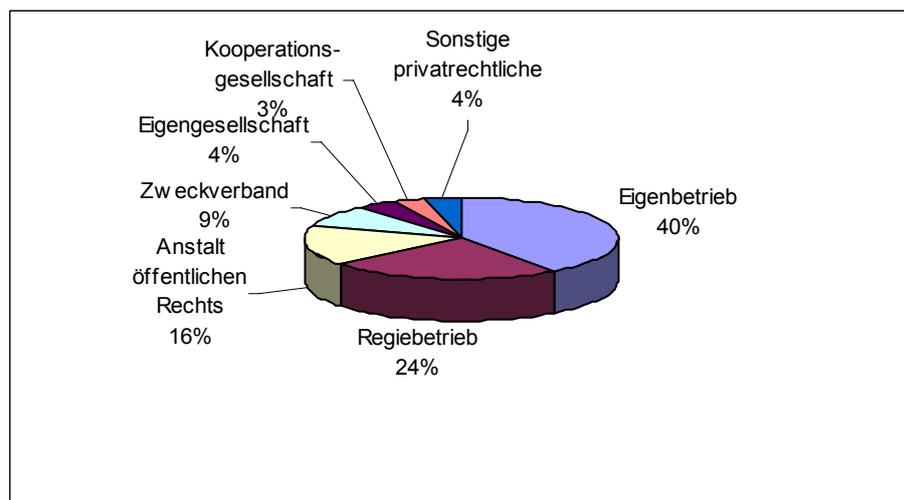


ABBILDUNG 23 „ORGANISATIONSFORMEN NACH ANTEIL DER ENTSORGTEN BEVÖLKERUNG“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG IN ANLEHNUNG AN BGW; ATV-DVWK (HRSG.) (2002) S.10

Zweckverband

Der Zweckverband ist mit dem Eigenbetrieb vergleichbar. Es besteht der Unterschied, dass der Träger des Zweckverbandes nicht wie beim Eigenbetrieb eine Kommune ist, sondern ein Zusammenschluss von Kommunen. Der Anteil der Zweckverbänden an allen durch die ATV-DVWK und den BGW erfassten Betriebe beträgt 15,7 % und stellt damit die dritte der drei wichtigen Organisationsformen dar.

4.2.3.2 Organisationsformen unter Einbeziehung privater Dritter

Das verfassungsmäßig garantierte Recht auf Selbstbestimmung gibt den Kommunen die Möglichkeit, die Durchführung der Aufgabe – nicht jedoch die Aufgabe selbst – an privatwirtschaftliche Dritte abzugeben. Von diesem Recht wird bislang verhältnismäßig selten Gebrauch gemacht, der Vollständigkeit halber seien im Folgenden jedoch auch die Organisationsformen unter Einbeziehung privatwirtschaftlicher Unternehmen aufgeführt.

Betreibermodell

Das Betreibermodell hat seine Wurzeln in Niedersachsen, wird jedoch mittlerweile auch schon in anderen Bundesländern praktiziert. Dabei werden einem privatwirtschaftlichen Unternehmen vertraglich alle Teilbereiche der Abwasserentsorgung übertragen, wofür dieser von der Kommune ein feststehendes Entgelt erhält. Steuerrechtlich wird der Betreiber entsprechend seiner Unternehmensform behandelt. Dem stehen Vorteile bei der Nutzung externer Finanzierungsquellen und Synergieeffekte gegenüber. In der Fachliteratur wird davon ausgegangen, dass sich die genannten Vor- und Nachteile ausgleichen, sodass die Vorteilhaftigkeit der Organisationsform im Einzelfall untersucht werden muss.^{298,299,300}

Betriebsführungsmodell

Das Betriebsführungsmodell ähnelt dem Betreibermodell. Der einzige Unterschied besteht darin, dass das Anlageneigentum und damit auch die Investitionsverantwortung in der Hand der Kommune verbleiben.³⁰¹

Kooperationsmodell

Das Kooperationsmodell ist eine Sammelbezeichnung für verschiedene Formen der Zusammenarbeit zwischen Kommune und Privatwirtschaft. Meist wird eine Beteiligungsgesellschaft gegründet, an der die Kommune mehrheitlich beteiligt ist. Steuerrechtlich handelt es sich dabei wieder um ein problematisches Konstrukt, sodass keine allgemeinen Angaben gemacht werden können.^{302,303,304}

Problematisch bei der Wahl der Organisationsform ist die Tatsache, dass für privatwirtschaftliche und kommunale Abwasserentsorgungsunternehmen unterschiedliche Wettbewerbsbedingungen bestehen. So sind private Unternehmen bei Vergabeverfahren klar benachteiligt; beispielsweise sind sie im Gegensatz zu ihrer kommunalen Konkurrenz einem Insolvenzrisiko ausgesetzt, das vom Kapitalmarkt durch niedrigere akzeptierte Preise auch berücksichtigt wird. Allerdings zeichnet sich Bewegung in dieser Problematik ab. So fällt die

²⁹⁸ Vgl. Schmeken, W. (1991), S.33f.

²⁹⁹ Vgl. Rudolph, K.-U.; Gärtner, T. (1995), S.426ff.

³⁰⁰ Vgl. MSI (Hrsg.) (2002), S.16

³⁰¹ Vgl. MSI (Hrsg.) (2002), S.16

³⁰² Vgl. Schmeken, W. (1991), S.38f.

³⁰³ Vgl. Rudolph, K.-U.; Gärtner, T. (1995), S.426ff.

³⁰⁴ Vgl. MSI (Hrsg.) (2002), S.16

Bezirksregierung Lüneburg eine Entscheidung, nach der öffentliche Unternehmen keinen Zuschlag für Vergabeverfahren erhalten dürfen, da das mangelnde Insolvenzrisiko ein Verstoß gegen die Chancengleichheit darstelle.³⁰⁵

Nachdem festgestellt werden konnte, dass die geltenden gesetzlichen Bestimmungen die Organisation der Abwasserbranche stark beeinflussen, sollen im Folgenden die Kosten- und Erlösstruktur der Branche genauer untersucht werden.

4.2.4 Kosten und Erlöse der Abwasserentsorgung

Es ist von außerordentlicher Wichtigkeit bei der ökonomischen Untersuchung eines separierten Betrachtungsobjekts, über eine richtige Einschätzung des Umfelds zu verfügen. Denn nur dann sind qualifizierte Rückschlüsse auf das untergeordnete System möglich. Anliegen der folgenden Ausführungen ist die Einordnung der Kostensituation des Betrachtungsobjekts in die übergeordnete Kostensituation des Betreibers bzw. Eigentümers.

4.2.4.1 Kostenstruktur

Die Kostenstruktur der Abwasserentsorgung ist durch einen hohen Fixkostenanteil charakterisiert. Rund 75 % bis 85 % der Gesamtkosten wurde von der ATV-DVWK und dem BGW als Fixkosten identifiziert.³⁰⁶ Die folgende Grafik zeigt die Kostenstruktur in der Abwasserentsorgung im Jahr 1999.

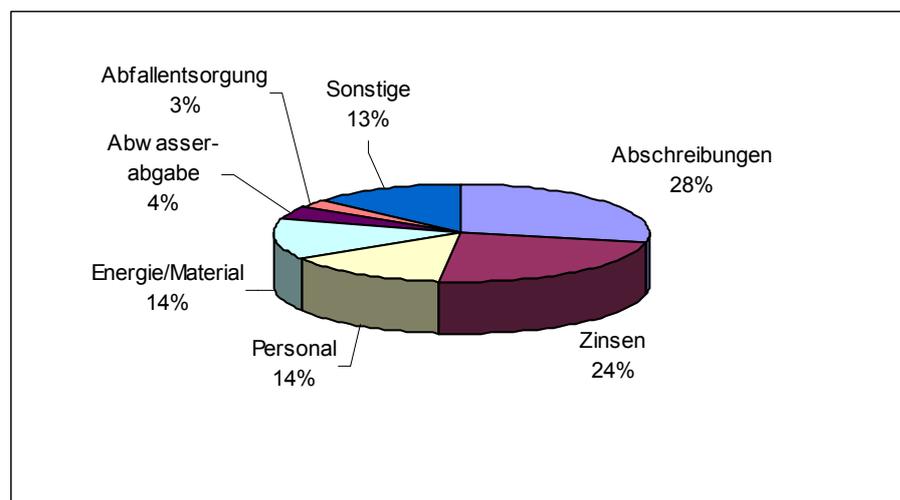


ABBILDUNG 24 „KOSTENSTRUKTUR DER ABWASSERENTSORGUNGSBETRIEBE“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG IN ANLEHNUNG AN BGW; ATV-DVWK (HRSG.) (2000) S.15

³⁰⁵ Vgl. MSI (Hrsg.) (2002), S.19

³⁰⁶ Vgl. ATV-DVWK; BGW (2002), S.4f.

Demnach haben die Abschreibungen (30 %), die Zinsbelastungen (24 %) und die Personalkosten (14 %) als quasifixe Kosten bereits einen bedeutenden Anteil an den Gesamtkosten.

Vorangegangenen Studien zufolge unterscheidet sich die Kostenstruktur des separierten Betrachtungsobjekts stark von der der Betreiberunternehmen.³⁰⁷ So wird der Anteil an variablen Kosten bei Abwasserpumpwerken (bezogen auf die LCC-Gesamtkosten) zwischen 78 % und 92 % angegeben.³⁰⁸ So stellt sich die Frage, ob durch Maßnahmen am Betrachtungsobjekt, die hauptsächlich auf die Reduzierung des variablen Teils der Kosten abzielen, die Kosten des Unternehmens nennenswert beeinflusst werden können.

Rund 60 % der Gesamtausgaben der Abwasserentsorgungswirtschaft sind Aufträge an die Privatwirtschaft. So liegt der Anteil an fremdvergebenen Leistungen bei Planung und Bau von Abwasseranlagen bei 73 % bzw. 85 %. 80 % der Abwasserentsorger vergeben ihre Bauleistungen zu 100 % fremd. Dagegen wird der Betrieb der Anlagen nur zu 30 % in Ostdeutschland und zu 60 % in Westdeutschland an Dritte vergeben. Dabei ist, laut ATV-DVWK und BGW, die Tendenz festzustellen, dass kleine Betriebe häufiger privatwirtschaftliche Dritte heranziehen als große Entsorger.³⁰⁹

4.2.4.2 Erlöse

Abhängig davon, ob die Abwasserentsorgung durch die Kommune oder durch ein Unternehmen der Privatwirtschaft durchgeführt wird, werden Gebühren und Preise unterschieden. Diese Abwasserentgelte können unterschiedlich berechnet werden und werden meist aus mehreren Faktoren zusammengesetzt. Dabei werden drei Gebührenmaßstäbe unterschieden:

- Frischwassermaßstab
- gesplitteter Maßstab
- Grundgebühr

Frischwassermaßstab

Bei der Berechnung nach dem Frischwassermaßstab wird auf den Trinkwasserverbrauch zurückgegriffen. Die durch den Wasserzähler gemessene Menge an Trinkwasser entspricht damit gleichzeitig dem Abwasservolumen. Die durchschnittliche Gebühr (Deutschland) nach dem Frischwassermaßstab betrug im Jahr 2002 2,24 EUR/m³.^{310,311}

³⁰⁷ Anmerkung: Finanzwirtschaftlich argumentiert ist ein Unternehmen nicht mehr als eine Menge an durchgeführten und unterlassenen Investitionen. Daher ist ein Vergleich hier zulässig.

³⁰⁸ Vgl. Jackson, D. (2000), S.4

³⁰⁹ Vgl. ATV-DVWK; BGW (Hrsg.) (2002), S.6

³¹⁰ Vgl. ATV-DVWK; BGW (Hrsg.) (2002), S.2

³¹¹ Vgl. MSI (Hrsg.) (2002), S.41f.

Gesplitteter Maßstab

Bei Berechnung nach dem gesplitteten Maßstab wird nach Schmutz- und Niederschlagswasser unterschieden. Während die Schmutzwassergebühr nach dem Frischwassermaßstab berechnet wird, ist die Gebühr für das Niederschlagswasser von der befestigten oder angeschlossenen Grundstücksfläche abhängig und wird demzufolge in EUR/m² erhoben. Im Jahr 2002 betrug die durchschnittlichen Gebühren nach dem gesplitteten Maßstab 1,88 EUR/m³ Abwasser (berechnet nach dem Frischwassermaßstab) zuzüglich 0,88 EUR/m²a versiegelter Fläche. Nach Einschätzung der ATV-DVWK und des BGW wird sich die Tendenz weiter in Richtung des gesplitteten Maßstabes fortsetzen. Bereits im Jahr 2002 rechneten etwas mehr als 60 % der Abwasserentsorger im Bundesgebiet nach diesem Verfahren ab.³¹²

Grundgebühr

Mit der Erhebung der Grundgebühr wird dem hohen Fixkostenanteil der Abwasserwirtschaft Rechnung getragen. Allerdings erheben im Bundesdurchschnitt nur etwa 20 % der Entsorgungsbetriebe eine Grundgebühr. Dabei ist der Unterschied zwischen Ost und West immens: Während nur von 3 % der Bevölkerung der Alten Bundesländer eine Grundgebühr erhoben wird, muss diese von 45 % der Bevölkerung der Neuen Bundesländer bezahlt werden.³¹³

Insgesamt sind die Abwasserentgelte in den letzten vier Jahren mit einer jährlichen Steigerungsrate von etwa 1 % als stabil anzusehen.³¹⁴

Neben den gesetzlichen Rahmenbedingungen, den Organisationsformen und der Kosten- und Erlösstruktur spielen die Belastungen durch Unternehmenssteuern eine wichtige Rolle bei der Einschätzung des Umfelds. Diese sollen im folgenden Abschnitt qualitativ betrachtet werden.

4.2.5 Qualitative Auswertung: Einfluss von Unternehmenssteuern

Eine quantitative Abschätzung kann aufgrund der Vielzahl an steuerlich unterschiedlich zu behandelnden Organisationsformen nicht erfolgen. Aus diesem Grund soll mithilfe zweier unterschiedlicher Ansätze der Einfluss von Steuern auf die Entscheidung des Abwasserentsorgers zugunsten oder zuungunsten einer Life-Cycle-Cost-optimierten Investitionsalternative lediglich qualitativ abgeschätzt werden. Eine quantitative Bestimmung wird aufgrund der Tatsache, dass der Großteil der Abwasserentsorger keine Unternehmenssteuern zahlen, nicht als notwendig angesehen.

³¹² Vgl. ATV-DVWK; BGW (Hrsg.) (2002), S.2

³¹³ Vgl. MSI (Hrsg.) (2002), S.42f.

³¹⁴ Vgl. ATV-DVWK; BGW (Hrsg.) (2002), S.2

Der erste Ansatz basiert auf der These 1 zur Kapitalstruktur von Merton Miller und Franco Modigliani. Der zweite Ansatz fußt dagegen auf der Bewertung der unterschiedlichen Diskontierungszinssätze vor und nach Steuern. Für beide Ansätze soll die finanzwirtschaftliche Sicht auf das Unternehmen gelten, wonach der Unternehmenswert als die Summe der Kapitalwerte der Investitionen angesehen wird.

4.2.5.1 Der Modigliani-Miller-Ansatz

Zuerst sei eine Welt ohne Steuern betrachtet. Es sei weiterhin angenommen, dass sich in dieser Welt steuerzahlende und nicht-steuerzahlende Unternehmen ansonsten durch keine weiteren Merkmale unterscheiden.³¹⁵

In der 1958 veröffentlichten³¹⁶ Modigliani-Miller-These 1 (ohne Steuern) wird gezeigt, dass die *Kapitalstruktur* eines Unternehmens in einer Welt ohne Steuern den Unternehmenswert nicht beeinflusst. Demzufolge sind Unternehmen in einer Welt ohne Steuern indifferent zwischen den Anteilen an Eigen- und Fremdfinanzierung einer Investition. Während ein erhöhter Eigenkapitalanteil zu erhöhten kalkulatorischen Finanzierungskosten führt, ist ein erhöhter Verschuldungsgrad dagegen mit erhöhten Zinszahlungen verbunden.³¹⁷ Ein Unterschied der Präferenz zugunsten einer erhöhten Anfangsinvestition zugunsten verringerter Folgekosten (LCC-optimierte Investition) ist daher nicht feststellbar. Die Sicherstellung der Liquidität als oberstes Unternehmensziel wird beide Unternehmen jedoch häufig zur Realisierung der nicht-LCC-optimierten Investitionsvariante zwingen.

In einer Welt mit Steuern, so zeigen Modigliani und Miller weiter, korreliert dagegen der Unternehmenswert positiv mit dem Verschuldungsgrad, da die Steuersysteme der meisten Staaten Fremdkapitalfinanzierung gegenüber Eigenkapitalfinanzierung Vorteile einräumen. Zinszahlungen – im Gegensatz zu Dividendenzahlungen – können in der Regel als Betriebsausgabe steuerlich geltend gemacht werden. Der Wert der Steuerersparnis berechnet sich als ewige Rente des Cash Flows der steuerlichen Absetzung der Zinszahlungen zu:³¹⁸

$$V_T = \frac{T_C \cdot r_B \cdot B}{r_B} = T_C \cdot B$$

GLEICHUNG 33 „WERT DER STEUERERSPARNIS“

Ein steuerzahlendes Unternehmen wird also bemüht sein, Investitionen zum großen Teil mit Fremdkapital zu finanzieren.³¹⁹ Auf diese Weise kann das Liquiditätsproblem, das in einer Welt ohne Steuern eine hohe Anfangsinvestition zugunsten niedrigerer Folgekosten verhindert hatte, durch Fremdfinanzierung umgangen werden. Den Kosten der Fremdfinanzierung steht nun die Steuerersparnis gegenüber. Ein nicht-steuerzahlendes Unternehmen

³¹⁵ Anmerkung: Dies ist zulässig, da in der Fachliteratur davon ausgegangen wird, dass sich die Effekte der Vor- und Nachteile steuerzahlender und nicht-steuerzahlender Unternehmen gegenseitig aufheben. Siehe dazu Abschnitt 4.2.3.

³¹⁶ Originalveröffentlichung: F. Modigliani; M. Miller: „The cost of capital, corporation finance an the theory of investment“ in: American Economic Review, June 1958

³¹⁷ Vgl. Buckley, A. et al. (2000), S.366ff.

³¹⁸ Vgl. Buckley, A. et al. (2000), S.382ff.

³¹⁹ Anmerkung: Allerdings steigt mit zunehmenden Verschuldungsgrad das Insolvenzrisiko, sodass in der Realität der Verschuldungsgrad nach oben beschränkt ist.

hat dagegen diese Möglichkeit nicht und ist u.U. auch weiterhin gezwungen, aus Liquiditätsgründen die nicht-LCC-optimierte Investitionsvariante zu realisieren.

4.2.5.2 Der Ansatz über den Diskontierungszinssatz

Ein hoher Diskontierungszinssatz wertet Zahlungen in Zukunft stärker ab als ein geringerer Diskontierungszinssatz. In einer Welt ohne Steuern unterscheiden sich die Diskontierungszinssätze eines steuerzahlenden und eines nicht-steuerzahlenden Unternehmens nicht, wenn – wie oben – ansonsten gleiche Bedingungen vorausgesetzt werden. Es wird also kein Unterschied der Präferenzen zwischen den Unternehmen festzustellen sein.

In einer Welt mit Steuern dagegen muss das steuerzahlende Unternehmen mit dem Diskontierungszinssatz nach Steuern abzinsen.³²⁰ Dieser berechnet sich zu:

$$r_{disk,T} = r_{disk} \cdot (1 - T_C)$$

GLEICHUNG 34 „DISKONTIERUNGSZINSSATZ NACH STEUERN“

Folglich hat das steuerzahlende Unternehmen einen niedrigeren Diskontierungszinssatz anzusetzen als das nicht-steuerzahlende Unternehmen. Daraus folgt wiederum, dass für das steuerzahlende Unternehmen in Zukunft anfallende Kosten höher zu bewerten sind als für das nicht-steuerzahlende. Es ist nun nachvollziehbar, dass ein steuerzahlendes Unternehmen ein höheres Interesse an einer LCC-optimierten Investition zeigen wird als ein nicht-steuerzahlendes.

Folgende Handlungsempfehlung für den Hersteller ergibt sich aus den eindeutigen Ergebnissen beider oben hergeleiteter Analysen:

Da Bemühungen zur LCC-Senkung von steuerzahlenden Unternehmen offensichtlich höher honoriert werden als von nicht-steuerzahlenden, muss die Stoßrichtung des strategischen Marketings vor allem auf die privatwirtschaftlichen Betreiberunternehmen ausgerichtet werden.

Nachdem das wirtschaftliche Umfeld des Betrachtungsobjekts eingehend untersucht wurde, soll im nächsten Schritt – in Analogie zum technischen Basisentwurf – die Ausgangsdatenlage für weiterführende Analysen definiert werden.

³²⁰ Vgl. Buckley, A. et al. (2000), S.557f.

4.3 Ausgangsdatenlage

Nach der Betrachtung des Umfelds soll im Folgenden das System in seiner ökonomischen Dimension beschrieben werden. Analog dem technischen Basisentwurf wird auch im Rahmen der ökonomischen Betrachtung eine Datenbasis festgelegt, die als Grundlage für weitere Analysen dient. So weit Quellen zur Verfügung stehen und deren Anwendung als sinnvoll erachtet wird, werden deren Werte verwendet. Sind keine Quellen verfügbar, werden Schätzwerte vorgeschlagen. Da alle Parameter der Ausgangsdatenlage durch den Anwender selbst bestimmbar sind, besteht keine Gefahr, die Aussagekraft des Modells durch möglicherweise falsch angenommene Schätzwerte zu schwächen. Die verwendeten Kostenkategorien sind Ergebnis umfangreicher Literaturrecherchen mit Bezug zum Betrachtungsobjekt.^{321,322}

Obwohl an mancher Stelle ausdrücklich vorgeschlagen wird, nicht alle sondern nur ausgewählte Kostenbestandteile zu berücksichtigen,³²³ wird hier davon abgewichen, um größtmögliche Transparenz herzustellen.

Die Grafik auf der folgenden Seite zeigt die aggregierte CBS des Betrachtungsobjekts:

³²¹ Vgl. Bryant, J.E. et al. (unbekannt), S.177ff.

³²² Vgl. Hydraulic Institute; Europump (Hrsg.) (2001), S.3ff.

³²³ Vgl. Wurzbacher, P. (2001), S.14

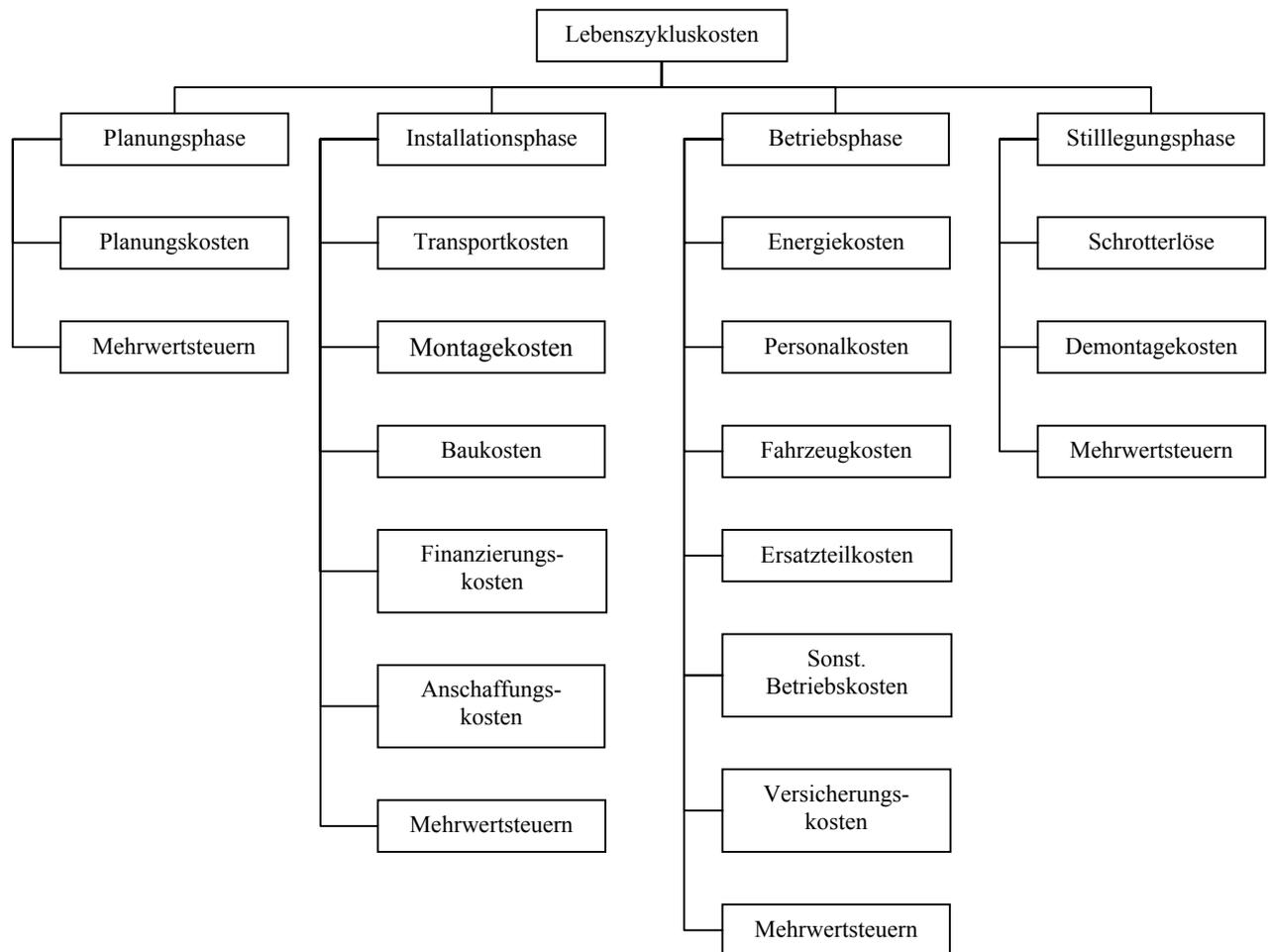


ABBILDUNG 25 „CBS BETRACHTUNGSOBJEKT“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG

4.3.1 Initialkosten

Die Listenpreise der einzelnen Systemkomponenten sowie der zugehörigen Dienstleistungen (bspw. Transport, Montage) sind der Datenbank „Modularisierung für den Außendienst“³²⁴ entnommen, die von KSB Fluid Systems GmbH verwendet wird. Ausgenommen hiervon sind die Kosten zur Vorbereitung der Baugrube, die auf Basis der an der Universität der Bundeswehr München durch Günthert und Reicherter erarbeiteten Modells wie folgt abgeschätzt werden (Ergebnis in EUR):³²⁵

$$\left((2 + h_{\text{Auslauf}}) \cdot \pi \cdot (1 + d_{\text{Schacht}})^2 \right) \cdot (40 + 20 \cdot (2 + h_{\text{Auslauf}}))$$

GLEICHUNG 35 „KOSTEN FÜR DIE VORBEREITUNG DER BAUGRUBE“

Dabei wird davon ausgegangen, dass der Schacht 2 m tiefer und 1 m breiter ausgehoben werden muss als die Innenabmessungen des Schachts betragen.

³²⁴ Vgl. Winkler & Eberhart GbR (Hrsg.) (2002), Version 1.5, Release 9

³²⁵ Vgl. Günthert, F.W.; Reicherter, E., online im Internet, Stand: 31.01.2002 Abruf: 13.04.2004

Die gängigen Rabattregelungen strenger Geheimhaltung unterliegen, muss der Rabatt auf die Listenpreise mit 5 % frei geschätzt werden. Die Planungskosten wurden bei den Interviews mit Betreibern der Anlage mit im Durchschnitt etwa 10 % angegeben. Deshalb wird dieser Wert hier übernommen.

4.3.2 Energiekosten

Es wird angenommen, dass der Betreiber einen Stromtarifvertrag mit Leistungsmessung und Hoch- und Niedrigtarif abgeschlossen hat. Bei einer Szenariorechnung mit einem Stromtarifvertrag ohne Leistungsmessung stellte sich die Vorteilhaftigkeit des erstgenannten eindeutig heraus, obwohl nicht davon ausgegangen werden kann, dass der Betreiber für jede Pumpstation einen separaten Stromtarifvertrag abschließt. Entsprechend der – an dieser Stelle für Folgeuntersuchungen nachzubessernden – Systemgrenzen wird jedoch trotzdem von diesem Sachverhalt ausgegangen.

In die Ausgangsdatenlage wird der Tarif der DREWAG übernommen, der in folgender Tabelle zusammengefasst ist³²⁷:

Parameterbezeichnung	Wert
Niedrigtarif	7,77 Ct/kWh
Hochtarif	12,02 Ct/kWh
Leistungspreis	72 EUR/kWa
Verrechnungspreis ³²⁸	333 EUR/a
Beginn Hochtarif	06:00 Uhr
Ende Hochtarif	22:00 Uhr

TABELLE 7 „STROMTARIF DREWAG“

QUELLE: DREWAG (HRSG.), ONLINE IM INTERNET, STAND: O.A., ABRUF: 04.05.2004

4.3.3 Finanzierungskosten und sonstige Betriebskosten

Die Kredithöhe wird willkürlich mit 25.000 EUR angenommen. Der Sollzinssatz wird mit 4,15 %/a angenommen. Dies entsprach dem Zinssatz zehnjähriger Staatsanleihen in Deutschland am 16.04.2004.³²⁹ Es wird angenommen, dass der Kreditnehmer als kommunale Einrichtung zu diesem Zinssatz Fremdkapital aufnehmen kann. Das Darlehen wird als Annuitätenkredit ohne Disagio gewährt. Die erste Annuität ist im ersten Jahr nach Auszahlung des Darlehensbetrags fällig. Als Laufzeit des Kredits werden zehn Jahre angenommen.

Die Versicherungskosten werden, basierend auf den Ergebnissen der Gespräche mit den Betreibern, auf 300 EUR/a geschätzt.

³²⁷ Anmerkung: Alle Werte verstehen sich inklusive Stromsteuer (2,05 Ct/kWh) und exklusive Mehrwertsteuer.

³²⁸ Anmerkung: Der Verrechnungspreis befindet sich im Berechnungsprogramm in der Rubrik „sonstige Betriebskosten“.

³²⁹ Verlagsgruppe Handelsblatt GmbH (Hrsg.), online im Internet, Stand: 19.04.2004 Abruf: 19.04.2004

4.3.4 Stilllegungskosten

Sowohl die Stilllegungskosten als auch die Stilllegungserlöse sind frei geschätzt, da Daten hierzu nicht verfügbar sind. Aus den vagen Aussagen der Betreiber kann lediglich geschlussfolgert werden, dass „meistens“ die Erlöse „beinahe“ ausreichen, um die Kosten zu decken. Diese Aussagen werden auch durch die Fachliteratur bestätigt.³³² Ergebnisse tiefergehender Untersuchungen für allgemeine maschinenbauliche Anlagen wurden durch Das, Yedlarajiah und Narendra veröffentlicht.³³³

4.3.5 Wartungskosten

Den Aussagen der Betreiber folgend, werden Wartungsarbeiten aus Gründen der Arbeitssicherheit von zwei Personen durchgeführt, die mit einem Pkw anreisen. Die mittlere Dauer wird inklusive An- und Abreise auf eine Stunde geschätzt, da im Allgemeinen nur eine Sichtkontrolle sowie gelegentlich kleinere Reinigungsarbeiten notwendig sind. Die mittleren Kosten für Hilfs- und Betriebsstoffe sowie Ersatzteile für die Wartungsarbeiten werden auf 50 EUR je Wartungsvorgang geschätzt. Es wird ein zweiwöchiger Wartungsrythmus vorausgesetzt.³³⁵

4.3.6 Inspektionskosten

Unter Inspektion werden im Rahmen dieses Modells die Arbeiten verstanden, die in der Literatur auch oft mit „planmäßiger Reparatur“ bezeichnet werden. Auch die Inspektionsarbeiten werden meist von zwei Personen durchgeführt, die in einem Pkw anreisen. Laut Angaben der KSB-Abteilung „Produktservice und Konstruktion“ beträgt die mittlere Inspektionsdauer 15 Stunden und die mittleren Kosten etwa 500 EUR.³³⁶ Die planmäßigen Reparaturen sollen alle drei Jahre durchgeführt werden.³³⁷

4.3.7 Reparaturkosten

Die Kosten für sog. „unplanmäßige Reparaturen“ lassen sich nur sehr schwer schätzen, zumal die Angaben der Betreiber und der KSB-Abteilung „Produktservice und Konstruktion“ darin weit auseinandergehen. Weiterhin sind die Eigenschaften des Abwassers als wichtigster Eingangsparameter zeitlich und lokal stark volatil. Es wird als Schätzung angenommen, dass die Reparaturkosten jährlich 15 % der Anschaffungskosten zuzüglich zwanzig Arbeitsstunden betragen. Es wird vorausgesetzt, dass eine unplanmäßige Reparatur einmal im Jahr notwendig

³³² Vgl. Bieniek, K. (1999), S.7

³³³ Vertiefungsliteratur: Das, S.K.; Yedlarajiah, P.; Narendra, R. (2000), S.657ff.

³³⁵ Angaben laut internen Schätzungen der KSB AG.

³³⁶ Angaben laut internen Schätzungen der KSB AG.

³³⁷ Vgl. KSB AG (2001)

ist. Diese Schätzungen werden durch Untersuchungen an anderen, vergleichbaren Pumpsystemen bestätigt.³³⁸

4.3.8 Sonstige Daten

Da die Betreiber den maschinenbaulichen Teil der Anlage im Allgemeinen über zehn Jahre abschreiben, wird eine Lebenszyklusdauer von 13 Jahren vorgegeben.³³⁹ Es wird der Mehrwertsteuersatz für Deutschland angesetzt. Es wird keine Vorsteuerabzugsmöglichkeit angenommen, da die meisten in Deutschland betriebenen Anlagen von kommunalen Betreibern betrieben werden, bei denen in der Regel keine Vorsteuerabzugsmöglichkeit besteht.

Der Diskontierungszinssatz für interne Kosten wird mit 5,15 % um einen Prozentpunkt höher angenommen als der Sollzinssatz. Der erhöhte Zinssatz soll dabei lediglich abbilden, dass die Verzinsung des Eigenkapitals zu einem höheren Zinssatz erfolgen muss als von Fremdkapital, da das Risiko dabei höher ist. Die Erhöhung um genau einen Prozentpunkt ist dabei willkürlich. Der Diskontierungszinssatz für externe Kosten wird mit 0,00 % angenommen, da wissenschaftlich bisher nicht klar gezeigt werden konnte, ob der Effekt der natürlichen Selbstreinigung (positiver Diskontierungsfaktor) den Effekt des Versagens („Umkippen“) natürlicher Selbstreinigungskräfte (negativer Diskontierungsfaktor) übersteigt.

Der Personalkostensatz wird mit 50 EUR/h angesetzt. Dieser Wert wird in der Branche allgemein angesetzt. Die Fahrzeugkostensätze für Pkw bzw. Spezialfahrzeuge wird auf 7 EUR/h bzw. 35 EUR/h geschätzt. Basis für diese Annahmen sind mittlere Anschaffungs- und Betriebskosten, sowie eine mittlere Nutzungsdauer der Fahrzeuge.

Für die spezifischen externen Kosten wird ein oberer und ein unterer Schätzwert bestimmt. Damit wird der Formulierung des Berichts „ExternE National Implementation Germany“³⁴⁰ gefolgt, in der auch jeweils ein oberer und ein unterer Grenzwert angegeben wird. Die dort gegebenen Werte je Brennstoff werden dann mit dem Energiemix Deutschlands für das Jahr 2004³⁴¹ gewichtet. So ergeben sich für den unteren Grenzwert spezifische externe Kosten von 3 Ct/kWh und ein oberer Grenzwert von 9 Ct/kWh.

Es wird ein Planungshorizont von 100 Jahren vorgeschlagen. Es kann davon ausgegangen werden, dass an Orten, wo heute eine Abwasserentsorgung eingerichtet werden muss, diese auch noch 100 Jahre weiterbestehen muss. Eine längere Betrachtung hat – bedingt durch die Diskontierungseffekte – keine signifikante Auswirkung auf die Lebenszykluskosten mehr.

³³⁸ Zum Beispiel: Dimmers, T. (1999), S.4

³³⁹ Anmerkung: Die Lebenszyklusdauer errechnet sich aus der Nutzungsdauer zuzüglich drei Jahre für Planung, Errichtung und Stilllegung.

³⁴⁰ Vgl. IER; ISET; ZEW; DIW (Hrsg.), online im Internet, Stand: 11/1997 Abruf: 30.03.2004

³⁴¹ Vgl. Dohmen, F.; Hornig, F. (2004), S.95

4.4 Formulierung des Lebenszyklusmodells

Im Folgenden wird das ökonomische Modell beschrieben, das auf der Basis von MS Excel 2002™ und Visual Basic 6.3™ entstanden ist (LCCSIM 02) und die Komplexität der betriebswirtschaftlichen Vorgänge vereinfacht abbilden soll, um schließlich eine effektive Analyse zu ermöglichen. Bei der Konzeption des Modells wird darauf geachtet, dass auch andere Untersuchungsobjekte analysiert werden können, sofern sie dem Betrachtungsobjekt in wesentlichen Eigenschaften ähnlich sind (bspw. andere Maschinenanlagen).

Im Anschluss wird das Modell im Rahmen einer kritischen Würdigung auf Stärken und Schwächen untersucht. Diese Ergebnisse sollen im zweiten Iterationsschritt dieser Untersuchung, der Erstellung eines integrativen Modells, so weit möglich, Berücksichtigung finden.

4.4.1 Die Zielgröße

Die Zielgröße des Modells sind die spezifischen Lebenszykluskosten [EUR/m³] des Betrachtungsobjekts. Die spezifische Form wurde gewählt, um Alternativen vergleichbar zu machen, die sich in der Lebensdauer oder in ihrer Leistungsfähigkeit unterscheiden. Für den Betreiber ist diese Größe dann von besonderer Bedeutung, wenn die im System entstehenden Kosten den verursachenden Komponenten zugeordnet werden sollen.

4.4.2 Die Entscheidungsvariablen

Entscheidungsvariablen in diesem Kontext sind Systemvariablen, auf die der Anlagenbetreiber vor, während oder nach der Inbetriebnahme bis zur Deinstallation maßgeblichen Einfluss nehmen kann. Die Entscheidungsvariablen sowie die zugehörigen Definitionsmengen dieses Modells sind dem Quellcode zu entnehmen. In der Praxis unterliegen alle Entscheidungsvariablen Beschränkungen, meist durch technologisch vorgegebene Grenzen. Die Zusammenführung der technischen und ökonomischen Entscheidungsdimensionen erfolgt im Kapitel 6.

Während einige Entscheidungsvariablen in dem Modell direkt gesteuert werden können, besteht bei anderen nur die Möglichkeit einer indirekten Beeinflussung. Kann der Betreiber auf eine Größe stark einwirken, ist diese aber zusätzlich chaotischen oder stochastischen Umgebungseinflüssen ausgesetzt, so ist eine analytische Bestimmung der Größe nicht mehr möglich. Aus diesem Grund und auch, um die praktische Anwendungsmöglichkeit des Verfahrens in diesem Kontext zu demonstrieren, wird die Monte-Carlo-Simulation als geeigneter Ansatz ausgewählt. Zu den betroffenen Größen gehören diejenigen, die hauptsächlich von der Zuverlässigkeit des Systems abhängig sind. Die Zuverlässigkeit ist, wie oben (Kapitel 3.5) bereits ausführlich diskutiert, per definitione eine stochastische Größe. Deshalb werden einige Parameter, die die Wartungs- und Ausfallkosten beschreiben, durch eine Monte-Carlo-Simulation ermittelt. Entscheidungsvariablen im engeren Sinne bleiben dann jeweils der Median als Lage- und die Standardabweichung als Streuungsmaß.

4.4.3 Unsichere Variablen

Als unsicher gelten die Variablen, die aufgrund ihrer Beeinflussbarkeit durch außerhalb des Betrachtungsobjekts stattfindende Ereignisse keinen deterministischen Charakter aufweisen. Dazu gehören die schon im vorangegangenen Abschnitt behandelten Parameter der Wartungs- und Ausfallkosten sowie die von der Kapitalmarktsituation abhängigen Zinssätze und die Inflationsrate.

Das nun folgende Gedankenmodell, welches das Verhalten des Kapitalmarkts stark vereinfachend beschreibt, soll die Behandlung der letztgenannten Größen im Modell erklären.

Der Kapitalmarkt kann sich in diesem Zusammenhang vereinfacht als Menge an Vektoren $\{\vec{r}\}$ im n-dimensionalen Raum vorgestellt werden, für die gilt: Wenn $\sum_{i=0}^I \vec{r}_i = 0 \wedge \forall \vec{r}_i \neq 0$, dann befindet sich der Kapitalmarkt im Gleichgewicht. Da aber $I \rightarrow \infty$ liegt die Eintrittswahrscheinlichkeit dieses Zustands nahe null. Weiterhin gilt: $\vec{r}_i = f(\vec{r}_j)$ mit $j \neq i$, also der Wert jedes Vektors ist von dem Wert mindestens eines anderen Vektors abhängig. Da nun – auf dem Kapitalmarkt wie in der Physik – auf actio reactio folgt und jede actio (z.B. Arbitragehandlungen) so lange andauert, bis der Effekt der reactio den Effekt der actio ausgeglichen hat, bewegt sich die Resultierende in stochastischen, zyklischen Bewegungen um das Zentrum des gedachten Koordinatensystems.

Schon solange es einen Kapitalmarkt gibt, sind die Menschen bestrebt, diese Bewegungen bestmöglich abzubilden. So haben sich eine Vielzahl von Kennzahlen herausgebildet, die den Kapitalmarkt in seiner Struktur und seinem Verhalten beschreiben. Darunter fallen die Marktzinssätze und die Inflationsrate, die in diesem Modell die Auswirkungen des Kapitalmarkts auf das Betrachtungsobjekt widerspiegeln sollen. Da diese Kennzahlen bereits per se den stochastischen Charakter des Marktes repräsentieren, wäre die Anwendung der Monte-Carlo-Simulation an dieser Stelle daher schlicht falsch. Zudem würde die Transparenz des Modells erheblich verringert. Aus diesem Grund muss hier der Betreiber mithilfe seiner eigenen Lageeinschätzung das Modell an die gegebenen Bedingungen anpassen.

4.4.4 Struktur des Modells

Um das Cash-Flow-Profil schon direkt in abgezinnten realen Zahlungsströmen erstellen zu können, werden vorbereitend die realen Zinssätze ermittelt. So berechnet sich der reale Diskontierungszinssatz zu:³⁴²

$$r_{disk,real} = \frac{1 + r_{disk,nom}}{1 + r_{inf}} - 1$$

GLEICHUNG 36 „REALER DISKONTIERUNGSZINSSATZ“

³⁴² Vgl. Quellcode LCCSIM 02, Zeile 215ff.

Im Anschluss folgt für jede Kostengruppe und jeden Zeitpunkt (auf jährlicher Basis) die Berechnung des auf den Zeitpunkt der Entscheidung ($t = 0$) abgezinster, realen Zahlungsstroms. So ergibt sich für die Anschaffungs-, Planungs-, Energie-, Versicherungs-, Entsorgungs- und sonstige Betriebskosten:³⁴³

$$K_{A,0,real,t} = P_A \cdot (1-d) \cdot (1+t) \cdot (1-F) \cdot \frac{1}{(1+r_{disk,real})^t}$$

GLEICHUNG 37 „ANSCHAFFUNGSKOSTEN“

$$K_{P,0,real,t} = x_P \cdot P_A \cdot (1+t) \cdot \frac{1}{(1+r_{disk,real})^t}$$

GLEICHUNG 38 „PLANUNGSKOSTEN“

$$K_{E,0,real,t} = K_E \cdot \frac{1}{(1+r_{disk,real})^t}$$

GLEICHUNG 39 „ENERGIEKOSTEN“

$$K_{V,0,real,t} = K_V \cdot \frac{1}{(1+r_{disk,real})^t}$$

GLEICHUNG 40 „VERSICHERUNGSKOSTEN“

$$K_{Ent,0,real,t} = (E_{Ent} - K_{Ent}) \cdot \frac{1}{(1+r_{disk,real})^t}$$

GLEICHUNG 41 „ENTSORGUNGSKOSTEN“

$$K_{s,0,real,t} = K_s \cdot \frac{1}{(1+r_{disk,real})^t}$$

GLEICHUNG 42 „SONSTIGE BETRIEBSKOSTEN“

Die Wartungskosten sind in Wartungskosten 1 (Wartungskosten i.e.S.) und Wartungskosten 2 (planmäßige Reparaturkosten) aufgesplittet, um den unterschiedlichen Aufwand, mit dem diese verbunden sind, Rechnung zu tragen. Beide hängen von den stochastischen Größen Wartungsdauer und Ersatzteilkosten ab. Um die Wartungskosten zu bestimmen, wird eine Monte-Carlo-Simulation unter Zugrundelegung einer Normalverteilung durchgeführt. Das jeweilige Sample-Ergebnis der Simulation berechnet sich zu:³⁴⁴

$$K_{W,0,real,t} = \left((x_{pers} \cdot k_{pers} + k_{fahrz}) \cdot t_W + K_{ers} \right) \cdot \frac{1}{(1+r_{disk,real})^t}$$

GLEICHUNG 43 „WARTUNGSKOSTEN“

Aus den einzelnen Sample-Ergebnissen berechnet sich der Schätzwert der Wartungskosten als arithmetisches Mittel aller Sample-Ergebnisse für den Zeitpunkt t . Analog wird bei der Bestimmung der Ausfallkosten verfahren.³⁴⁵ Als Unterschied bleibt festzuhalten, dass diesmal

³⁴³ Vgl. Quellcode LCCSIM 02, Zeile 233ff.

³⁴⁴ Vgl. Quellcode LCCSIM 02, Zeile 267ff.

³⁴⁵ Vgl. Quellcode LCCSIM 02, Zeile 331ff.

nur eine Größe, die Ausfallkosten, als unsicher angenommen wird. So berechnen sich die Ausfallkosten nach Durchführung der Monte-Carlo-Simulation zu:

$$K_{Ausf,0,real,t} = \lambda \cdot K_{Ausf} \cdot \frac{1}{(1 + r_{disk,real})^t}$$

GLEICHUNG 44 „AUSFALLKOSTEN“

Dabei wird berücksichtigt, dass kurz nach der Inbetriebnahme („Kinderkrankheiten“) und gegen Ende der Nutzungszeit („Ermüdungserscheinungen“) die Ausfallrate deutlich höher ist als in der Mitte der Nutzungsdauer. Es wird von der sog. „Badewannenkurve“ gesprochen:³⁴⁶

$$\begin{aligned} \lambda &= 2 \cdot \lambda_0 && \text{für } t \leq t_0 + 1 \\ \lambda &= \lambda_0 && \text{für } t_0 + 1 < t \leq t_n - 2 \\ \lambda &= 2 \cdot \lambda_0 && \text{für } t > t_n - 2 \end{aligned}$$

GLEICHUNG 45 „BADEWANNENKURVE“

Finanzierungskosten fallen an, wenn die Investition durch einen Kredit finanziert wird. Im Modell wird ein endfälliger Kredit angenommen. Eventuell andere Kreditmodelle können durch entsprechende Anpassung des Sollzinssatzes simuliert werden.³⁴⁷ Dabei berechnen sich die Kosten einer Fremdfinanzierung zu:³⁴⁸

$$K_B = B \cdot (1 + r_{soll,real})^t \cdot \frac{1}{(1 + r_{disk,real})^t}$$

GLEICHUNG 46 „FINANZIERUNGSKOSTEN“

Mit Ausnahme der Mehrwertsteuer finden Steuern in diesem Modell keine Berücksichtigung, da, wie in Kapitel 4.2.4 bereits erwähnt, der Anteil der nicht-unternehmenssteuerpflichtigen Abwasserentsorger bei mehr als 94 % liegt. Eine allgemeine und qualitative Betrachtung des Einflusses von Steuern auf die Entscheidung des Abwasserentsorgers wurde bereits in Kapitel 4.2.5 durchgeführt.

Die realen auf den Zeitpunkt der Entscheidung abgezinsten Kosten werden schließlich zu den Gesamtlebenszykluskosten summiert.

³⁴⁶ Vgl. Quellcode LCCSIM 02, Zeile 347ff.

³⁴⁷ Anmerkung: Dies gilt nur für die Lebenszykluskosten. Die durch eine andere Kreditform herbeigeführte Änderung des Kostenprofils lässt sich durch die Anpassung des Sollzinssatzes nicht simulieren.

³⁴⁸ Vgl. Quellcode LCCSIM 02, Zeile 397ff.

4.5 Kritische Würdigung des Modells

Analog zur kritischen Würdigung des technischen Modells, sollen im Folgenden die Fehler, Schwächen und Stärken des ökonomischen Modells aufgezeigt werden, damit diese Erkenntnisse in den zweiten Iterationsschritt eingebracht werden können.

4.5.1 Schwächen des Modells

4.5.1.1 Monte-Carlo-Simulation

Die Monte-Carlo-Simulation wird eingesetzt, um für die unsicheren Variablen einen Erwartungswert zu bestimmen. Zwar gilt sie als einschlägiges Werkzeug für den hier vorliegenden Fall und kommt demnach berechtigterweise zur Anwendung, jedoch birgt sie zwei entscheidende Nachteile in sich: Erstens wird durch den komplizierten Berechnungsalgorithmus die Transparenz des Modells stark eingeschränkt. So werden bei mehrmaliger Durchführung einer Variantenberechnung mit denselben Inputwerten nahezu mit Sicherheit bei jedem Durchgang unterschiedliche Ergebnisse erzielt. Diese Tatsache gestaltet eine genaue Rückverfolgung eines Effektes eines einzelnen Inputparameters schwierig, da der genaue Anteil der Ergebnisdifferenz zur Basisvariante, der auf die Monte-Carlo-Rechnung zurückzuführen ist, unbekannt ist. Zweitens verlängert sich durch die Monte-Carlo-Simulation die Rechenzeit des Programmes um etwa drei Zehnerpotenzen, was allerdings bei den ohnehin kurzen Rechenzeiten keinen wesentlichen Nachteil darstellt.

Da der erstgenannte Nachteil die Möglichkeit der Erreichung eines Hauptziels dieser Untersuchung, nämlich die Identifikation kritischer Systemparameter, einschränkt, und der zusätzliche Nutzen einer Monte-Carlo-Simulation als gering eingeschätzt wird, weil die notwendigen Eingangsparameter der Monte-Carlo-Simulation selbst als unsicher einzustufen sind, wird empfohlen, im Modell des zweiten Iterationsschritts (integratives Modell) von ihrer Implementierung abzusehen.

4.5.1.2 Zeitliche Beschränkungen

Es können keine Varianten mit einer Nutzungsdauer von mehr als zwölf Jahren berechnet werden, da der Lebenszyklus auf maximal 15 Jahre beschränkt ist. Weiterhin ist es nicht möglich, die Berechnung der Lebenszykluskosten (bspw. bei wiederholter Anschaffung derselben Anlage) auf einen Zeitraum über den Lebenszyklus hinaus zu berechnen. Eine Berechnung der Gesamtkosten über einen Planungshorizont, der über den Lebenszyklus hinausgeht, ist demzufolge nicht möglich. Um möglichst umfangreiche Analysen durchführen zu können, sollte die Aufhebung der zeitlichen Beschränkungen erfolgen.

4.5.1.3 Vergleichbarkeit

Vergleiche von Varianten können nur in einem umständlichen manuellen Verfahren erfolgen. Als Folge der oben beschriebenen zeitlichen Beschränkungen des Modells sind außerdem keine Vergleiche von Varianten möglich, die unterschiedliche Nutzungsdauern oder Förderkapazitäten haben. Ebenso kann keine Break-Even-Analyse durchgeführt werden. Um ein

weiteres Hauptziel dieser Untersuchung, Schaffung eines Werkzeuges zur Suche einer optimalen Variante, erreichen zu können, muss unbedingt die Möglichkeit zur umfangreichen Vergleichsanalyse gegeben werden.

4.5.2 Stärken des Modells

4.5.2.1 Berücksichtigung des vollständigen Lebenszyklus‘

Im Modell werden, gemäß der Zielanforderungen an diese Untersuchung, alle potenziell auftretenden Kosten über den gesamten Lebenszyklus des Betrachtungsobjekts berücksichtigt. Dabei besteht für den Anwender kein Zwang zur Angabe aller Kosten. Nicht zutreffende Kosten können null gesetzt werden, und bleiben damit unberücksichtigt.

4.5.2.2 Flexibilität

Das Modell ist hinsichtlich des Betrachtungsobjekts äußerst flexibel einzusetzen. Da es noch nicht mit den Ergebnissen des, speziell auf Abwasserpumpstationen ausgerichteten, technischen Modells verknüpft ist, können die Ergebnisse für jedes System berechnet werden, dessen Kostenstruktur auf der gegebenen Aggregationsebene ähnlich ist. Besonders geeignet ist das Modell daher für Systeme des Maschinenbaus.

„Immer mehr muß die Natur dem Fortschritt weichen. Ist das die Natur des Fortschritts?“

Rupert Schütz bach (*1933), dt. Aphoristiker, Epigrammatiker u. Zöllner

5 Ökologische Betrachtung

5.1 Grundlagen der Ökobilanzanalyse (LCA)

Die historische Entwicklung der Ökobilanzanalyse begann um das Jahr 1970 in den USA und in der Bundesrepublik Deutschland mit vergleichenden Systemanalysen von Verpackungen von Getränkeherstellern. Die erste Ökobilanz – die damals allerdings noch nicht so genannt wurde – wurde durch den Getränkehersteller Coca-Cola beim Midwest Research Institute in Kansas City in Auftrag gegeben. Bereits damals stand die quantitative Erfassung von Rohmaterialien, des Energiebedarfs, der Emissionen und der Abfallbeseitigung im Vordergrund. Gleichzeitig wurde – ausgelöst durch die Ölkrise und die Warnungen des „Club of Rome“ – die Entwicklung der Energieanalyse industrieller Systeme vorangetrieben.³⁴⁹

Die ersten Ökobilanzen waren aus heutiger Sicht reine Sachbilanzen. Eine Bewertung der Umweltauswirkungen unterblieb. Die Weiterentwicklung der Methodologie ging in den 1980er Jahren hauptsächlich von Europa – allen voran von der Schweiz, der Niederlande, Schweden und Deutschland – aus. So stammt auch der Begriff „Ökobilanz“ aus einer 1984 durchgeführten Studie des Schweizer Bundesumweltamtes (BUWAL). Aus dieser Zeit stammen auch die ersten Ansätze zur quantitativen Bewertung der Sachbilanzen wie z.B. die Methode der gewichteten Emissionsflüsse (auch: Methode der kritischen Volumina), die später zum Ökopunkte-Verfahren ausgebaut wurde.³⁵⁰

Ab 1990 wurde die Diskussion um die Ökobilanzanalyse auch von der Industrie, Umweltbehörden und der Politik aufgegriffen und erfasste schließlich die breite Öffentlichkeit. Seit 1992 hat sich im internationalen Sprachgebrauch die englischsprachige Bezeichnung Life Cycle Assessment (LCA) durchgesetzt. Initiiert durch die Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) wurden seit 1990 erstmals internationale Expertenworkshops und Tagungen durchgeführt, um Richtlinien auszuarbeiten („Code of Practice“) die den Standardisierungsprozess einleiteten. Ergebnis dieser Tagungen war die Erkenntnis, dass durch Sachbilanzen allein keine umfassende Systembewertung erreicht werden kann. So zeichnete sich die Entwicklung von vier Hauptphasen einer Ökobilanzanalyse ab, die seit 2000 in den internationalen Normen DIN EN ISO 14040 – 14043 festgehalten sind und ausführlich beschrieben werden.³⁵¹

³⁴⁹ Vgl. UBA (Hrsg.) (1995), S.2f.

³⁵⁰ Vgl. UBA (Hrsg.) (1995), S.3ff.

³⁵¹ Vgl. UBA (Hrsg.) (1995), S.3ff.

1. Zieldefinition (Goal Definition and Scoping)
2. Sachbilanz (Inventory Analysis)
3. Wirkungsbilanz (Impact Assessment)
4. Auswertung (Improvement Assessment)

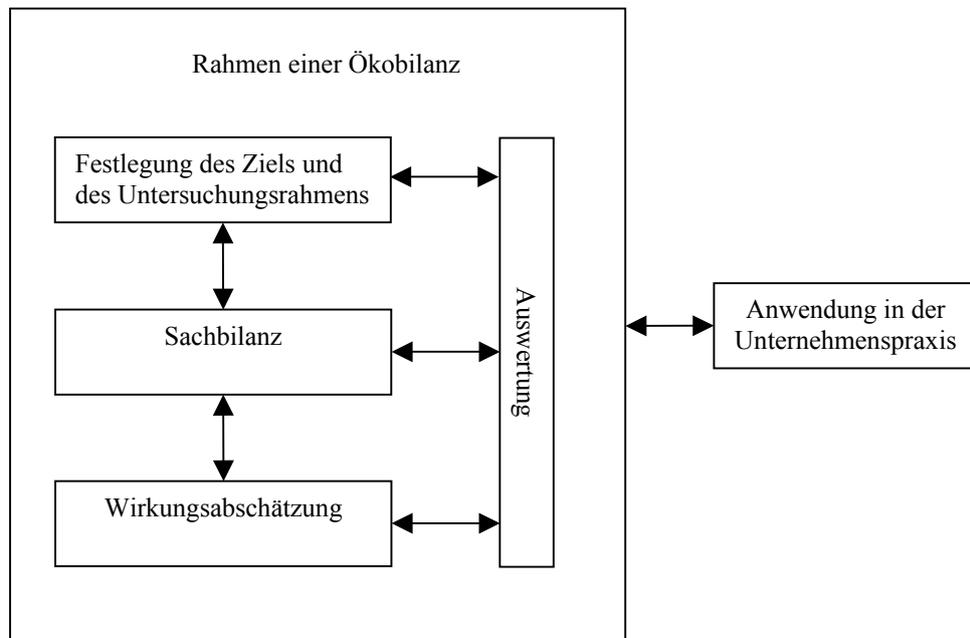


ABBILDUNG 26 „RAHMEN EINER ÖKOBILANZ“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG IN ANLEHNUNG AN EN ISO 14040 (1997), S.7

Allerdings weisen die einzelnen Phasen auch heute noch einen sehr unterschiedlichen Entwicklungsstand auf. Während die Verfahren zur Zieldefinition und zur Allokation einen verhältnismäßig hohen Entwicklungsstand haben, befindet sich die Ökobilanzbewertung noch im Anfangsstadium der wissenschaftlichen Diskussion.^{352,353} Die genannten Normen lassen ausdrücklich Raum für Weiterentwicklung und Anpassung an das jeweilige Betrachtungsobjekt.³⁵⁴

Als weiterer Akteur, der sich vor allem seit Mitte der 1990er Jahre in die Diskussion um die Ökobilanzanalyse eingeschaltet hat, ist das United Nations Environmental Programme (UNEP) zu nennen. Während sich das UNEP zu Beginn seiner Tätigkeit vornehmlich mit der Anwendung von Ökobilanzanalysen in Entwicklungsländern beschäftigte, arbeiten SETAC-Europe und UNEP seit 2001 in einem gemeinsamen Projekt zur Identifikation von Best-Practice-Anwendungen der Ökobilanzanalyse.³⁵⁵

Die Gestaltung einer Ökobilanzanalyse hängt im hohen Maße vom Untersuchungsgegenstand und von der Anwendung der Studie ab. Sowohl die Tiefe als auch die Breite einer Ökobilanzanalyse variieren stark mit der gegebenen Zielsetzung. Auch soll an dieser Stelle

³⁵² Vgl. UBA (Hrsg.) (1995), S.1

³⁵³ Vgl. EN ISO 14040 (1997), S.2

³⁵⁴ Vgl. EN ISO 14040 (1997), S.6

³⁵⁵ Vgl. VROM; CML (Hrsg.) (2001), S.10

bemerkt werden, dass die Ökobilanzanalyse nur eine von vielen Umweltmanagementmethoden und nicht in jedem Fall die beste Lösung darstellt. Die Ökobilanzanalyse unterliegt – wie alle anderen Methoden auch – gewissen Einschränkungen. Sie soll nur dann angewandt werden, wenn anzunehmen ist, dass sich diese Beschränkungen nicht signifikant negativ auf die Ergebnisse auswirken. Im Folgenden seien einige wesentlichen Einschränkungen aufgeführt:

- Die meisten Annahmen beruhen auf Wertevorstellungen und sind daher subjektiv.
- Die Modelle zur Sachbilanz und zur Wirkungsabschätzung berücksichtigen nicht alle Auswirkungen des Betrachtungsobjekts.
- Die Ergebnisse können u.U. eine regional beschränkte Gültigkeit besitzen.
- Die Genauigkeit der Ergebnisse ist auf Grund beschränkter Verfügbarkeit relevanter Daten oft eingeschränkt.³⁵⁶

Die Ergebnisse einer Ökobilanzanalyse können nicht allein als Entscheidungsgrundlage dienen. Vielmehr sind sie in einen gesamtheitlichen Entscheidungsfindungsprozess einzuordnen, um Wechselwirkungen des Systems mit der Umwelt aufzuzeigen und verstehen zu können.³⁵⁷

5.1.1 Zieldefinition und Systemgrenzen

Das Ziel einer Ökobilanzanalyse oder eines Life-Cycle-Assessments (LCA)³⁵⁸ ist die vollständige Erfassung, Bewertung und Auswertung der Wirkungen eines Systems auf seine Umwelt.^{359,360,361} Die Ergebnisse einer Ökobilanzanalyse können unternehmensintern als auch -extern Verwendung finden. Intern können sie z.B. strategische Entscheidungen der Unternehmensführung unterstützen oder dabei helfen, die Produktqualität zu verbessern. Extern können sie einen Beitrag zur verbesserten Beziehung zwischen Unternehmen und seinen Anspruchsgruppen liefern oder sind ein notwendiger Bestandteil zur Erlangung eines Öko-Siegels.³⁶²

Dabei müssen Ziel und Untersuchungsrahmen einer Ökobilanzanalyse eindeutig festgelegt und auf die beabsichtigte Anwendung abgestimmt sein. Auch sind die Gründe für die Durchführung der Analyse zu nennen. Der Untersuchungsrahmen ist hinsichtlich Systemfunktion sowie Verfahren, Annahmen und Einschränkungen der Ökobilanzanalyse eindeutig zu spezifizieren.^{363,364}

³⁵⁶ Vgl. EN ISO 14040 (1997), S.3

³⁵⁷ Vgl. EN ISO 14040 (1997), S.3

³⁵⁸ Anmerkung: Die Begriffe „Ökobilanzanalyse“ und „Life Cycle Assessment“ werden im Folgenden synonym verwendet.

³⁵⁹ Vgl. Frankl, P.; Rubik, F. (2000), S.23

³⁶⁰ Vgl. DIN EN ISO 14040

³⁶¹ Vgl. Schmitz, S.; Paulini, I. (1999), S.3

³⁶² Vgl. Frankl, P.; Rubik, F. (2000), S.30

³⁶³ Vgl. EN ISO 14040 (1997), S.7f.

³⁶⁴ Vgl. EN ISO 14041 (1998), S.9ff.

5.1.2 Sachbilanz

Die Erstellung der Sachbilanz ist ein iterativer Prozess, bei dem Daten des Systems zu den relevanten Input- und Outputflüssen gesammelt (durch Schätzung oder Messung) oder berechnet werden.³⁶⁵ Diese Daten dienen dann als Grundlage für die sich anschließende Wirkungsabschätzung und müssen für jedes Modul innerhalb der Systemgrenzen erhoben werden.³⁶⁶ Dabei ist es zweckdienlich, die Daten in Energie und physikalische Inputs, Produkte und Emissionen zu kategorisieren.^{367,368}

Besonders schwierig gestaltet sich die Erstellung der Sachbilanz, wenn das betrachtete System mehr als einen Output hervorbringt, was in der Realität auch meist der Fall ist. In diesem Fall muss ein Allokationsverfahren zur Anwendung kommen, um die genauen Input-Output-Beziehungen zu erfassen.³⁶⁹

5.1.3 Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung hat die Aufgabe, „die in der Sachbilanz wertfrei aufgelisteten und ggf. aggregierten Daten (v.a. Masse- und Energieflüsse, Emissionen) in Hinblick auf mögliche Folgen für die Umwelt auszuwerten.“ Dabei „liegt es im Wesen der Ökobilanz, dass diese Folgen bzw. Auswirkungen über den ganzen Lebensweg des Produktes und über den ganzen geografischen und zeitlichen Bilanzraum hinweg auftreten können. Da es sich dabei um sehr komplexe Tatbestände handelt, müssen in der Wirkungsbilanz – in stärkerem Ausmaß als in der Sachbilanz – Modellannahmen gemacht werden.“³⁷⁰

Zu diesen Modellannahmen wurden im Laufe der vergangenen 30 Jahre die unterschiedlichsten Ansätze entwickelt, die sich in ihrer Monetarität, Quantitativität und Dimensionalität (ABBILDUNG 27) sowie ihrem Entwicklungsstand unterscheiden.³⁷¹ Die Phase der Wirkungsabschätzung enthält – mehr als alle anderen Phasen der Ökobilanzanalyse – subjektive Elemente und ist daher potenziell dem Widerspruch am stärksten ausgesetzt. Transparenz ist daher von besonders hoher Bedeutung. Da sich die Methoden der Wirkungsabschätzung noch in der Entwicklung befinden, sollen im Folgenden die am weitesten fortgeschrittenen Ansätze (ABBILDUNG 27) kurz beschrieben und auf ihre Anwendungsmöglichkeit in der Praxis hin beurteilt werden.

³⁶⁵ Vgl. EN ISO 14041 (1998), S.8

³⁶⁶ Vgl. EN ISO 14040 (1997), S.9f.

³⁶⁷ Vgl. EN ISO 14041 (1998), S.8

³⁶⁸ Vgl. EN ISO 14041 (1998), S.11

³⁶⁹ Vgl. EN ISO 14041 (1998), S.17ff.

³⁷⁰ UBA (Hrsg.) (1995), S.11

³⁷¹ Vgl. EN ISO 14040 (1997), S.10f.

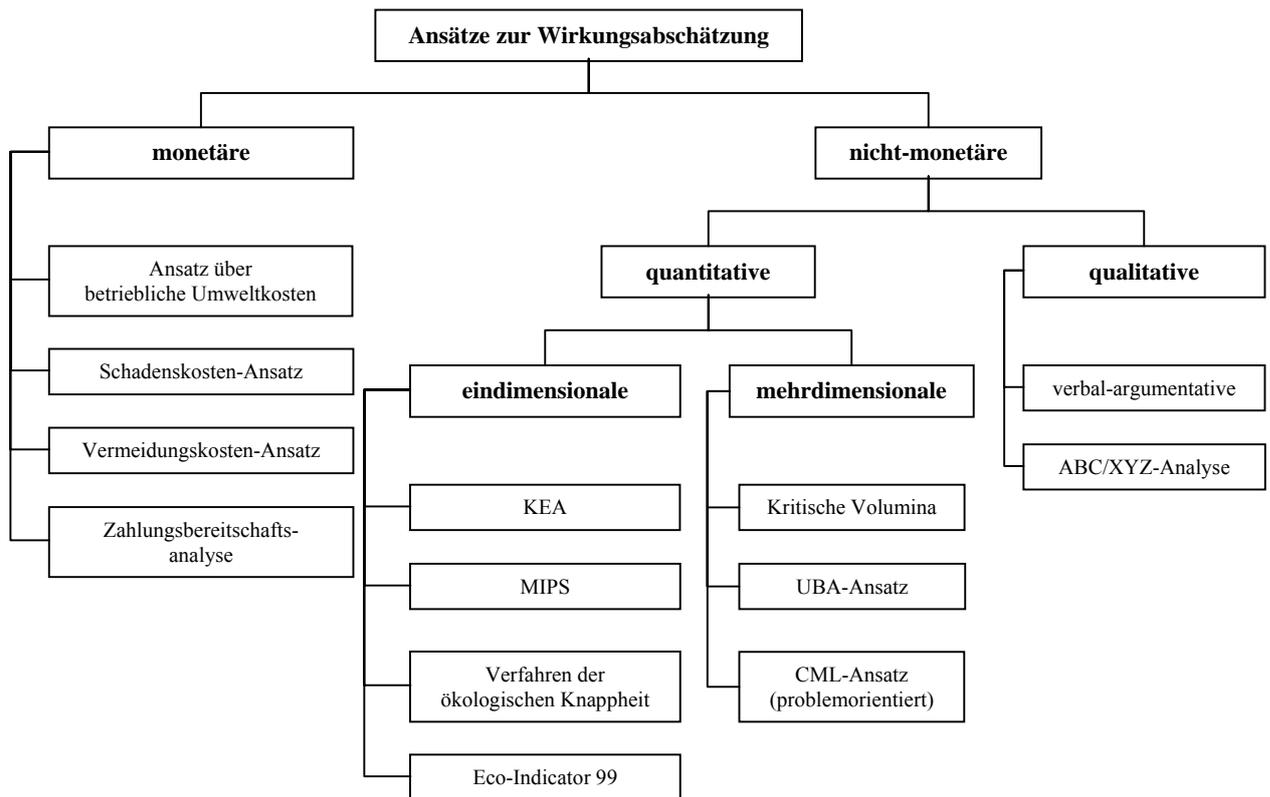


ABBILDUNG 27 „ANSÄTZE ZUR WIRKUNGSABSCHÄTZUNG“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG

5.1.3.1 Monetäre Ansätze

Ansatz über die betrieblichen Umweltkosten

Die betrieblichen Umweltkosten enthalten Informationen über ökologische Schwachstellen und Optimierungspotenziale. Dabei werden primäre und sekundäre Umweltkosten unterschieden. Unter primären Umweltkosten werden Kosten verstanden, die direkt dem betrieblichen Umweltschutz zugeordnet werden können, wie bspw. Entsorgungskosten oder Abschreibungen auf *End-of-the-Pipe-Technologien*. Sekundäre Umweltkosten sind dagegen die Kosten, die zwar für den betrieblichen Umweltschutz aufgewendet wurden aber sich diesem nicht eindeutig zuordnen lassen. Sie treten insbesondere bei *integrierten Technologien* auf.³⁷²

Mithilfe weiterer Verfahren, wie z.B. der Prozesskostenrechnung kann dieser Teil der Kosten ermittelt und damit Rückschlüsse auf ökologische Schwachstellen gezogen werden. Es handelt sich damit nicht um ein monetäres Verfahren im klassischen Sinne, also eine monetäre Bewertung von Umweltauswirkungen, sondern vielmehr um ein qualitatives Bewertungsverfahren, bei dem monetäre Größen Hilfsmittel der Datenqualifizierung sind.

³⁷² Vgl. BMU; UBA (Hrsg.) (2001), S.221

Schadenskosten-Ansatz

Bei dem Schadenskosten-Ansatz dient der durch Ressourcenverbrauch hervorgerufene Schaden als „unmittelbare Grundlage für die monetäre Bewertung“.³⁷³ Dabei müssen drei Schritte bearbeitet werden:

1. Quantifizierung der Schäden
2. Identifikation des Verursachers
3. Monetäre Bewertung des Schadens

Sofern eine genaue Allokation des Schadens, die Identifikation des Verursachers und die Aufstellung einer Dosis-Wirkung-Beziehung möglich ist, besteht eine „starke Korrelation zwischen tatsächlichem Schaden und ermittelten Kosten“.³⁷⁴ In den meisten Fällen sind die genannten Voraussetzungen jedoch nicht gegeben. Der Schadenskostenansatz findet im Bereich des sog. „Full Cost Accounting“ Anwendung. Zu tiefergehenden Ausführungen sei auf die Fachliteratur verwiesen.³⁷⁵

Vermeidungskosten-Ansatz

Beim Vermeidungskosten-Ansatz wird versucht, den monetären Wert der Vermeidung eines Schadens zu ermitteln. Dabei wird ein bestimmtes, tolerierbares Schadensniveau festgelegt, ab dem Schäden zu vermeiden sind. Die für die Vermeidung zusätzlicher Schäden aufgewandten Kosten werden diesen als Vermeidungskosten zugeordnet. Obwohl die Datenlage im Allgemeinen besser ist als beim Schadenskosten-Ansatz, ist auch dieser Ansatz in der Praxis kaum durchführbar, da sich selten ein direkter Zusammenhang zwischen Vermeidungskosten und potenziellem Schaden herstellen lässt.³⁷⁶

Zahlungsbereitschaftsanalyse (Hedonic Pricing)

Die Zahlungsbereitschaftsanalyse setzt eine empirische Untersuchung zu jedem auftretenden externen Effekt voraus. So werden die Preisbildungsprozesse auf Referenzmärkten mit einer signifikant geringeren Ausprägung des zu beobachtenden externen Effekts mit denen auf dem Beobachtungsmarkt verglichen.³⁷⁷ Ein häufig zitiertes Beispiel sind die Grundstückspreise in Wohngebieten mit erhöhter Emissionsbelastung im Vergleich zu Wohngebieten mit niedriger Emissionsbelastung.

Während diese Methode der Bestimmung externer Kosten am ehesten dem marktwirtschaftlichen Verständnis einer Bewertung entspricht, tritt hierbei das Problem auf, den Einfluss von Störgrößen nicht genau quantifizieren zu können.

³⁷³ VBW e.V. (Hrsg.), online im Internet, Stand: o.A. Abruf: 21.04.2004

³⁷⁴ VBW e.V. (Hrsg.), online im Internet, Stand: o.A. Abruf: 21.04.2004

³⁷⁵ Vertiefungsliteratur: Howes, H. et al. (1998); Fichter; Loew; Seidel (1997)

³⁷⁶ VBW e.V. (Hrsg.), online im Internet, Stand: o.A. Abruf: 21.04.2004

³⁷⁷ VBW e.V. (Hrsg.), online im Internet, Stand: o.A. Abruf: 21.04.2004

5.1.3.2 Nicht-monetäre Ansätze

5.1.3.2.1 Qualitative Ansätze

Verbal-argumentative Bewertung

In einer verbal-argumentativen Bewertung werden quantitative und qualitative Daten, die das System hinsichtlich seiner Umweltauswirkungen beschreiben, strukturiert und anhand von Umweltkriterien charakterisiert.³⁷⁸

Die Anwendungsbereiche sind vielfältig und reichen von einer groben Schwachstellenanalyse über die Umweltberichterstattung bis hin zur Bewertung im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsprüfung.³⁷⁹

ABC/XYZ-Analyse

„Die ABC-Methode ist eine eher qualitative, relativ abstufende Bewertungsmethode, die aber auch argumentative und monetarisierende Aspekte enthält.“³⁸⁰ Dabei werden die Stoffströme nach ihren Umweltwirkungen relativ abstufend nach einem Klassifizierungsschema geordnet. Die Klasse A steht dabei für dringenden Handlungsbedarf, während eine Einordnung in Klasse C keinen Handlungsbedarf vorsieht. Die ABC-Methode lässt sich mit der XYZ-Methode kombinieren, in der analog die Menge der betroffenen Stoffströme verschiedenen Klassen zugeordnet wird. Eine Einordnung in die Klasse X bedeutet eine niedrige Menge, während ein großer Stofffluss in die Klasse Z eingeordnet wird. Daraus lässt sich dann die in TABELLE 8 gezeigte Matrix ableiten.³⁸¹

	A	B	C
X	kleine Mengen eines sehr schädlichen Stoffs	kleine Mengen eines schädlichen Stoffs	kleine Mengen eines unschädlichen Stoffs
Y	mittlere Mengen eines sehr schädlichen Stoffs	mittlere Mengen eines schädlichen Stoffs	mittlere Mengen eines unschädlichen Stoffs
Z	große Mengen eines sehr schädlichen Stoffs	große Mengen eines schädlichen Stoffs	große Mengen eines unschädlichen Stoffs

TABELLE 8 „ABC/XYZ-ANALYSE“
 QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG

Die ABC/XYZ-Analyse ist für die grobe Beurteilung eines Systems oder eines gesamten Unternehmens geeignet und kann genutzt werden, um operative oder strategische Entscheidungen umweltbezogen abzusichern.³⁸²

³⁷⁸ Vgl. BMU; UBA (Hrsg.) (2001), S.219

³⁷⁹ Vgl. BMU; UBA (Hrsg.) (2001), S.219ff.

³⁸⁰ BMU; UBA (Hrsg.) (2001), S.227

³⁸¹ Vgl. BMU; UBA (Hrsg.) (2001), S.227ff.

³⁸² Vgl. BMU; UBA (Hrsg.) (2001), S.227ff.

5.1.3.2.2 Quantitative eindimensionale Ansätze

Kumulierter Energieaufwand (KEA)

Der kumulierte Energieaufwand (KEA) ist eine Größe, die den gesamten, primärenergetisch bewerteten Aufwand erfasst, der „im Zusammenhang mit der Herstellung, Nutzung und Beseitigung eines ökonomischen Gutes entsteht bzw. diesem ursächlich zugewiesen werden kann.“³⁸³ Er eignet sich daher besonders gut zur Bewertung von Produkten und Prozessen, deren Umweltauswirkungen hauptsächlich auf die Umwandlung von Energie zurückzuführen sind.^{384,385} Von Glatzel und Kaschrenz mit dem „technisch genial einfachen Stethoskop der Medizin“ verglichen ist der KEA zwar kein Ersatz für andere, „filigranere Instrumente der Umweltdiagnose“, jedoch hervorragend für den „Grobcheck“ im Rahmen der Wirkungsbilanz der LCA-Analyse geeignet.³⁸⁶

Der KEA berechnet sich nach der VDI 4600 zu:³⁸⁷

$$KEA = \sum_{i=1}^l \left(\frac{EE_i}{g_i} \right) + \sum_{j=1}^m \left(\frac{NEV_j}{g_j} \right) + \sum_{k=1}^n \left(\frac{SEI_k}{g_k} \right)$$

GLEICHUNG 47 „BERECHNUNG DES KEA“

Er setzt sich aus der Summe des Endenergieaufwands, des nichtenergetischen Aufwands und des stoffgebundenen Energieinhalts aller Komponenten, bereinigt um den Bereitstellungsnutzungsgrad, zusammen.

Materialintensität pro Serviceeinheit (MIPS)

Das Konzept der Materialintensität pro Serviceeinheit (MIPS) hat seinen Ursprung im Wuppertaler Institut für Umwelt, Klima und Energie. Grundgedanke ist die fragwürdige Annahme, dass Umweltauswirkungen eines Systems über seine Lebensdauer („von der Wiege bis zur Wiege“) hauptsächlich auf den Transport von Material zurückzuführen ist. Der über die Lebensdauer kumulierte Materialtransport (Materialintensität) wird auf die Serviceeinheiten, die das System generiert, bezogen. Demzufolge eignet sich das MIPS-Konzept nur für dienstleistungserbringende Systeme.^{388,389}

Methode der ökologische Knappheit

Die Methode der ökologischen Knappheit wurde von Ahbe, Braunschweig und Müller-Wenk entwickelt und 1990 erstmals veröffentlicht. Sie basiert auf dem Distance-to-Target-Prinzip, also auf dem Vergleich zwischen den aktuellen Stoffflüssen des Systems mit einem Zielwert, der auch als kritischer *Elementarfluss* bezeichnet wird. Aus dem aktuellen und dem kritischen

³⁸³ Schaefer, H. (1995), S.2

³⁸⁴ Vgl. Häuslein, A.; Möller, A. (1995), S.51ff.

³⁸⁵ Vgl. Glatzel, W.-D.; Kaschrenz, H. (1995), S.69ff.

³⁸⁶ Glatzel, W.-D.; Kaschrenz, H. (1995), S.72

³⁸⁷ VDI 4600 (1997), S.6

³⁸⁸ Vgl. Schmidt-Bleek (1994), S.108

³⁸⁹ Anmerkung: Streng genommen erfüllt jedes System eine Dienstleistung und hat demzufolge auch eine Serviceeinheit.

Elementarfluss einer Substanz berechnet sich der sog. Ökofaktor, als Maß für deren ökologische Relevanz zu:

$$\ddot{O}F = \frac{1}{F} \cdot \left(\frac{F}{F_K} \right)^2 \cdot 10^{12} \cdot a^{-1}$$

GLEICHUNG 48 „ÖKOFAKTOR“

Die spezifischen Umweltbelastungspunkte (UBP/kg) als Einheit des Ökofaktors erlauben eine Gewichtung der Stoffströme aus der Sachbilanz. Diese Gewichtung wiederum basiert auf Schutzobjekten („safe-guard subjects“), die zwar allgemein anerkannt sind, trotzdem jedoch subjektiven Wertevorstellungen unterliegen. Um zwei Systeme miteinander vergleichen zu können, wird für jedes System die Summe der Umweltbelastungspunkte über alle in der jeweiligen Sachbilanz aufgeführten Substanzen gebildet. Aus ökologischer Sicht ist nach dieser Methode System a System b vorzuziehen, wenn gilt:

$$\ddot{O}F_{a,kum} < \ddot{O}F_{b,kum} \quad \text{mit} \quad \ddot{O}F_{kum} = \sum_{i=1}^I \left(\frac{1}{F_i} \cdot \left(\frac{F_i}{F_{i,K}} \right)^2 \cdot m_i \cdot 10^{12} \cdot a^{-1} \right)$$

GLEICHUNG 49 „KUMULIERTER ÖKOFAKTOR“

Die Methode der ökologischen Knappheit hängt – in höherem Maße als die anderen Verfahren – von den örtlichen Gegebenheiten (Klima, Geografie, etc....) ab. Da Ökofaktoren bisher nur für wenige Regionen in Europa (bspw. Schweiz, Belgien) verfügbar sind, ist das Verfahren nur begrenzt zur Anwendungen außerhalb dieser Regionen geeignet.

Eco-Indicator 99

Das Eco-Indicator 99-Konzept geht auf eine gemeinsame Initiative des niederländischen Ministeriums für Raumplanung, Bebauung und Umwelt (VROM), der „Swiss National Science Foundation“ und dem BUWAL aus den Jahren 1997 bis 1999 zurück. Mit diesem Konzept wird ein schadensorientierter Ansatz verfolgt, der – im Gegensatz zu den problemorientierten Ansätzen (Kritische Volumina-, CML-II-, UBA-Ansatz) – keine Wirkungs- sondern Schadenskategorien zur Klassifizierung der Umweltauswirkungen nutzt.³⁹⁰ Die Klassifizierung erfolgt in den drei Schadenskategorien „Ressourcen“, „Ökosystem“ und „menschliche Gesundheit“. Stoffspezifische Schadensindikatoren werden mit den jeweiligen Stoffmengen/-massen/-volumina multipliziert und über alle Stoffe des Systems je Schadenskategorie zu drei Indikatorergebnissen kumuliert. Im anschließenden Wichtungungsverfahren werden diese drei Werte zu einem Indikator zusammengefasst.³⁹¹ Der „Bottle neck“ dieses Verfahrens ist aufgrund seiner Subjektivität mit Sicherheit das Wichtungungsverfahren.

³⁹⁰ Vgl. PRé Consultants bv (Hrsg.) (2004), online im Internet, Stand: 23.02.2004, Abruf: 27.02.2004

³⁹¹ Vgl. PRé Consultants bv (Hrsg.) (2004), online im Internet, Stand: 23.02.2004, Abruf: 27.02.2004

5.1.3.2.3 Quantitative mehrdimensionale Ansätze

Kritische Volumina

Die Methode der kritischen Volumina hat seinen Ursprung in der Schweiz; erste Ansätze gehen bis auf das Jahr 1978 zurück. Das Prinzip der kritischen Volumina basiert auf der Annahme, dass jedes Umweltmedium bis zu einem bestimmten Grenzwert mit einer Substanz belastet werden kann, ohne dass eine dauerhafte Schädigung eintritt. Das kritische Volumen bezeichnet dann das Volumen des Umweltmediums, das notwendig ist, um durch Verdünnungseffekte die Konzentration der Substanz unter dem zulässigen Grenzwert zu halten. Das kritische Volumen berechnet sich zu:

$$KV_i = \frac{F_i}{k_{krit,i}}$$

GLEICHUNG 50 „KRITISCHES VOLUMEN“

Das gesamte kritische Volumen je Umweltmedium berechnet sich als Summe aller kritischen Volumina je Stoff *i*. Zwar wird eine Aggregation der kritischen Volumina je Umweltmedium zu einem meta-kritischen Volumen diskutiert, jedoch soll das Verfahren hier als mehrdimensional klassifiziert werden, da die ursprüngliche Methode der kritischen Volumina dies nicht vorsieht. Schwachpunkte dieses Verfahrens sind die Festlegung der Grenzwerte, da diese oft nicht das Ergebnis wissenschaftlicher Untersuchungen sondern vielmehr politischer Kompromisse darstellen.³⁹²

Ansatz des Umweltbundesamtes

Die Methode des Umweltbundesamtes wurde speziell auf die Integration in das internationale Normenwerk zur Ökobilanzanalyse ausgerichtet³⁹³ und ist für alle vom UBA oder in dessen Auftrag durchgeführten Ökobilanzanalysen bindend.³⁹⁴ Es führt die Ergebnisse des Projekts „Bewertung in Ökobilanzen“, die „Verfahrensregeln zur Durchführung von Ökobilanzen“ und der internationalen Standardisierungsarbeit zusammen.

Das Projekt „Bewertung in Ökobilanzen“ wurde 1996 vom Bundesumweltministerium und dem Umweltbundesamt initiiert. In der Projektgruppe wirkten Vertreter aus der Industrie, der Wissenschaft, der Umwelt- und Verbraucherverbände, der Gewerkschaften und staatlicher Umweltschutzstellen mit. Die drei Hauptziele des Projekts, das bis 1999 abgeschlossen werden konnte, waren die Identifikation konsensfähiger und nicht konsensfähiger Elemente der Ökobilanzanalyse, die Darstellung des Bewertungsprozesses und der deutsche Beitrag zum internationalen Normungsprozess.³⁹⁵

Die 1998 formulierten „Verfahrensregeln zur Durchführung von Ökobilanzen“ sind das Ergebnis einer intensiven Diskussion zwischen dem Bundesumweltministerium, dem Umweltbundesamt und dem Bundesverband der deutschen Industrie e.V. (BDI). Sie stellen

³⁹² Vgl. UBA (Hrsg.) (1995), S.32ff.

³⁹³ Vgl. Schmitz, S.; Paulini, I. (1999), S.7

³⁹⁴ Vgl. Schmitz, S.; Paulini, I. (1999), S.11

³⁹⁵ Vgl. Schmitz, S.; Paulini, I. (1999), S.7

eine Selbstverpflichtungserklärung des Umweltbundesamtes dar, in der Vorgehen und beteiligte Gremien bei der Durchführung von Ökobilanzen festgelegt werden.³⁹⁶

Drei wesentliche Charakteristika kennzeichnen die Methode des Umweltbundesamtes:

- Bewertung auf Grundlage des Vergleichs zweier Verfahren
- Orientierung an übergeordneten Schutzgütern der Umweltpolitik
- Orientierung am bestehenden und angestrebten Gesundheits- und Umweltzustand³⁹⁷

Das Vorgehen gliedert sich in die drei wesentlichen Schritte Klassifizierung, Ordnung und Normung sowie Auswertung. Im Rahmen der Klassifizierung werden die Ergebnisse der Sachbilanz *Wirkungskategorien* zugeordnet, innerhalb der sie mithilfe von Charakterisierungsfaktoren zu Wirkungsindikatorergebnissen aggregiert werden. Je Wirkungskategorie ergibt sich das Indikatorergebnis zu:

$$IE = \sum_{i=1}^I x_i \cdot f_i$$

GLEICHUNG 51 „WIRKUNGSINDIKATOR UBA“

Die Ordnung und Normierung der Wirkungsindikatorergebnisse hat die Vergleichbarkeit der Wirkungsindikatoren unterschiedlicher Wirkungskategorien zum Ziel. Dabei erfolgt eine Hierarchisierung der Wirkungsindikatorergebnisse hinsichtlich der ökologischen Gefährdung, des Abstands zum angestrebten Umweltzustand (Distance-to-Target) und des spezifischen Beitrags in einer fünfstufigen Ordinalskala von A (höchste Priorität) bis E (niedrigste Priorität).^{398,399}

Im letzten Schritt des Verfahrens, der Auswertung, wird – mithilfe der Ergebnisse der vorangegangenen Schritte – die zu Beginn der Ökobilanzanalyse festgelegte Zielfragestellung beantwortet.⁴⁰⁰

Das UBA-Verfahren eignet sich besonders gut für den Vergleich zweier Systeme und bei der Identifikation von Maßnahmen zur Vermeidung/Verringerung der ökologischen Gefährdung eines Systems.⁴⁰¹

Problemorientierter Ansatz des CML

Der problemorientierte Ansatz des Institute of Environmental Sciences (CML) unterscheidet sich im Prinzip nicht vom Wirkungsindikator-Ansatz des Umweltbundesamtes. Es liegt lediglich eine andere Datenbank der Charakterisierungsfaktoren zugrunde. Er lässt sich aus diesem Grund sehr gut in die beschriebenen weiteren Bewertungs- und Auswertungsschritte des Umweltbundesamtes integrieren.

³⁹⁶ Vgl. Schmitz, S.; Paulini, I. (1999), S.8

³⁹⁷ Schmitz, S.; Paulini, I. (1999), S.11

³⁹⁸ Anmerkung: Eine hohe Priorität bedeutet eine hohe Einschätzung der ökologischen Gefährdung der betrachteten Stoffflüsse.

³⁹⁹ Vgl. Schmitz, S.; Paulini, I. (1999), S.14f.

⁴⁰⁰ Vgl. Schmitz, S.; Paulini, I. (1999), S.14ff.

⁴⁰¹ Vgl. Schmitz, S.; Paulini, I. (1999), S.20ff.

5.1.4 Auswertung

Im Rahmen der Auswertung der Ökobilanz werden die Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung mithilfe verschiedener mathematischer und statistischer Verfahren ausgewertet, um die Zielfragestellung zu beantworten und Empfehlungen auszusprechen.⁴⁰²

5.2 Externe Kosten

Da die externen Kosten im Rahmen des im Kapitel 5.3 näher beschriebenen Gesamtkonzeptes der Ökobilanzanalyse eine wesentliche Rolle spielen, soll an dieser Stelle eine kurze Einführung in die Problematik der externen Kosten erfolgen. Dabei sollen im Wesentlichen die Fragen nach der Abgrenzung zu internen Kosten, der Entstehung und der Internalisierung beantwortet werden.

Während interne Kosten diejenigen Kosten darstellen, die in der Gewinn- und Verlustrechnung der Unternehmen berücksichtigt werden, versteht man unter externen Kosten die Kosten, die zwar entstehen, jedoch „im betrieblichen Rechnungswesen bzw. in der Wirtschaftsrechnung der privaten und öffentlichen Haushalte nicht als Kosten auftauchen.“^{403,404} Externe Kosten sind die monetär bewerteten, negativen externen Effekte⁴⁰⁵ (z.B. gesundheitliche Schädigung, Verminderung der Trinkwasserqualität,...), deren Entstehen wiederum auf die Existenz von Wirtschaftsobjekten, die nicht über den Markt bewertet werden (z.B. saubere Luft), zurückzuführen ist.⁴⁰⁶ Der *Kollektivgut*charakter dieser Umweltressourcen zwingt rational handelnde Wirtschaftssubjekte in einer Marktwirtschaft⁴⁰⁷ dazu, im höchstmöglichen Maße die weitestgehend kostenlosen Kollektivgüter zu nutzen. Dies resultiert in einer Transformation privater in gesellschaftliche Kosten. Wenn die gesellschaftlichen Kosten nicht wieder auf die verursachenden Wirtschaftssubjekte rückübertragen werden können, entsteht eine Differenz zwischen privaten und Gesamtkosten (Summe aus privaten und gesellschaftlichen Kosten), die den externen Kosten entspricht.⁴⁰⁸ Gelingt es, durch Werkzeuge der Umweltpolitik (z.B. Steuern, Abgaben, Lizenzen,...) die externen Kosten auf die Verursacher rückzuübertragen, spricht man von Internalisierung der externen Kosten.⁴⁰⁹

Nachdem alle wichtigen Ansätze zur Ökobilanzanalyse in groben Zügen beschrieben wurden, soll im Folgenden aus diesen Ansätzen ein auf die Problematik des Betrachtungsobjektes ausgerichtetes Konzept zur Bewertung von Umweltauswirkungen entwickelt werden.

⁴⁰² Vgl. EN ISO 14040 (1997), S.11

⁴⁰³ Wicke, L. (1993), S.43

⁴⁰⁴ Vgl. IPTS; European Commission (Hrsg.), online im Internet, Stand: o.A., Abruf: 15.03.2004

⁴⁰⁵ Anmerkung: Positive externe Effekte werden durch externe Leistungen ausgedrückt. Externe Leistungen werden in dieser Arbeit nicht behandelt.

⁴⁰⁶ Vgl. IPTS; European Commission (Hrsg.), online im Internet, Stand: o.A., Abruf: 15.03.2004

⁴⁰⁷ Anmerkung: Auch in Planwirtschaften ist das Problem festzustellen. Vgl. Wicke, L. (1993), S.43

⁴⁰⁸ Vgl. Wicke, L. (1993), S.41ff.

⁴⁰⁹ Anmerkung: Natürlich können externe Kosten auch freiwillig durch das Unternehmen internalisiert werden. Dieser Situation kommt in der Praxis allerdings keinerlei Bedeutung zu.

5.3 Auswahl und Beschreibung eines geeigneten LCA-Konzepts

5.3.1 Zieldefinition und Systemgrenzen

Das Ziel dieser LCA-Analyse ist die Identifizierung und Quantifizierung der ökologisch kritischen Parameter des Betrachtungsobjekts. Unter ökologisch kritischen Parametern sollen in diesem Kontext diejenigen Systemparameter verstanden werden, deren Variation in einer signifikanten Änderung der Umweltauswirkung resultiert. Ferner soll das Ziel dieser Analyse ein Modell sein, das mit einfachen Mitteln und möglichst transparent mit den Modellen der Kapitel 3 und 4 zu einem gemeinsamen Modell integriert werden kann, dessen gemeinsame Zielgröße eine monetäre Größe sein soll.

Um der Zielstellung gerecht zu werden, müssen die in Kapitel 2 festgelegten Systemgrenzen an die Anforderungen der LCA-Analyse angepasst werden. Während in der zeitlichen und funktionalen Dimension keine Änderung erforderlich ist, muss der physische Betrachtungsrahmen um den sog. „ökologischen Rucksack“ des Systems erweitert werden. Unter dem „ökologischen Rucksack“ werden diejenigen Umweltauswirkungen verstanden, die zwar nicht direkt durch das betrachtete System verursacht werden, diesem jedoch zugerechnet werden müssen, da sie durch Produkt- und/oder Dienstleistungssysteme hervorgerufen wurden, die zur Funktionserhaltung und –erstellung des Betrachtungsobjekts zwingend notwendig sind (z.B. Produktionsprozess, Hilfsstoffe, etc. ...). Dementsprechend soll die physische Systemgrenze so festgelegt werden, dass die wesentlichen Bestandteile des „ökologischen Rucksacks“ berücksichtigt werden.

5.3.2 Sachbilanz

Die Grundlage der Sachbilanz sind die Ergebnisse der Modellierung des technischen Basisentwurfs sowie Materiallisten. Diese werden in folgenden Kontenrahmen eingeordnet:

Input	Output
Herstellungsphase Material Energie	Herstellungsphase Material Energie
Installationsphase Energie	Installationsphase Energie
Nutzungsphase Material Energie Fördermedium	Nutzungsphase Material Energie Fördermedium
Stilllegungsphase	Stilllegungsphase Material

TABELLE 9
QUELLE

„KONTENRAHMEN SACHBILANZ“
EIGENE DARSTELLUNG

5.3.3 Wirkungsabschätzung

Um die oben genannten Ziele zu erreichen, stehen nur monetäre Verfahren zur Wirkungsabschätzung zur Verfügung. Um zu einem monetären Verfahren der Wirkungsabschätzung zu gelangen, ist folgende Vorgehensweise zwingend notwendig, die auch bereits in den original als monetär geltenden Verfahren implizit zur Anwendung kommt (TABELLE 10; Erklärung der Farben: grün: möglich, gelb: bedingt möglich, rot: nicht möglich):

1. Qualifizierung der Wirkungen
2. Quantifizierung der Wirkungen
3. Überführung der Wirkungen in Eindimensionalität
4. Monetarisierung der Wirkungen

	Qualifizierung der Wirkung	Quantifizierung der Wirkung	Überführung in Eindimensionalität	Überführen in Monetarität
verbal-argumentativ	grün	rot	rot	rot
ABC/XYZ-Analyse	grün	gelb	rot	rot
CML-Ansatz	grün	grün	rot	rot
UBA-Ansatz	grün	grün	rot	rot
Kritische Volumina	grün	grün	gelb	rot
KEA	grün	grün	grün	rot
MIPS	grün	grün	grün	rot
Ökologische Knappheit	grün	grün	grün	rot
Eco-Indicator 99	grün	grün	grün	rot
betriebliche Umweltkosten	grün	gelb	gelb	gelb
Schadenskostenansatz	grün	grün	grün	grün
Vermeidungskostenansatz	grün	grün	grün	grün
Zahlungsbereitschaftsanalyse	grün	grün	grün	grün

TABELLE 10 „MATRIX: ÜBERFÜHREN IN MONETARITÄT“
 QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG

Um den Anpassungsaufwand – und die damit verbundenen zusätzlichen Unsicherheiten – gering zu halten, sollte bei der Suche nach einem geeigneten Verfahren diese Vorgehensweise, der die in Kapitel 5.3.3 gewählte Klassifikation der Verfahren zugeordnet werden kann, in rückwärtiger Richtung nach dem ersten passenden Verfahren untersucht werden (TABELLE 11).

Die bereits vorhandenen, in Kapitel 5.1.3.1 näher beschriebenen, monetären Verfahren sind für das Betrachtungsobjekt dieser Arbeit nicht praktikabel. Die Anwendung des Verfahrens der betrieblichen Umweltkosten scheitert daran, dass wesentliche Teile der Zielstellung nicht erfüllt werden können, da Daten in erforderlichem Umfang und Qualität nicht zur Verfügung stehen. Ferner sind weder Vermeidungskosten noch Schadenskosten für das Betrachtungsobjekt zu ermitteln.

Die eindimensionalen Ergebnisse der Verfahren „MIPS“, „Ökologische Knappheit“ und „Eco-Indicator 99“ können nicht in monetäre Größen überführt werden, da bisher keine Beziehungen zwischen den jeweiligen nicht-monetären Größen und den externen Kosten vorliegen.

Im Gegensatz dazu wird in dem Projekt „ExternE“ der Europäischen Kommission der Zusammenhang zwischen externen Kosten und Primärenergieträger-Lebenszyklen („Fuel Cycles“) untersucht und versucht zu quantifizieren.⁴¹⁰ Da bereits Ergebnisse aus verschiedenen Mitgliedsstaaten der Europäischen Union (EU) (u.a. aus Deutschland) vorliegen, können diese zur Monetarisierung des KEA, also zur Transformation des KEA in externe Kosten, herangezogen werden. Diese Möglichkeit soll in dieser Arbeit erstmals angewendet werden und sowohl auf Wissenschaftlichkeit als auch auf Praktikabilität untersucht werden.⁴¹¹

	Quantitativität	Eindimensionalität möglich	Rohdaten- verfügbarkeit	Daten zur Monetari- sierung verfügbar
verbal-argumentativ				
ABC/XYZ-Analyse				
CML-Ansatz				
UBA-Ansatz				
Kritische Volumina				
KEA				
MIPS				
Ökologische Knappheit				
Eco-Indicator 99				
betriebliche Umweltkosten				
Schadenskostenansatz				
Vermeidungskostenansatz				
Zahlungsbereitschaftsanalyse				

TABELLE 11 „MATRIX: ANWENDBARKEIT DER VERFAHREN AUF DAS BETRACHTUNGSOBJEKTS“
 QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG

Exkurs: Das Projekt „ExternE“

Das Projekt „ExternE“ wurde 1991 von der Europäischen Kommission in Zusammenarbeit mit dem US Department of Energy (DOE) initiiert. Dabei sollte zum ersten Mal ein Bottom-up-Ansatz genutzt werden, um externe Kosten verschiedener Primärenergieträger-Lebenszyklen zu quantifizieren. Dabei stand die Entwicklung des Konzepts und der Austausch wissenschaftlicher Daten im Vordergrund der europäisch-US-amerikanischen Zusammenarbeit. In der Anfangsphase (Phase I) standen hauptsächlich Stein- und Braunkohle sowie nukleare Energieträger im Fokus der Betrachtung. In der EU schlossen sich die Phase II (im Rahmen des JOULE-II-Programms) und die Phase III (im Rahmen des JOULE-III-Programms) an. 1997 wurde die Phase III des Projekts, an der mehr als 50 Forschungseinrichtungen und Institutionen aus 15 europäischen Staaten teilnahmen, abgeschlossen.^{412,413}

⁴¹⁰ Vgl. IPTS; European Commission (Hrsg.), online im Internet, Stand: o.A. Abruf: 15.03.2004

⁴¹¹ Anmerkung: Ein ähnliches Verfahren zur Bestimmung der externen Kosten wendet das Unternehmen Ontario Hydro im Rahmen eines Full Cost Accounting an. Allerdings wird dabei nicht der KEA als Bewertungsgrundlage verwendet sondern die externen Kosten der Stromerzeugung werden mit ähnlichen Ansätzen wie bei ExternE direkt bestimmt. Nähere Information dazu unter Howes, H. et al. (1998).

⁴¹² Vgl. IPTS; European Commission (Hrsg.), online im Internet, Stand: o.A. Abruf: 15.03.2004

⁴¹³ Vgl. IPTS; European Commission (Hrsg.), online im Internet, Stand: o.A. Abruf: 15.03.2004

5.3.4 Auswertung

Sowohl die Identifikation der kritischen Parameter als auch deren quantitative Auswertung erfolgen in Anlehnung an die Vorgaben der EN ISO 14043 durch eine Sensitivitäts- und Szenarioanalyse, wobei die Sensitivitätsanalyse das Hauptinstrument darstellt. Die Szenarioanalyse dient dagegen vermehrt der Beurteilung von kybernetischen Abhängigkeiten sowie zum Vergleich zweier Systeme unter unterschiedlichen Rahmenbedingungen. Zunächst werden alle variablen Input-Werte als potenzielle kritische Parameter behandelt. Die Quantifizierung der Input-Zielgröße-Beziehung über die Sensitivitätsanalyse dient dabei gleichzeitig auch als Identifikationshilfe für die kritischen Parameter. Dabei wird folgendes Entscheidungskriterium verwendet:

$$\forall x_i : R(x_1) < R(x_2) : \left| \frac{\partial LCC_{ext, spez}}{\partial x_1} \right| > \left| \frac{\partial LCC_{ext, spez}}{\partial x_2} \right|$$

GLEICHUNG 52 „ENTSCHEIDUNGSKRITERIUM FÜR KRITISCHE PARAMETER“

Denjenigen Input-Parametern x_i wird also eine höhere Priorität R zugewiesen, wenn die Zielgröße $LCC_{ext, spez}$ partiell nach ihnen differenziert einen höheren mathematischen Betrag ergibt.

Nachdem das Konzept zur ökologische Beurteilung des Betrachtungsobjekts beschrieben wurde, soll im Folgenden das Ausgangsszenario beschrieben werden.

5.4 Ausgangsdatenlage

Die im Folgenden beschriebene Ausgangsdatenlage entspricht den KEA-relevanten Daten aus der technischen Spezifikation sowie der Betriebssimulation des Betrachtungsobjekts.

Der Materialliste kann entnommen werden, dass über den gesamten Lebenszyklus ca. 280 kg Gussteile, ca. 490 kg Stahlteile und ca. 14.800 kg Betonteile im Pumpwerk Verwendung finden. Die Komponenten werden 50 km auf der Straße transportiert. Für die Guss- und Stahlteile wird ein einheitlicher spezifischer kumulierter nichtenergetischer Aufwand (kna) von 7,0334 kWh/kg⁴¹⁴ und für die Betonteile von 0,3892 kWh/kg⁴¹⁵ bei einem Bereitstellungsnutzungsgrad von 90 % angenommen. Der Endenergieverbrauch wird aus den Ergebnissen des technischen Modells für den Basisentwurf⁴¹⁶ mit 1.337 MWh berechnet; der Bereitstellungsnutzungsgrad wird mit 33 % veranschlagt. Für den Transport der Komponenten werden die Daten aus der GEMIS-Datenbank („Lkw-mix-Deutschland“) übernommen.⁴¹⁷ Daraus ergeben sich 0,465 kWh/tkm und für den Personenverkehr 0,047 kWh/Perskm. Für die Monetarisierung wird mit externen Kosten von 3,06 Ct/kWh_{el} für den unteren und mit 9,20 Ct/kWh_{el} für den oberen Wert gerechnet. Diese Werte ergeben sich aus

⁴¹⁴ Vgl. VDI 4600 Blatt 1 Entwurf, S.13

⁴¹⁵ Vgl. VDI 4600 Blatt 1 Entwurf, S.13

⁴¹⁶ Anmerkung: Betriebsweise nach Szenario 2

⁴¹⁷ Vgl. Öko-Institut Institut für angewandte Ökologie e.V. (Hrsg.), online im Internet, Stand: 05.03.2004, Abruf: 21.04.2004

den Ergebnissen der Studie „ExternE“⁴¹⁸ und dem bundesdeutschen Energiemix für das Jahr 2004⁴¹⁹. Da sich die spezifischen externen Kosten auf Endenergie beziehen, sind die Bereitstellungs-nutzungsgrade nicht von Bedeutung und werden frei auf die oben angegebenen Werte geschätzt.

		Input	Output
Herstellungsphase			
	Material	8.194 kWh	*
	Energie		*
Installationsphase			
	Energie (Gütertransport)	1.086 kWh	*
Nutzungsphase			
	Material	1.172 kWh	117 kWh
	Energie (Gütertransport)	11 kWh	*
	Energie (Personenverkehr)	356 kWh	*
	Energie (Antriebsenergie)	1.337.135 kWh	*
	Fördermedium ⁴²¹	22.635.722 m ³	22.635.722 m ³
Stilllegungsphase			
	Material		9.249 kWh

* Wird bereits im Input berücksichtigt.

TABELLE 12 „SACHBILANZ BASESENTWURF“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG

5.5 Formulierung des Modells

Im Folgenden wird das ökologische Modell beschrieben, das – im Gegensatz zu den oben beschriebenen Modellen – aufgrund seiner Struktur ausschließlich durch MS Excel 2002™ (LCASIM 01) realisiert werden kann. Die Aufgabe des ökologischen Modells ist es, das ausgewählte LCA-Konzept in allgemeiner Form darzustellen und die wesentlichen ökologischen Auswirkungen des Betrachtungsobjekts in einer monetären Größe zusammenzufassen.

5.5.1 Die Zielgröße

Als Zielgröße wird in Übereinstimmung mit den Zielen der LCA-Analyse der Wert der spezifischen (auf die funktionale Einheit m³ bezogenen,) externen Lebenszykluskosten bestimmt. Die spezifische Größe wird der absoluten vorgezogen, um Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

⁴¹⁸ Vgl. IER; ISET; ZEW; DIW (Hrsg.) (1997) (online im Internet), S.79ff.

⁴¹⁹ Vgl. Dohmen, F.; Hornig, F. (2004)

⁴²¹ Anmerkung: Das Fördermedium wird in die Sachbilanz aufgenommen, um die Umweltauswirkungen durch Ex- bzw. Infiltration zu berücksichtigen. Ex- oder Infiltration wird für die Ausgangsdatenlage nicht angenommen, daher entspricht der Outputwert dem Inputwert.

5.5.2 Die Entscheidungsvariablen

Die Entscheidungsvariablen des Modells sind die Parameter, die durch den Anlagenplaner oder –betreiber maßgeblich beeinflussbar sind und wesentlichen Einfluss auf die über die Lebensdauer des Betrachtungsobjekts auftretenden Umweltauswirkungen haben. Dazu gehören die eingesetzten Werkstoffe, deren Mengen, der Energieverbrauch des Anlagenbetriebs sowie Daten zum Personen- und Gütertransport.

5.5.3 Unsichere Variablen

Als unsicher gelten die Variablen, die mit dem Anlagenentwurf und einem festgelegten Betriebsregime nicht eindeutig bestimmbar sind.

In hohem Maße unsicher sind die Daten, die den „ökologischen Rucksack“ der Komponenten beschreiben, da die genauen Umstände, unter denen die Komponenten erzeugt, verarbeitet und transportiert wurden, unbekannt sind. Auch die spezifischen externen Kosten des Energieaufwands, die zur Monetarisierung herangezogen werden, sind als unsicher zu bezeichnen.

Im Gegensatz zu den unsicheren Variablen des ökonomischen Modells lassen sich die unsicheren Variablen dieses Modells nicht durch Wahrscheinlichkeitsfunktionen beschreiben, da die Zusammenhänge nur unzureichend bekannt sind. Aus diesem Grund müssen die unsicheren Variablen im ökologischen Modell geschätzt werden. Während die Basis der Schätzungen des Energieaufwands der einzelnen Komponenten die in den Beispielrechnungen der VDI-Richtlinie 4600 genannten Werte⁴²² sind, dienen die im „Final Report“ der „ExternE National Implementation Germany“⁴²³ genannten spezifischen externen Kosten als Basis der Schätzungen.

5.5.4 Modellstruktur

Da keine iterativen Berechnungsverfahren notwendig sind, kann das ökologische Modell mithilfe einer einzigen Gleichung dargestellt werden:

$$LCC_{ex} = \left(\frac{EE}{g_{ee}} + \sum \frac{kna_i}{g_{kna}} \cdot m_i + \sum eta_i \cdot m_i \cdot d_i \right) \cdot k_{ex}$$

GLEICHUNG 53 „STRUKTUR DES ÖKOLOGISCHEN MODELLS“

Die spezifischen Werte des kumulierten nichtenergetischen Aufwands (kna) und des energetischen Transportaufwands (eta) sind in einer Datenbank hinterlegt. Sie werden mit den zugehörigen Massen der Komponenten und – im Falle des energetischen Transportaufwands – zusätzlich mit der mittleren Distanz gewichtet und über alle Systemkomponenten aufsummiert, nachdem der nichtenergetische Aufwand um den Bereitstellungsnutzungsgrad korrigiert wurde. Der ebenfalls um den Bereitstellungsnutzungsgrad korrigierte Endenergie-

⁴²² Vgl. VDI-Richtlinie 4600 Blatt 1 (1998), S.3ff.

⁴²³ Vgl. IER; ISET; ZEW; DIW (Hrsg.) (1997), (online im Internet), S.79ff.

aufwand (EE) der Nutzungsphase wird dieser Summe hinzugefügt. Dies ergibt den kumulierten Gesamtenergieaufwand, der dann mit den spezifischen externen Kosten in die externen Lebenszykluskosten überführt wird.

Nachdem das ökologische Modell beschrieben wurde, soll es im Folgenden auf Fehler, Schwächen und Stärken untersucht werden, um es im zweiten Iterationsschritt verbessert zur Anwendung zu bringen.

5.6 Kritische Würdigung des Modells

5.6.1 Schwächen des Modells

5.6.1.1 Umfang

Die grobe Vorbetrachtung der Berechnungswerte ergibt – ausgehend von der in Kapitel 5.4 beschriebenen Ausgangsdatenlage – ein Bild, nach dem die externen Lebenszykluskosten der Nutzung um zwei Größenordnungen höher als die externen Lebenszykluskosten der Herstellung und der Entsorgung gemeinsam sind. Sie betragen für alle Prozesse bis zur Inbetriebnahme (Rohstoffgewinnung, Verarbeitung, Herstellung) 1.320 EUR, für die Betriebsphase 364.813 EUR und für die Entsorgungsphase -631 EUR. (siehe *ABBILDUNG 28*). Diese Ergebnisse werden durch ähnliche Ergebnisse einer Untersuchung von Hejlesen an vergleichbaren Objekten bestätigt.⁴²⁴ Diese Tatsache wird als sicheres Indiz dafür gewertet, dass die bisherige, sich an dem Prinzip der Vollständigkeit orientierende, Modellierung ihrem Ziel nicht angemessen ist. Eine Beschränkung auf die Betriebsphase scheint sinnvoll und wird zu einer erheblichen Vereinfachung des Modells führen. Dabei kann die Beschränkung – ohne eine wesentliche Verzerrung der Ergebnisse befürchten zu müssen – sogar ausschließlich auf die Antriebsenergie konzentriert werden, da der KEA der Antriebsenergie mit 1.337 MWh alle weiteren KEAs der Betriebsphase (1,5 MWh) um drei Größenordnungen übersteigt.

⁴²⁴ Vgl. Hejlesen, J. (2000), S.4ff.

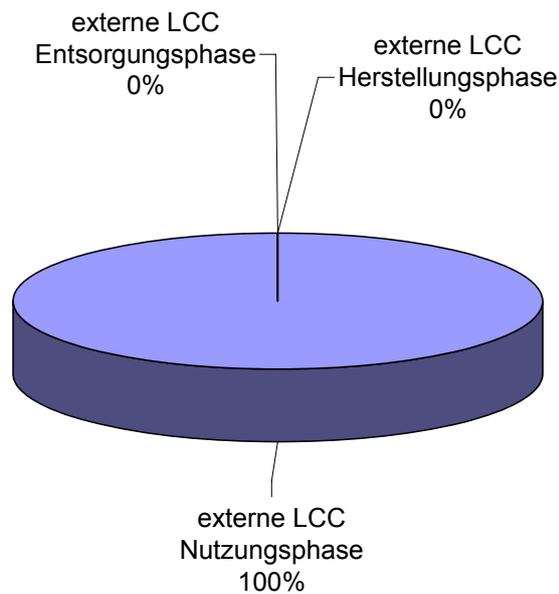


ABBILDUNG 28 „ZUSAMMENSETZUNG EXTERNE LCC“
QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG

5.6.1.2 Ungenauigkeit

Jedes Modell kann im besten Fall so genau sein wie der ungenaueste Inputwert. Insbesondere in der noch verhältnismäßig jungen Wissenschaftsdisziplin Ökologie ist die Datenlage noch mangelhaft. Soll trotzdem mit den vorhandenen Daten gearbeitet werden, so müssen große Fehler und/oder Definitionsbandbreiten in Kauf genommen werden. Bei der Beurteilung müssen diese unbedingt berücksichtigt werden. Für die Zielstellung wird die Bedeutung der Ungenauigkeit im Modell jedoch als unwesentlich eingeschätzt.

5.6.2 Stärken des Modells

5.6.2.1 Monetarität

Da mit der Zielgröße „externe Kosten“ ein monetärer Messwert zur Bestimmung der Umwelteinflüsse des Betrachtungsobjekts berechnet wird, lässt sie sich gut in die ökonomische Lebenszykluskostenrechnung integrieren. Eine Optimierung über die gesamten Lebenszykluskosten (interne und externe) ergibt dann die ökonomisch sowie ökologisch sinnvollste Variante.

5.6.2.2 Einfachheit

Das Modell kann, aufgrund der aggregierten Rohdatenbasis (kna für die Komponenten liegen vor) einfach und transparent gehalten werden. Aufwendige Prozesskettenanalysen können entfallen.

„Jedes Ding lässt sich von drei Seiten betrachten, von einer wirtschaftlichen, einer juristischen und einer vernünftigen.“

August Bier (1861-1940), dt. Mediziner u. Biologe

6 Integrative Betrachtung

Auf das Betrachtungsobjekt bezogen könnte das obige Zitat auch lauten: „...lässt sich von vier Seiten betrachten, von einer technischen, einer ökonomischen, einer ökologischen und einer vernünftigen.“ Im Folgenden soll die „vernünftige“ Seite betrachtet werden.

6.1 Einführung

Trotz größtmöglicher Umsicht und Fachkenntnis, mit der die Einzelmodelle erstellt wurden, sind deren Ergebnisse isoliert betrachtet nur mit äußerster Sorgfalt auszuwerten. Zu gering sind die Kenntnisse über mögliche Interdependenzen zwischen den Betrachtungsdimensionen Technik, Ökonomie und Ökologie. Zu gering sind aus diesem Grund die Möglichkeiten, wirkungsvolle Maßnahmen ableiten zu können, also die Ursachen einer bestehenden Ineffizienz zu bekämpfen anstatt nur deren Symptome zu kaschieren.

Ziel dieser Arbeit ist eine ganzheitliche (i.e. alle Betrachtungsdimensionen erfassende) Systemanalyse und die Identifikation der wesentlichen Systemparameter, deren Veränderungen einen verbesserten Systemzustand im Sinne der Ganzheitlichkeit erwirken. Dieses Ziel kann nur durch eine integrierte Betrachtung mit transparenten Schnittstellen erreicht werden. Die Überführung der Einzelmodelle in ein integriertes Modell ist dafür eine ganz wesentliche Voraussetzung.

Wie aber können Technik, Ökonomie und Ökologie sinnvoll zusammengeführt werden?

6.2 Wissenschaftliche Grundlagen

Um diese Frage hinreichend beantworten zu können, muss zuerst der Zusammenhang zwischen den Betrachtungsdimensionen diskutiert werden. Da Grundlagenliteratur zu diesem Thema rar ist, wird im Folgenden versucht, aus vorhandenen Ansätzen einen Integrationsansatz zu entwerfen, der für das Betrachtungsobjekt dieser Arbeit geeignet ist.

Grundlage des menschlichen Handelns ist das Streben nach Gewinn im weitesten Sinne („homo oeconomicus“). Aus diesem Grund erscheint es sinnvoll, die Ökonomie als Basisdimension zu betrachten, in welche die Dimensionen Technologie und Ökologie integriert werden. Als Basisdimension sei in diesem Kontext die Dimension zu verstehen, der die Zielgröße für die Optimierung entstammt. In einer Welt ohne technologische Beschränkungen wäre demnach eine Optimierung ausschließlich nach ökonomischen Gesichtspunkten ratsam. Da in der Realität allerdings der Handlungsspielraum des Ökonomen durch technologische Grenzen eingeschränkt ist, liefert die Dimension Technik die Nebenbedingungen, unter denen im ökonomischen Sinne optimiert werden kann. Der technisch-

ökonomische Integrationsprozess befindet sich auf einem sehr viel höherem Entwicklungsniveau als der ökonomisch-ökologische, da die Notwendigkeit der Berücksichtigung technologischer Randbedingungen schon lange bekannt ist. So erschien bereits im Jahr 1987 die VDI-Richtlinie 2235 „Wirtschaftliche Entscheidungen beim Konstruieren“,⁴²⁵ der weitere Normen und Regeln folgten. Diese verlangten, bereits während der Entwicklung und Konstruktion die wirtschaftlichen Konsequenzen während des Betriebes zu berücksichtigen.⁴²⁶ Allein schon die Tatsache, dass etwa 70 % der Kosten (nach Fischer bis 85 %⁴²⁷, nach Coenenberg, Fischer und Schmitz sogar bis 90 %⁴²⁸), die ein System während seiner Lebensdauer verursacht, in der Entwicklungsphase festgelegt werden,⁴²⁹ unterstreicht die Notwendigkeit einer engen Verzahnung von Technologie und Ökonomie.

Die Beziehung zwischen Ökonomie und Ökologie ist weniger offensichtlich und sehr viel weniger erforscht als der oben beschriebene Zusammenhang zwischen Ökonomie und Technologie. Einen wichtigen Meilenstein im Integrationsprozess der beiden erstgenannten Dimensionen setzte im Jahr 1972 der „Club of Rome“ in seinem ersten Aufsatz „The Limits of Growth“.⁴³⁰ Das damals zugrundegelegte Modell soll nun als Grundlage dienen, um den Zusammenhang herzustellen.

Demnach wird der, vom Gewinnstreben der Wirtschaftssubjekte angetriebene, Ressourcenverbrauch die natürliche Ressourcenregeneration bei unverändertem, exponentiellen Wachstumsprozess in etwa 100 Jahren übersteigen. Als Folge wird angenommen, dass das ökonomische System kollabieren und der allgemeine Wohlstand auf ein – verglichen mit dem derzeitigen Wohlstand – wesentlich niedrigeres Niveau zurückfallen wird. Als Konsequenz dieses düsteren Szenarios sollten sich die Wirtschaftssubjekte gezwungen sehen, den Wachstumsprozess des Ressourcenverbrauchs zu verlangsamen, um auch in Zukunft weiterhin Gewinne erwirtschaften zu können („Antizipation zukünftiger Entwicklungen“⁴³¹). Die Wirtschaftssubjekte sind demnach nicht intrinsisch motiviert, Maßnahmen zum Schutz natürlicher Ressourcen durchzuführen. Vielmehr besteht die Notwendigkeit der Einbeziehung ökologischer Betrachtungen in die ökonomischen Entscheidungsprozesse aus rein ökonomischen Abwägungen. Dabei sind die ökologischen Schutzgüter als mittelbare ökonomische Schutzgüter zu verstehen. Die Dimension Ökologie kann also als Erweiterung der ökonomischen Dimension auf die Zukunft und damit auf einen erweiterten Kreis beteiligter Wirtschaftssubjekte (zukünftige Generationen) verstanden werden. Wird also die Zeitkomponente in der ökonomischen Optimierung hinreichend berücksichtigt, ist eine separate ökologische Betrachtung hinfällig.

Zusammengefasst kann die eingangs gestellte Frage wie folgt beantwortet werden:

Die Ökonomie ist die Basisdimension und liefert die Zielgröße der Optimierung; die Technologie ist eine Hilfsdimension zur Bestimmung der Nebenbedingungen; die ökologische Dimension ist die zeitliche Erweiterung der ökonomischen Dimension.

⁴²⁵ VDI 2235 (1987)

⁴²⁶ Vgl. VDI 2235 (1987), S.2ff.

⁴²⁷ Vgl. Fischer, T. (1993), S.67

⁴²⁸ Vgl. Coenenberg, A.G.; Fischer, T.; Schmitz, J. (1994), S.1

⁴²⁹ VDI 2235 (1987), S.3

⁴³⁰ Meadows, D.H.; Meadows, D.I.; Randers, J.; Behrens III, W.W. (1972), (Abstract online im Internet)

⁴³¹ Orbach, T.; Beucker, S.; Lang, C., online im Internet, Stand: 28.03.2002 Abruf: 23.04.2004

Auf operativer Ebene wird die Integration von Ökonomie und Ökologie seit Anfang der 1990er Jahre diskutiert. Dabei wird davon ausgegangen, dass Unternehmensentscheidungen in der Zukunft zunehmend auf Basis einer integrierten ökonomisch-ökologischen Betrachtung getroffen werden müssen.⁴³² Diese integrierte Betrachtung wird meist unter dem Oberbegriff „Umweltkostenrechnung“ zusammengefasst.⁴³³ Grundlage eines Umweltkostenrechnungssystems ist demnach das bestehende ökonomische Kostenrechnungssystem, das um ökologische Aspekte erweitert wird. Rein ökonomische Kostenrechnungssysteme sind nicht geeignet, eine nachhaltige Unternehmensentwicklung zu fördern.⁴³⁴ Einige Autoren ordnen die Lebenszykluskostenrechnung (LCC) explizit der Umweltkostenrechnung zu.⁴³⁵ Dazu ist vorgesehen, die externen Kosten über den Lebenszyklus zu den internen zu addieren, um eine Kenngröße für die (integrierte ökonomisch-ökologische) Nachhaltigkeit zu erhalten. Als Ansatz für die Bestimmung der externen Kosten wird meist der Vermeidungskostenansatz empfohlen, jedoch werden auch Anwendungsmöglichkeiten des Schadenskostenansatzes (im Rahmen des sog. „Full Cost Accounting“)⁴³⁶ diskutiert.⁴³⁷ Beiden Ansätzen ist allerdings das Problem der Monetarisierung externer Effekte, also die Bestimmung der externen Kosten, gemein. Während die externen Kosten in volkswirtschaftlichen Betrachtungen schon seit langem Eingang in die Praxis gefunden haben, erweist sich die Implementierung der externen Kosten in die betriebswirtschaftliche Praxis (Internalisierung) als Hauptproblem bei einer tatsächlich integrierten Umweltkostenrechnung.

Mit dem im Folgenden beschriebenen Modell soll ein Konzept vorgestellt werden, das technologische, ökonomische und ökologische Anforderungen gleichermaßen berücksichtigt.

6.3 Formulierung des Modells

In diesem Abschnitt soll das Modell beschrieben werden, das aus den im ersten Iterationsschritt entwickelten Einzelmodellen entwickelt wurde. Auch dieses Modell wird auf der Basis von Visual Basic 6.3™ und MS Excel 2002™ softwaretechnisch umgesetzt (INTSIM 4.2.1).

⁴³² Vgl. Fichter; Loew; Seidel (1997)

⁴³³ Vgl. Orbach, T.; Beucker, S.; Lang, C. (2002), online im Internet, Stand: 28.03.2002 Abruf: 23.04.2004

⁴³⁴ Vgl. Spengler, T. (1998), S.43f.

⁴³⁵ Vgl. Orbach, T.; Beucker, S.; Lang, C. (2002), online im Internet, Stand: 28.03.2002 Abruf: 23.04.2004

⁴³⁶ Vgl. Howes, H. et al. (1998), S.232

⁴³⁷ ECES (Hrsg.) (1997), S.27

6.3.1 Zielgröße

Um dem Anspruch der Gesamtheitlichkeit gerecht zu werden, wird das Modell mit größtmöglicher Flexibilität gestaltet. Dementsprechend ist die Zielgröße des Modells aus potenziellen Zielgrößen aus den Bereichen Energie- und Leistungsaufnahme, Betriebsbereich, Funktionssicherheit, Life-Cycle-Costs, Einzelkosten, spezifische Kosten und Cash-Flow-Profil frei wählbar. Somit ist dieses Modell als Werkzeug zur Optimierung in jedem der genannten Untersuchungsbereiche verwendbar.

6.3.2 Entscheidungsvariablen

Als Grundlage für die Beschreibung des Systems dienen eine technische Grobspezifikation, sowie technische und ökonomische Umgebungsparameter. Die technische Grobspezifikation basiert auf den standardisierten Spezifikationsformularen der Datenbank „Modularisierung für den Außendienst“, die bei der KSB Fluid Systems GmbH Verwendung findet und ist damit klar auf die praktische Verwendung ausgerichtet. Die gemäß der ausgewählten Ausführung gespeicherten Werte für Pumpen- und Anlagenkennlinien lassen sich individuell anpassen, somit können auch nicht vorgeschriebene Variationsmöglichkeiten und Betriebszustände modelliert werden.

Die ökonomischen Entscheidungsvariablen umfassen sowohl Daten, die durch betriebswirtschaftliche Entscheidungen des Anlagenbetreibers festgelegt werden können, als auch Daten, die durch das gesamtwirtschaftliche Umfeld vorgegeben werden. Es können sowohl Unterschiede in den Rahmenbedingungen (z.B. Mehrwertsteuersatz, Preissteigerungsrate, Preise) als auch im betriebswirtschaftlichen Entscheidungskalkül (z.B. Anzahl und Art des eingesetzten Personals, Art der verwendeten Fahrzeuge, Stromtarif) modelliert werden.

6.3.3 Unsichere Variablen

Im integrierten Modell werden lediglich die spezifischen externen Kosten („Stückpreis eines externen Effekts“) als unsicher angesehen. Eine aufwendigere Modellierung muss entfallen, da bisher wissenschaftliche Erkenntnisse zur genaueren Bestimmung nicht vorliegen. Aus diesem Grund wird im vorliegenden Modell das Vorgehen aus dem Projekt „ExterneE“ aufgegriffen und lediglich ein theoretischer Mindest- und Maximalwert errechnet.

Bezüglich des natürlicherweise stark schwankenden Zulaufvolumenstroms wird die Annahme aus dem technischen Modell beibehalten. Zwar ergibt die Art und Weise der Modellierung für den Anwender mehr Möglichkeiten, es wird jedoch auch weiterhin davon ausgegangen, dass der Tagesgang des Zulaufvolumenstroms sich für jeden Tag der Betriebsdauer des Betrachtungsobjekts wiederholt.

6.3.4 Struktur

Das integrierte Modell umfasst folgende fünf Teile, die direkt miteinander verknüpft sind und vereinfacht in folgender Reihenfolge ablaufen:

1. Variablendefinition
2. Technische Berechnung
3. Ökonomische Berechnung
4. Ausgabe der Ergebnisse

Die Teile 3. „Technische Berechnung“ und 4. „Ökonomische Berechnung“ sind dabei das Herz des Modells, während die restlichen Teile entweder eine programmiertechnische Notwendigkeit sind oder die Anwendbarkeit des Modells verbessern sollen.

Während die Struktur der technischen Berechnung mit wenigen Ausnahmen beinahe unverändert übernommen werden kann, werden am ökonomischen und ökologischen Teil erhebliche Modifizierungen vorgenommen.

Entsprechend der wissenschaftlichen Heranführung des Kapitels 6.2 wird die ökonomische und die ökologische Betrachtung zu einer erweiterten ökonomischen Berechnung zusammengefasst. Durch die Kopplung des ökonomischen Teils mit dem technischen ergeben sich weitere Anforderungen an die Schnittstelle, die auch Auswirkungen auf die Struktur haben. So wird eine Datenbank mit den erforderlichen Preisinformationen eingebunden, die auf Veränderungen technischer Eingabewerte reagiert. Beispielsweise hängen die Kosten der Baugrube von deren Tiefe und Volumen ab. Tiefe und Volumen der Baugrube sind wiederum eine Funktion der Schachtgeometrie, die ein Parameter der technischen Spezifikation ist. Auf diese Weise wird das statische ökonomische Modell des ersten Iterationsschritts in ein dynamisches überführt. Dadurch wird das Modell an die realen Gegebenheiten angeglichen und letztendlich deren Anwendung erleichtert. Zudem wird die in Kapitel 4.5.1.2 kritisierte, zeitliche Beschränkung aufgehoben. Durch die Implementierung eines Planungshorizonts können nun auch Varianten unterschiedlicher Nutzungsdauer verglichen werden. Damit ist die angestrebte zeitliche Break-Even-Analyse auch über die Nutzungsdauer hinaus möglich. Aus den in Kapitel 4.5.1.1 genannten Gründen wird auf die Monte-Carlo-Simulation verzichtet.

6.4 Auswertung des Modells

Der in Abschnitt 3.4 beschriebene Basisentwurf ist in Verbindung mit den in Abschnitt 4.3 definierten Umgebungsbedingungen Grundlage für alle Auswertungen des Modells. Die Auswertung wird anhand von Sensitivitätsanalysen, Szenarioanalysen, Break-Even- und Payout-Analysen durchgeführt. Diese Vorgehensweise der Auswertung ist in Ansätzen auch in früheren Untersuchungen anzutreffen.⁴³⁸

6.4.1 Auswertung des Basisszenarios (Szenario 1)

Im Folgenden soll das Basisszenario hinsichtlich seiner Lebenszykluskoste ausgewertet werden. Insbesondere wird eine Rangliste der wichtigsten Einflussparameter, die Zusammensetzung der Lebenszykluskosten vorgestellt sowie weitere Analyse- und Auswertungsmöglichkeiten vorgestellt.

6.4.1.1 Rangliste der Einflussparameter

Zur Beurteilung der Signifikanz des Einflusses der Eingangsparameter auf die Zielgröße dient der mathematische Betrag der mittleren (in den Variationsgrenzen von 80% bis 120% linear interpolierten)⁴³⁹ differentiellen Änderung der Zielgröße bezogen auf die differentielle Änderung des Variationsparameters (Steigung):

$$S = \left| \frac{\partial LCC_{spez.,PH}}{\partial \frac{x}{x_{100\%}}} \right|$$

GLEICHUNG 54 „BEURTEILUNG DER SIGNIFIKANZ“

Die Steigung hat die Einheit $\frac{Ct}{m^3}/\%$; aus Gründen der Lesbarkeit soll ihre Notation im Folgenden entfallen. Der Steigungswert sagt also aus, um wie viel Ct/m³ sich die spezifischen Lebenszykluskosten mit einer einprozentigen Änderung des Variationsparameters verringern lassen.

Als Zielgröße werden die spezifischen gesamten (internen und externen) Lebenszykluskosten bezogen auf die funktionale Einheit (geförderte m³ Schmutzwasser) über den Planungshorizont gewählt, um für nahezu alle Variationsparameter Vergleichbarkeit herstellen zu können. Es wurden insgesamt 26 Parameter untersucht. Diejenigen zehn Einflussparameter mit dem höchsten Einfluss auf die Lebenszykluskosten sind in ABBILDUNG 29 dargestellt.

⁴³⁸ Zum Beispiel: Maharsia, R.R.; Jerro, H.D. (2002), S.157ff.

⁴³⁹ Anmerkung: 100% beziehen sich immer auf die Ausgangsdatenlage des Basisentwurfs.

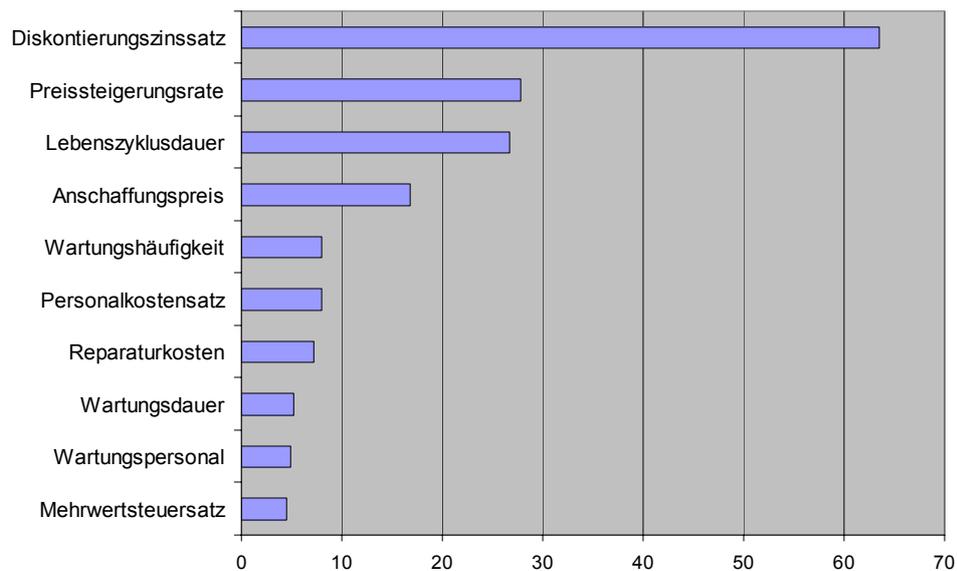


ABBILDUNG 29 „TOP-TEN EINFLUSSPARAMETER BASISZENARIO“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, BERECHNET NACH INTSIM 4.2.1.

Bei der Interpretation der Rangliste ist unbedingt zwischen dem Einfluss und dem Potenzial eines Parameters zu unterscheiden. So beeinflussen bspw. Diskontierungszinssatz, Preissteigerungsrate und Mehrwertsteuersatz die Lebenszykluskosten zwar erheblich; sie sind jedoch nicht oder nur in geringem Maße durch den Hersteller, Planer oder Betreiber beeinflussbar. Die Tatsache, dass Parameter, die den Energieverbrauch der Anlage beschreiben, nicht auftreten, ist dem Umstand zuzuschreiben, dass bei den gegebenen Restriktionen der Betriebsvorschrift die jährliche Betriebszeit der Pumpen lediglich 49 Stunden beträgt. So ist aus diesem Ergebnis folgende Schlussfolgerung zu ziehen, welche die Strategie einiger Betreiber bestätigt:

Entwickle, plane und betreibe die Anlage so, dass sich – auch zu Lasten der Energieaufnahme – eine möglichst hohe Lebensdauer und ein möglichst geringer Wartungs- und Reparaturaufwand einstellt.

Signifikante Unterschiede zu der Rangliste nach rein ökonomischen Gesichtspunkten (nur interne LCC) bestehen nicht. Daraus wird die oben geäußerte Einschätzung bestätigt, dass im Falle dieses Betrachtungsobjekts eine separate ökonomische und ökologische Betrachtung nicht notwendig ist.

6.4.1.2 Technische Daten und LCC

Mit dem Gesamtenergieaufwand (über die Nutzungsdauer) von 11,3 MWh kann ein Fördervolumen von 190.791 m³ realisiert werden. Das entspricht bei einem Betriebsbereich zwischen 15,81 m und 15,62 m Förderhöhe und 384 m³/h und 390 m³/h Fördervolumenstrom einem mittleren Gesamtwirkungsgrad von 72,19 %. Die maximale Leistungsaufnahme beträgt

22,25 kW_{el}. Die jährlichen Betriebsstunden der beiden Pumpenaggregate liegen bei 25 h und 24 h das jährliche Schaltspiel je Pumpe beträgt 4.928 a⁻¹.

Die internen Lebenszykluskosten betragen 183.406 EUR über den Lebenszyklus und 726.202 EUR über den Planungshorizont von 100 Jahren. Die externen Kosten belaufen sich auf 379 EUR (unterer Wert) und 1.140 EUR (oberer Wert). Bezogen auf das geförderte Volumen ergeben sich interne spezifische Lebenszykluskosten von 96,1 Ct/m³ und 39,2 Ct/m³, bei Berücksichtigung des gesamten Planungshorizonts.

Die Verteilung der LCC ist in folgendem Diagramm dargestellt:

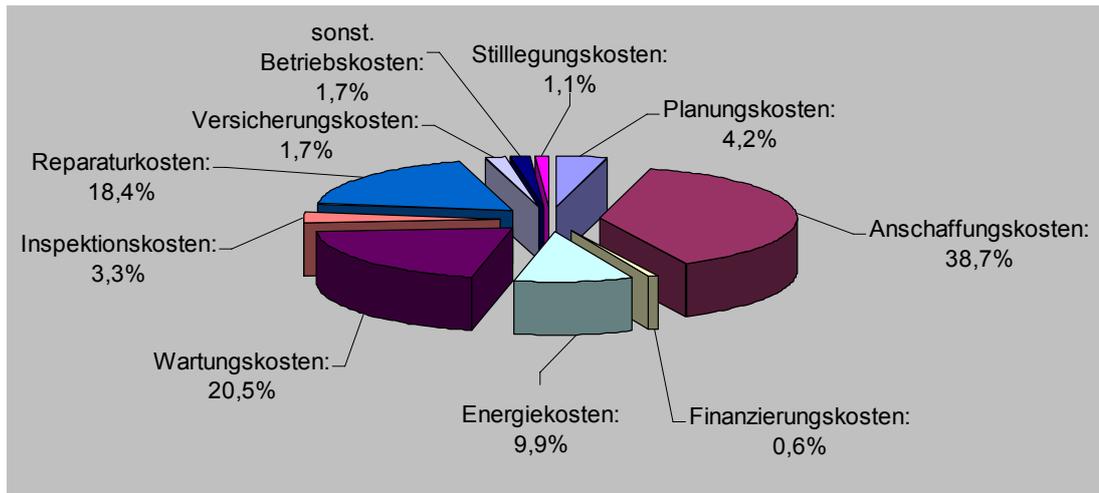


ABBILDUNG 30 „LCC-ZUSAMMENSETZUNG BASISZENARIO“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, AUSDRUCK AUS INTSIM 4.2.1., UNVERÄNDERT

Diese Zusammensetzung entspricht weitestgehend den Ergebnissen vorangegangener Untersuchungen von Pumpsystemen mit niedriger Betriebszeit, wonach Wartungskosten im weiteren Sinne (Wartung, Inspektion, Reparatur), Anschaffungskosten und Energiekosten die größten Kostenkomponenten sind.^{444,445,446} Das zugehörige Cash-Flow-Profil zeigt ABBILDUNG 31:

⁴⁴⁴ Vgl. Hydraulic Institute; Europump (Hrsg.) (2001), S.79ff.

⁴⁴⁵ Vgl. Hovstadius, G. (2001), S.30ff.

⁴⁴⁶ Vgl. Feldle, G. (2003), S.20

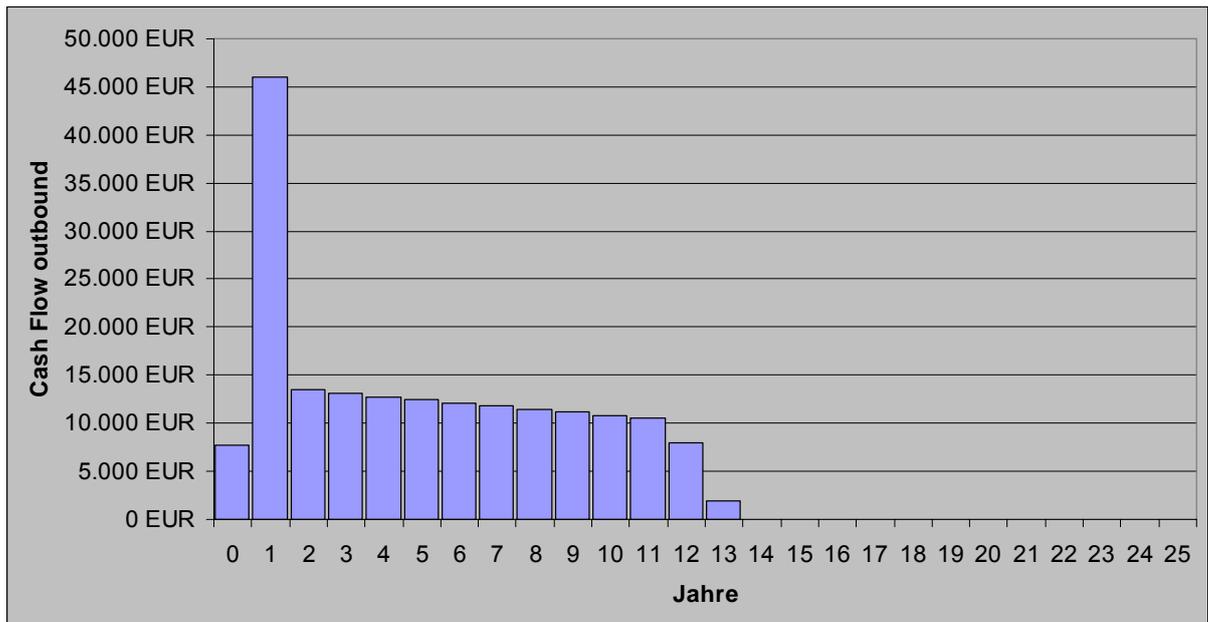


ABBILDUNG 31 „CASH-FLOW-PROFIL BASISZENARIO“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, AUSDRUCK AUS INTSIM 4.2.1., UNVERÄNDERT

Wie in Kapitel 4.1.2 beschrieben, stellt das Cash-Flow-Profil die abgezinste Ein- und Auszahlungen über den Produktlebenszyklus dar. Aus diesem Grund sind die nominal konstanten Betriebsausgaben hier mit fallender Tendenz dargestellt. Unter Umständen könnte es aus Gründen einer optimierten Kapitaldisposition geraten sein, die Auszahlungsspitze im ersten Jahr durch zusätzliche Kreditaufnahme zu senken. Dies ist jedoch von der jeweiligen finanziellen Situation des Unternehmens abhängig.

6.4.2 Auswertung des Szenarios mit erhöhtem zulässigen Schaltspiel (Szenario 2)

Obwohl – oder besser: weil – bei der Entwicklung des Basisszenarios alle einschlägigen Normen sowie die Betriebsvorschrift der verwendeten Pumpenaggregate berücksichtigt wurden, entspricht es nur in Ausnahmefällen der Praxis. Aus den Gesprächen mit den Betreibern und Planern ergab sich, dass bestimmte, in der Betriebsvorschrift als bindend angegebene Werte (bspw. das maximal zulässige Schaltspiel pro Jahr), in der Regel nicht beachtet werden.

In dem im Folgenden vorgestellten Szenario soll untersucht werden, wie sich eine Erhöhung der maximal zulässigen Schaltspiele pro Jahr und pro Stunde auf die Lebenszykluskosten auswirken. Dabei wird der Tatsache Rechnung getragen, dass in der Praxis das maximal zulässige Schaltspiel pro Jahr nicht berücksichtigt wird. Es wird daher in diesem Szenario willkürlich auf 500.000 a^{-1} (für die gesamte Pumpstation) gesetzt, um keine Begrenzung mehr darzustellen.

Des Weiteren wird ein maximal zulässiges Schaltspiel von 70 h^{-1} für die gesamte Pumpstation angenommen. Der in ABBILDUNG 32 dargestellte Zusammenhang zwischen möglichen Zulaufvolumenströmen und der Schalthäufigkeit lässt in der Erhöhung des maximal zulässigen

Schaltspiels ein enormes Potenzial vermuten. Das Maximum des tatsächlichen Schaltspiels liegt bei einem Verhältnis von Zulauf- zu Fördervolumenstrom von 0,5. Liegt das maximal zulässige Schaltspiel pro Stunde unterhalb von 68 h^{-1} , kann das Pumpwerk nur im zulässigen Bereich niedriger Zulaufvolumenströme betrieben werden (zulässiger Bereich: außerhalb der Grenzkurve), da Zulaufvolumenströme im „verbotenen Bereich“ (Bereich innerhalb der Grenzkurve) nicht ausgeschlossen werden können. Kann dagegen ein maximal zulässiges Schaltspiel pro Stunde oberhalb von 68 h^{-1} realisiert werden, kann das Pumpwerk bei allen Zulaufvolumenströmen bis zum maximalen Fördervolumenstrom ($390 \text{ m}^3/\text{h}$) eingesetzt werden.⁴⁴⁷ Im Vergleich zum Basisszenario kann mit einem erhöhten Schaltspiel ein um etwa 120-fach erhöhter Fördervolumenstrom realisiert werden

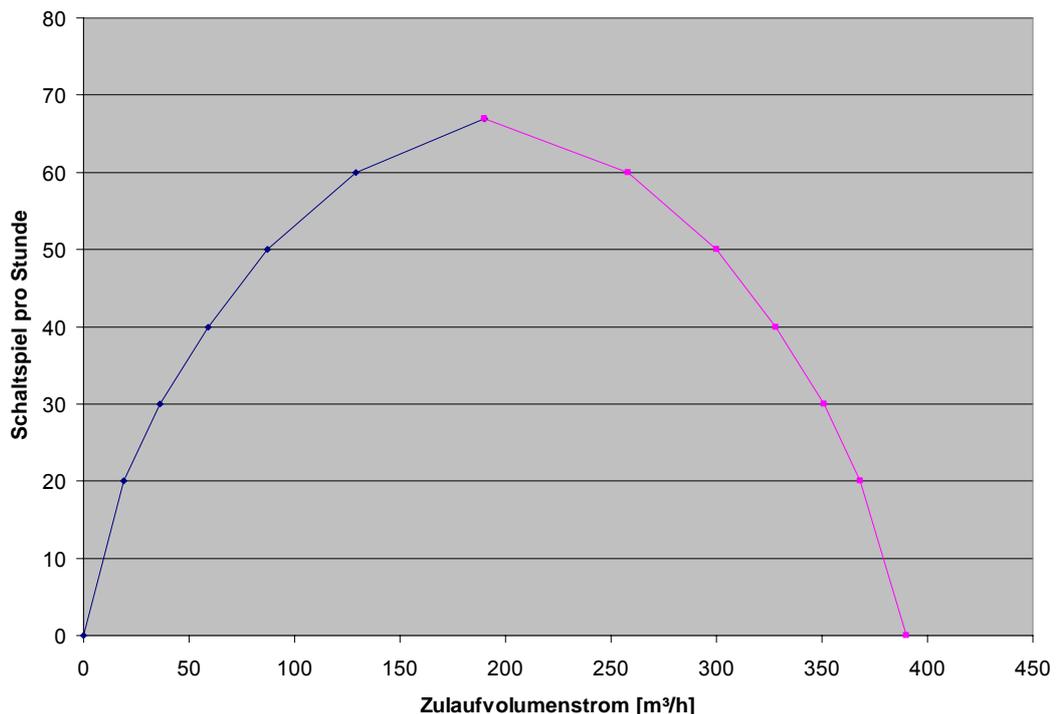


ABBILDUNG 32 „ABHÄNGIGKEIT DES ZULAUFVOLUMENSTROMS VOM MAX. ZUL. SCHALTSPIEL
 QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, BERECHNET MIT INTSIM 4.2.1.

6.4.2.1 Rangliste der Einflussparameter

Die Rangliste der Einflussparameter (ABBILDUNG 33) wird analog zu der in Abschnitt 6.4.1.1 Vorgehensweise ermittelt. Ein Vergleich der Ergebnisse mit denen des Basisszenario erfolgt in Abschnitt 6.4.3.1.

⁴⁴⁷ Anmerkung: Eine Erhöhung des max. zul. Schaltspiels kann durch verschiedene Maßnahmen, bspw. Erhöhung der Anzahl der Pumpen, Staffelung der Pumpengrößen, konstruktive Maßnahmen am Motor etc... erreicht werden. Auch eine Vergrößerung des Nutzvolumens hat denselben Effekt.

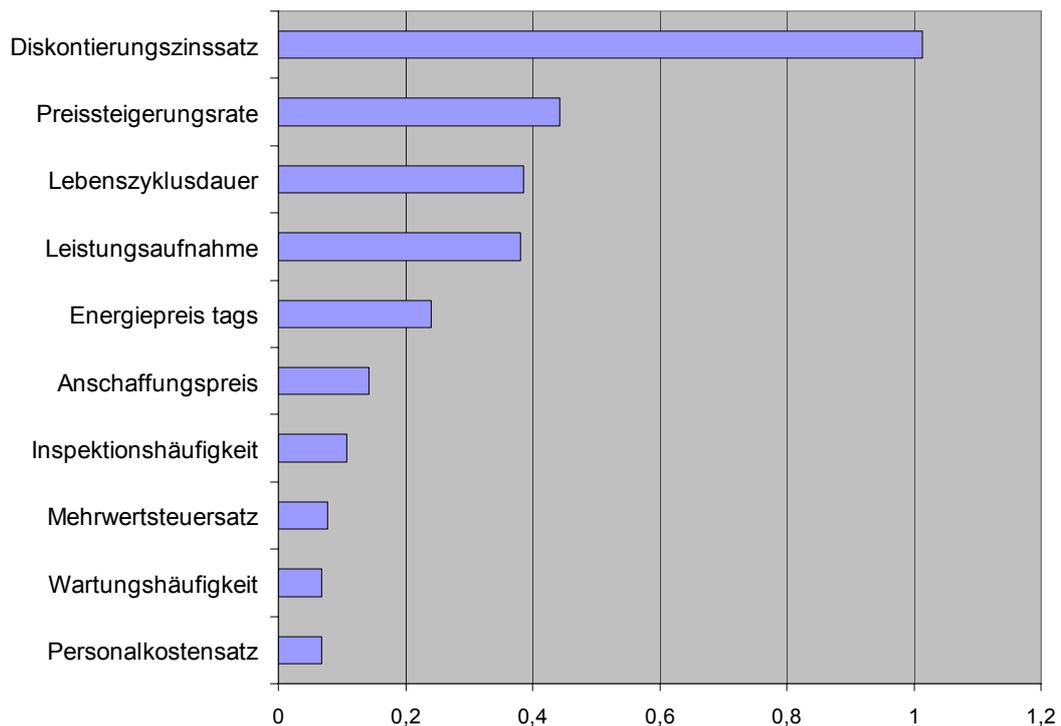


ABBILDUNG 33 „TOP-TEN EINFLUSSPARAMETER SZENARIO 2“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, BERECHNET MIT INTSIM 4.2.1.

Es bestehen geringfügige Unterschiede zu der Rangliste nach rein ökonomischen Gesichtspunkten. So sind bspw. die Positionen der Leistungsaufnahme und des Energiepreises tags ausgewechselt. Grundlegende Differenzen zwischen der gesamtheitlichen und der rein ökonomischen Betrachtung können jedoch auch hier nicht erkannt werden.

6.4.2.2 Technische Daten und LCC-Zusammensetzung

Mit dem Gesamtenergieaufwand (über die Nutzungsdauer) von 1.337 MWh kann ein Förder­volumen von 22.635.722 m³ realisiert werden. Das entspricht bei einem Betriebsbereich zwischen 15,82 m und 15,59 m Förderhöhe und 384 m³/h und 391 m³/h Fördervolumenstrom einem mittleren Gesamtwirkungsgrad von 72,50 %. Die maximale Leistungsaufnahme beträgt 22,27 kW_{el}. Die jährlichen Betriebsstunden der beiden Pumpenaggregate liegen bei 2.922 h und 2.927 h; das jährliche Schaltspiel je Pumpe beträgt 148.373 a⁻¹.

Die internen Lebenszykluskosten betragen 183.406 EUR über den Lebenszyklus und 726.202 EUR über den Planungshorizont von 100 Jahren. Die externen Kosten belaufen sich auf 379 EUR (unterer Wert) und 1.140 EUR (oberer Wert). Bezogen auf das geförderte Volumen ergeben sich interne spezifische Lebenszykluskosten von 96,1 Ct/m³ und 39,2 Ct/m³, bei Berücksichtigung des gesamten Planungshorizonts.

Die Zusammensetzung der Lebenszykluskosten ist in ABBILDUNG 34 dargestellt. Eine vergleichende Interpretation der Ergebnisse erfolgt im Abschnitt 6.4.3.2.

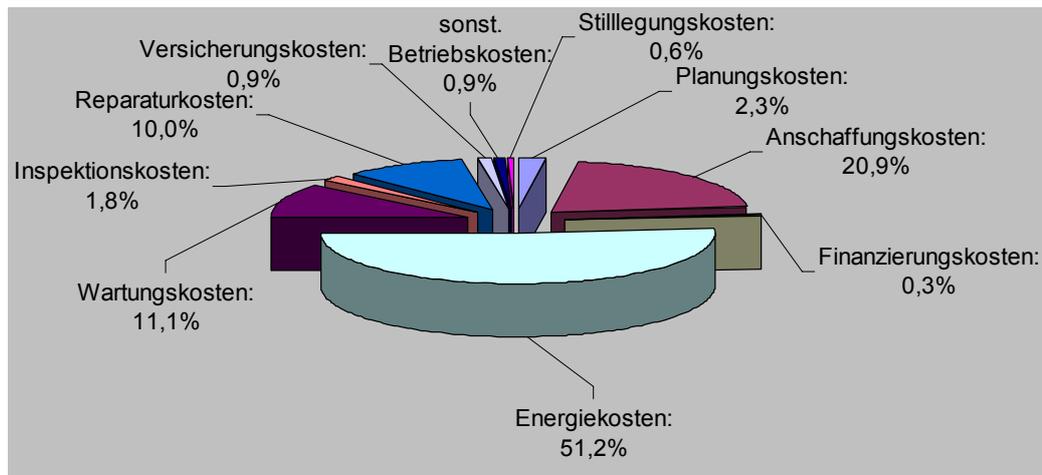


ABBILDUNG 34 „LCC-ZUSAMMENSETZUNG SZENARIO 2“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, AUSDRUCK AUS INTSIM 4.2.1., UNVERÄNDERT

Die Zusammensetzung der Lebenszykluskosten kann qualitativ durch Ergebnisse vorangegangener Untersuchungen an Pumpsystemen mit mittlerer bis hohen Betriebszeit bestätigt werden.^{449,450,451,452,453,454,455,456,457,458}

6.4.3 Vergleich der Szenarien

Im Folgenden soll das Basisszenario mit dem Szenario 2, insbesondere hinsichtlich der Lebenszykluskosten, verglichen werden. So sollen zunächst die Unterschiede der Ranglisten der Einflussparameter und die Zusammensetzung der LCC diskutiert werden. Dem schließt sich eine Betrachtung von möglichen Trade-Off-Effekten an. Abschließend soll die technische Innovation (Erhöhung des max. zul. Schaltspiels pro Stunde) hinsichtlich ihres Nutzens für Hersteller und Betreiber bewertet werden

6.4.3.1 Rangliste der Einflussparameter

Erwartungsgemäß spielen im Szenario 2, in dem sehr viel höhere Betriebszeiten der Pumpenaggregate auftreten, die Parameter, die direkt oder indirekt von der Energieaufnahme des Systems abhängen, eine größere Rolle. Andere Teile der Betriebskosten, wie z.B. die

⁴⁴⁹ Vgl. Richter, H. (2003), S.26

⁴⁵⁰ Vgl. Feldle, G. (2003), S.20

⁴⁵¹ Vgl. Dimmers, T. (1999), S.2

⁴⁵² Vgl. Dudlik, A.; Foldyna, C.; Rauch, W. (2001), S.132

⁴⁵³ Vgl. Hovstadius, G. (2001), S.30ff.

⁴⁵⁴ Vgl. Tutterov, V.; Hovstadius, G.; McKane, A. (2001), S.442ff.

⁴⁵⁵ Vgl. Brecht, B. (2000), S.4ff., insbes. S.12

⁴⁵⁶ Vgl. Ondrey, G. (2000), S.33ff.

⁴⁵⁷ Vgl. Hydraulic Institute; Europump (Hrsg.) (2001), S.79ff.

⁴⁵⁸ Vgl. Wurzbacher, P. (2001), S.14ff.

Wartungs- oder Inspektionskosten, treten demgegenüber in den Hintergrund. Folgende Handlungsempfehlung lässt sich daraus ableiten:

Wird ein Pumpwerk mit niedriger Betriebszeit betrieben, so ist insbesondere der Wartungsaufwand im weiteren Sinne zu optimieren. Wird dagegen ein Pumpwerk mit hoher Betriebszeit eingesetzt, so sollte die Energieaufnahme optimiert werden.

Aus diesem Grund soll in Abschnitt 6.4.4 das Szenario 2 mit einem erhöhten Wirkungsgrad genauer analysiert werden. In Abschnitt 6.4.5 erfolgt dann die Bewertung eines Selbstreinigungsprogramms zur Senkung des Wartungsaufwands für Szenario 1.

Gleichbleibend hoch ist jedoch der Einfluss der als fix anzusehenden Umfeldparameter Diskontierungszinssatz, Preissteigerungsrate und Mehrwertsteuersatz.

Insgesamt ist zudem festzustellen, dass im Basisszenario, hervorgerufen durch den hohen Anteil an Fixkosten, bei der Verbesserung entsprechender Parameter eine wesentlich größere Hebelwirkung zu erzielen ist.

6.4.3.2 LCC

Wie schon im vorangegangenen Abschnitt diskutiert, verschiebt sich aufgrund der erhöhten Pumpenbetriebszeiten in Szenario 2 der Schwerpunkt der LCC weg von den Wartungs-, Inspektions- und Reparaturkosten hin zu den Energiekosten. Auch der Anteil der Anschaffungskosten spielt mit höheren Betriebszeiten eine immer unwichtigere Rolle. Dies lässt darauf schließen, dass Betreiber des Betrachtungsobjekts nach Szenario 1 sensibler auf Preisänderungen reagieren als diejenigen, die das Pumpwerk nach Szenario 2 betreiben.

6.4.3.3 Der Wert einer Verbesserung

Eine derartige Erhöhung des maximal zulässigen Schaltspiels, wie sie Voraussetzung des Szenarios 2 ist, erfordert konstruktive Maßnahmen, welche die Wicklungstemperatur des Motors auf den zulässigen Wert beschränken bzw. eine höhere Wicklungstemperatur zulassen. Wie oben bereits diskutiert, kann das tatsächliche Schaltspiel auch durch andere Maßnahmen reduziert werden, sodass die sehr aufwendigen, konstruktiven Maßnahmen auf ein Mindestmaß begrenzt werden können. In jedem Fall ziehen Maßnahmen zur Erhöhung des max. zul. Schaltspiels pro Stunde erhebliche Kosten nach sich.

Nun stellen sich Betreiber wie Hersteller eine Reihe von Fragen. Für den Betreiber ist es bspw. interessant zu wissen, welchen maximalen Preis er für das verbesserte Pumpwerk bezahlen kann, während der Hersteller sich für die maximal zulässigen Entwicklungskosten, Target Costs und den Verkaufspreis interessiert.

Mithilfe von INTSIM 4.2.1. lässt sich die LCC-Verminderung berechnen. Wie aber ist diese LCC-Verminderung hinsichtlich der oben genannten Fragestellungen zu interpretieren?

6.4.3.3.1 Herleitung

Es soll im Folgenden ein einfaches Gedankenmodell entwickelt werden, das die Herleitung des Zusammenhangs zwischen Hersteller- und Kundennutzen ermöglicht. Dazu gelten folgende Annahmen:

1. Es gibt nur einen Hersteller, der nur ein System herstellt, das der einzig am Markt vorhandene Kunde anschafft und betreibt.
2. Hersteller und Kunde sind gewinnorientierte Unternehmen.
3. Alle Umsätze und Kosten verstehen sich als auf den Zeitpunkt $t = 0$ diskontiert.
4. Die Herstellerkosten seien hauptsächlich Entwicklungskosten.

Der Gewinn des Herstellers sei definiert als das Integral der Differenz aus zeitabhängigen Umsätzen und zeit- und qualitätsabhängigen Kosten über den Produktlebenszyklus als Teilmenge des Marktlebenszyklus:

$$G_H = \int_{t=t_1}^{PLZ} u(t) \cdot dt - \int_{t=t_1}^{PLZ} k(Q, t) \cdot \partial t$$

GLEICHUNG 55 „HERSTELLERGEWINN 1“

Mit Umsatz als Produkt aus Absatz und Preis:

$$u(t) = x(t) \cdot p(t)$$

GLEICHUNG 56 „ZEITABHÄNGIGER HERSTELLERUMSATZ“

folgt:

$$G_H = \int_{t=t_1}^{PLZ} x(t) \cdot p(t) \cdot dt - \int_{t=t_1}^{PLZ} k(Q, t) \cdot \partial t$$

GLEICHUNG 57 „HERSTELLERGEWINN 2“

Der Umsatz des Herstellers über den Zeitraum eines Produktlebenszyklus ergibt sich zu:

$$U_H = \int_{t=t_1}^{PLZ} x(t) \cdot p(t) \cdot dt$$

GLEICHUNG 58 „HERSTELLERUMSATZ“

und die Kosten zu:

$$K_H = \int_{t=t_1}^{PLZ} k(Q, t) \cdot \partial t$$

GLEICHUNG 59 „HERSTELLERKOSTEN“

Damit lässt sich der Gewinn vereinfachen zu:

$$G_H = U_H - K_H(Q)$$

GLEICHUNG 60 „HERSTELLERGEWINN 3“

Die Erfahrungen aus der Praxis zeigen, dass zwischen Qualität und Entwicklungskosten Proportionalität besteht:

$$K_H \sim Q$$

GLEICHUNG 61 „PROPORTIONALITÄT ZWISCHEN HERSTELLERKOSTEN UND PRODUKTQUALITÄT“

Bei konstantem Herstellerumsatz würde der Gewinn mit zunehmender Produktqualität sinken. Da dies nicht der Erfahrung entspricht, besteht die Vermutung, dass Abhängigkeit auch zwischen Produktqualität und Herstellerumsatz besteht und so Trade-Off-Effekte entstehen. Um diese Abhängigkeit herzuleiten, soll nun die Kundenseite untersucht werden.

Analog zum Hersteller ist der Gewinn des Kunden das Integral der Differenz aus Umsatz und Kosten über den Produktlebenszyklus. Da, wie in den Ausführungen des Kapitels 4.2 beschrieben, der Umsatz nahezu konstant bleibt, ergibt sich der Gewinn des Kunden zu:

$$G_K = U_K - \int_{PLZ} k(t) \cdot dt$$

GLEICHUNG 62 „KUNDENGEWINN 1“

Das Integral der zeitabhängigen Kosten über den Lebenszyklus ist auch unter der Bezeichnung Lebenszykluskosten (LCC) bekannt:

$$\int_{PLZ} k(t) \cdot dt = LCC$$

GLEICHUNG 63 „LEBENSZYKLUSKOSTEN“

Und wie in den vorangegangenen Ausführungen, insbesondere der Kapitel 4 und 6, erläutert, sind für einen rationalen Kunden die Lebenszykluskosten der Qualitätsmaßstab. Im Umkehrschluss sind die LCC demzufolge eine eindimensionale Messgröße der Produktqualität, was sich mathematisch folgendermaßen ausdrücken lässt:

$$LCC_K = f(Q) \text{ mit } LCC_K \sim \frac{1}{Q}$$

GLEICHUNG 64 „LEBENSZYKLUSKOSTEN UND PRODUKTQUALITÄT“

Aufgrund des konstanten Umsatzes lässt sich der Kundengewinn ausschließlich durch eine Verminderung der LCC aufgrund einer Erhöhung der Produktqualität realisieren:

$$G_K = U_K - LCC_K(Q)$$

GLEICHUNG 65 „KUNDENGEWINN 2“

Vereinfacht soll im Folgenden nun angenommen werden, dass sich die LCC lediglich aus Anschaffungskosten und Betriebskosten zusammensetzen:

$$LCC_K = K_A(Q) + K_B(Q) \text{ mit } K_A \sim Q \text{ und } K_B \sim \frac{1}{Q}$$

GLEICHUNG 66 „VEREINFACHTE ZUSAMMENSETZUNG DER LEBENSZYKLUSKOSTEN“

Daraus ergibt sich der Kundengewinn letztlich zu:

$$G_K = U_K - K_A(Q) - K_B(Q)$$

GLEICHUNG 67 „KUNDENGEWINN 3“

Da dieses Modell nur aus einem Hersteller und einem Kunden besteht und von Anschaffungsnebenkosten abstrahiert wird, entsprechen die Anschaffungskosten des Kunden dem Herstellerumsatz:

$$U_H = K_A(Q)$$

GLEICHUNG 68 „GLEICHHEIT ZWISCHEN ANSCHAFUNGSKOSTEN UND UMSATZ“

Damit wird bewiesen, dass eine Abhängigkeit des Herstellerumsatzes von der Produktqualität besteht, was oben bereits als Vermutung geäußert wurde.

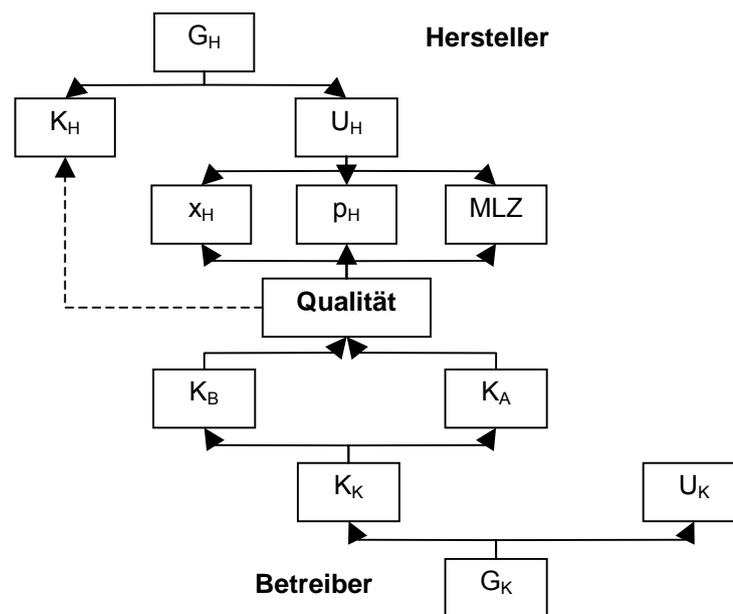


ABBILDUNG 35 „ZUSAMMENHANG ZWISCHEN GEWINN, LCC UND QUALITÄT“
 QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG

Aus der Zusammenführung von GLEICHUNG 60 und GLEICHUNG 67 folgt:

$$G_H + K_H(Q) = U_K - G_K - K_B$$

GLEICHUNG 69 „ZUSAMMENFÜHRUNG HERSTELLER- UND KUNDENSEITE“

Um nun das eigentliche Ziel dieser theoretischen Betrachtung zu erreichen, sollen zwei Szenarien betrachtet werden. Das Ausgangsszenario (gekennzeichnet durch den Index 1) und ein Szenario, in dem der Hersteller die Qualität des Produktes erhöht hat (LCC-minimiertes Produkt) (Index 2):

$$G_{H1} + K_H(Q_1) - U_{K1} + G_{K1} + K_B(Q_1) = 0$$

$$G_{H2} + K_H(Q_1 + \Delta Q) - U_{K2} + G_{K2} + K_B(Q_1 + \Delta Q) = 0$$

GLEICHUNG 70 „SZENARIO 1 UND SZENARIO 2“

Um die Veränderung zu bestimmen, müssen die beiden Szenarien voneinander subtrahiert werden:

$$G_{H1} - G_{H2} + K_H(Q_1) - K_H(Q_1 + \Delta Q) - U_{K1} + U_{K2} + G_{K1} - G_{K2} + K_B(Q_1) - K_B(Q_1 + \Delta Q) = 0$$

GLEICHUNG 71 „SZENARIO-SUBTRAKTION“

Eine Reihe von Vereinfachungen führt zum Ziel:

1. Im Grenzfall verzichtet sowohl der Hersteller als auch der Kunde auf Gewinnzuwachs:

$$G_{H1} - G_{H2} = 0 \text{ und } G_{K1} - G_{K2} = 0$$

2. Der Umsatz des Kunden ist konstant:

$$-U_{K1} + U_{K2} = 0$$

$$K_H(Q_1) - K_H(Q_1 + \Delta Q) = K_B(Q_1) - K_B(Q_1 + \Delta Q)$$

GLEICHUNG 72 „ÄQUIVALENZ VON HERSTELLERKOSTEN- UND BETRIEBSKOSTENÄNDERUNG 1“

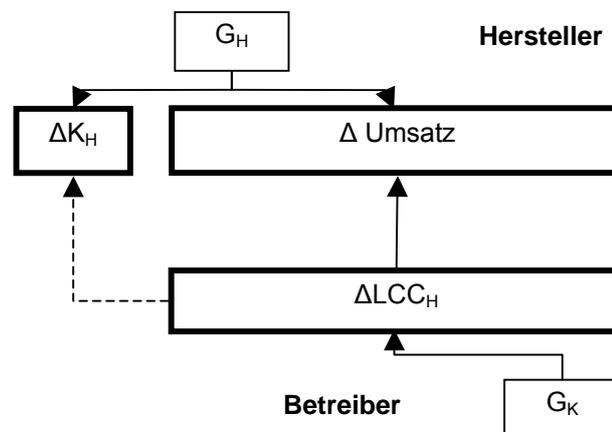


ABBILDUNG 36 „WERT EINER VERBESSERUNG“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG

Weiter vereinfacht ergibt sich der einfache Zusammenhang:

$$\Delta K_H = -\Delta K_B$$

GLEICHUNG 73 „ÄQUIVALENZ VON HERSTELLERKOSTEN- UND BETRIEBSKOSTENÄNDERUNG 2“

In Worten ausgedrückt besagt diese Gleichung, dass im Grenzfall die Kosten, die dem Hersteller durch die Entwicklung eines LCC-minimierten Produktes entstehen, gleich den durch diese Entwicklung minimierten Betriebskosten sind. Da dieser Grenzfall jedoch nicht eintreten wird, da weder der Hersteller noch der Kunde auf eine Gewinnerhöhung verzichten wird, die Transaktionskosten größer null sind und zudem die Eintrittswahrscheinlichkeit des LCC-Vorteils kleiner als eins ist, muss die Gleichung wie folgt verändert werden:

$$\Delta K_H \ll -\Delta K_B$$

GLEICHUNG 74 „BEDINGUNG FÜR DIE ENTWICKLUNGSKOSTEN EINER PRODUKTVERBESSERUNG“

Die wichtige Schlussfolgerung aus dieser Herleitung ist:

Übersteigen die projektierten Entwicklungskosten beim Hersteller die erwartete Lebenszykluskostensenkung beim Kunden, so ist von dem Entwicklungsvorhaben dringend abzuraten!

Hiermit ist zudem die Schnittstelle für eine eventuelle Verknüpfung von Life-Cycle- und Target Costing gegeben, da sich aus der LCC-Verminderung die Zielkosten ableiten lassen.

Im Folgenden soll diese theoretische Herleitung als Basis der Interpretation der Analyseergebnisse des Modells dienen.

6.4.3.3.2 Anwendung

Folgende Grafik (ABBILDUNG 37) kann direkt aus dem Berechnungsprogramm übernommen werden und zeigt die jeweiligen Lebenszykluskosten der beiden Szenarien.⁴⁵⁹

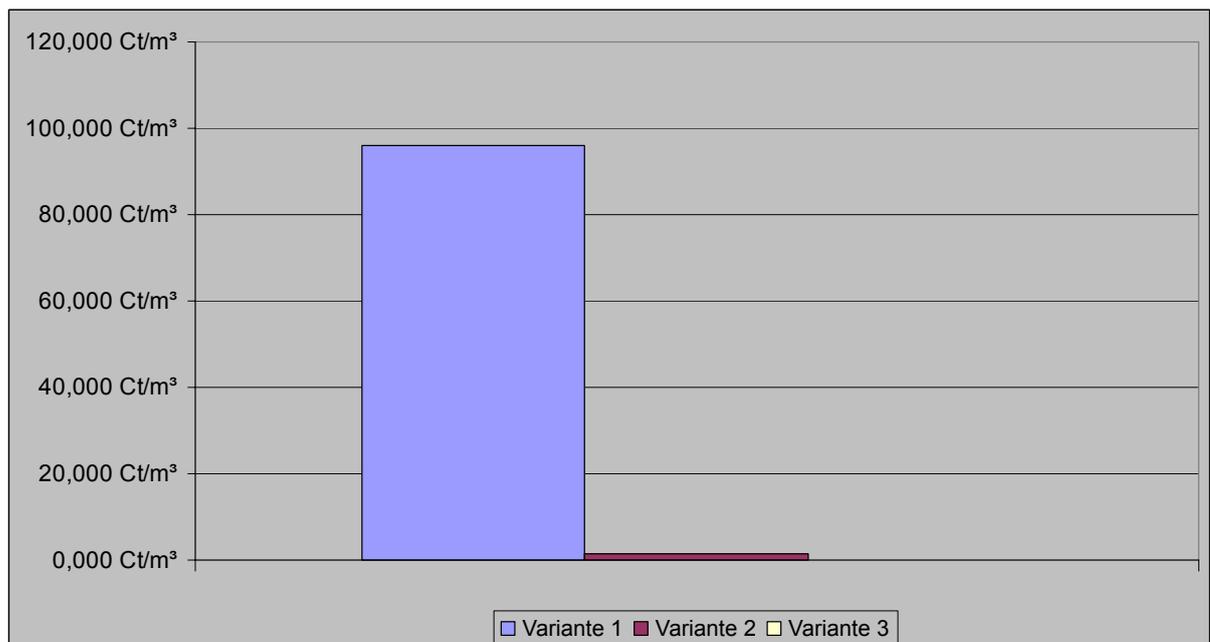


ABBILDUNG 37 „VERGLEICH DER SPEZIF. LCC SZENARIO 1 UND SZENARIO 2“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, AUSDRUCK VON INTSIM 4.2.1., UNVERÄNDERT

⁴⁵⁹ Anmerkung: Variante 1 entspricht dem Basisszenario, Variante 2 dem Szenario 2.

Während im Basisszenario die spezifischen Lebenszykluskosten 96,13 Ct/m³ betragen, sind es im optimierten Szenario lediglich 1,50 Ct/m³. Um eine vergleichbare Schmutzwassermenge zu fördern, würden etwa 118 Pumpwerke benötigt, die streng nach Betriebsvorschrift betrieben werden. Wird davon ausgegangen, dass auch im Szenario 1 – was dann auch eher der Realität entspricht – die max. zul. Schalthäufigkeit pro Jahr nicht berücksichtigt wird, so wären immer noch 14 Pumpwerke erforderlich. Wird nun noch ein Sicherheitszuschlag von 70 % angesetzt,⁴⁶⁰ so hat das verbesserte Pumpwerk eine Leistung von vier konventionell betriebenen Pumpwerken.⁴⁶² Um dieselbe Menge an Abwasser zu entorgen, fallen demzufolge in Szenario 1 770.724 EUR und in Szenario 2 229.135 EUR an Lebenszykluskosten an. Die LCC-Verminderung beträgt dementsprechend 541.589 EUR je (verbessertes) Pumpwerk.⁴⁶³

Nach den Überlegungen des vorangegangenen Abschnitts entspricht diese LCC-Verminderung dem theoretischen Höchstwert, den der Betreiber für die Anlage zu zahlen bereit sein wird. Gleichzeitig beschreibt diese LCC-Verminderung die absolute Obergrenze der Stückentwicklungskosten für die Innovation.

Aus verschiedenen Gründen wird dieser Wert in der Realität jedoch nie erreicht werden. Da die Eintrittswahrscheinlichkeit der Realisierung der LCC-Verminderung kleiner als eins ist, Hersteller und Betreiber ihren Gewinn durch diese Innovation steigern wollen und Transaktionskosten anfallen, wird der wahre Wert nur ein Bruchteil des theoretischen Maximums betragen. Gelingt es jedoch, aus den Erfahrungswerten der Marketingabteilung für am Markt durchsetzbare Preise ein Verhältnis der möglichen zur theoretisch maximalen Preissteigerung zu entwickeln, könnte dies als Basis zur Verknüpfung von LCC und Target Costing dienen.

Ein Beispiel könnte folgendermaßen aussehen:

Zeigen die Erfahrungen, dass sich etwa 5 % der LCC-Verminderung in einer Preiserhöhung am Markt durchsetzen lassen und berücksichtigt man zusätzliche Kosten des Herstellers inkl. Gewinnmarge mit weiteren 30 %, so würden sich die Target-Costs zu 18.956 EUR je verbessertes Pumpwerk berechnen. Bei einem Planabsatz von 200 Stück (über den Marktlebenszyklus) dürfte das Entwicklungsbudget also 3.791.123 EUR (abgezinst auf den Zeitraum der Entwicklungstätigkeit) betragen.

Dieses Berechnungsbeispiel dient weniger der Präsentation quantitativer Ergebnisse – diese sind aufgrund der unsicheren, geschätzten Datenbasis ohnehin nur mit Vorsicht zu interpretieren –, als vielmehr der Illustration der Möglichkeiten, die sich aus einem verminderten tatsächlichen Schaltspiel oder/und einer Erhöhung des maximal zulässigen Schaltspiels ergeben. Maßnahmen zur Senkung des tatsächlichen Schaltspiels sind primär durch den Planer und Betreiber der Anlage durchzuführen. Potenziale werden dabei vor allem durch den Einsatz von Frequenzumrichtern (Betrieb mit variabler Drehzahl), Vergrößerung des Schachtes, Erhöhung der Anzahl der Pumpen im Pumpwerk, gestaffelte Pumpengrößen in

⁴⁶⁰ Anmerkung: Die angenommene maximale Zulaufspitze beträgt 30 % des möglichen Förderstroms.

⁴⁶² Anmerkung: Das Bemessungsschaltspiel pro Stunde würde dabei lediglich 55 h⁻¹ betragen. Höhere Schaltspiele würden nur in, durch den Sicherheitszuschlag abgedeckten, Ausnahmefällen eintreten.

⁴⁶³ Anmerkung: In dieser theoretischen Betrachtung wird von Randbedingungen, die mehrere Pumpstationen unbedingt erforderlich machen (z.B. geografische) abstrahiert.

einem Pumpschacht gesehen. Diese Maßnahmen stoßen in der Praxis meist auf Ablehnung. Die positiven Trade-Off-Effekte während der Lebensdauer werden nicht erkannt. Schuld daran trägt zu einem großen Teil die allgemeine Organisation der Planung, Akquisition sowie des Betriebs einer Abwasseranlage, deren schwerwiegendsten Unzulänglichkeiten im Folgenden kurz beschrieben werden sollen:

1. Die Anlagenplaner werden gemäß der Honorarordnung für Architekten und Ingenieure (HoAI) bezahlt. Der Gewinn der Anlagenplaner hängt demnach von den Anschaffungskosten und nicht von den Lebenszykluskosten ab. Dies führt zur unverhältnismäßigen Überdimensionierung der Anlagen. Diese Unzulänglichkeit wurde in den Fachverbänden bereits erkannt, und es werden Verbesserungsmöglichkeiten diskutiert, mit deren Umsetzung jedoch erst in einigen Jahren zu rechnen ist.
2. Die meisten staatlichen Fördermaßnahmen sind, wie die Tarife der HoAI, von den Anschaffungskosten abhängig. Dies führt ebenfalls zur Überdimensionierung von Abwasseranlagen.
3. Von den Betreibern wird in der Ausschreibung in der Regel die strikte Einhaltung der Spezifikation verlangt. Diese enthält oft unsinnige Beschränkungen, da die Betreiber häufig nur über geringe Systemkenntnis verfügen und „auf Nummer Sicher“ gehen wollen. Kreative und innovative Angebote der Anlagenplaner, bspw. zur Verminderung der LCC, werden abgelehnt, da deren technische Konsequenzen durch den Entscheidungsträger des betreibenden Unternehmens nicht eingeschätzt werden können.
4. Die Investitionsentscheidung und deren Finanzierung wird meist von einer anderen Organisationseinheit vorgenommen als der Betrieb und dessen Finanzierung. Chancen der LCC-Minimierung durch Trade-Off-Effekte zwischen Anschaffungs- und Betriebskosten werden durch diese willkürlichen Grenzen nicht wahrgenommen.

Als Schlussfolgerung lässt sich daraus ableiten:

Hersteller und Betreiber sollen sich gemeinsam in Verbänden, staatlichen und nicht-staatlichen Organisationen und den Normungsinstituten für Änderungen in der bisher bestehenden Organisation der Abwasserbranche einsetzen.

6.4.4 Bewertung eines erhöhten Wirkungsgrads

In der Praxis stellt sich vielfach die Frage, ob das Streben nach immer besseren Wirkungsgraden ökonomisch überhaupt gerechtfertigt ist. Wie oben bereits erwähnt, wird eine Wirkungsgradverbesserung bei höheren Betriebszeiten eine höhere Hebelwirkung auf die LCC haben als bei niedrigen. Aus diesem Grund soll im Folgenden eine Wirkungsgradverbesserung um 1 % am Beispiel des Szenarios 2 analysiert werden. Der im vorangegangenen Abschnitt beschriebene Sicherheitszuschlag bleibt bestehen.

6.4.4.1 Szenario 2 mit erhöhtem Wirkungsgrad

Während die Q-H-Kennlinie als konstant angenommen wird, wird die Q-P-Kennlinie derart verändert (Parallelverschiebung), dass sich ein erhöhter mittlerer Gesamtwirkungsgrad von 73,49 % (ursprünglich: 72,49 %) einstellt. Dadurch können die Lebenszykluskosten um 866 EUR gesenkt werden. Gemessen an den bestehenden Lebenszykluskosten ist das allerdings nur eine verhältnismäßig kleine Verminderung um 0,3 %.

Der Argumentation des vorangegangenen Abschnitts folgend, entspricht dies der maximal möglichen Preiserhöhung des Pumpwerks bzw. den maximalen Stückentwicklungskosten. Sind die Entwicklungskosten für die Wirkungsgradverbesserung bekannt, kann nun ein Mindestabsatz berechnet werden, ab dem die Wirkungsgradverbesserung auch ökonomisch sinnvoll für den Hersteller sein wird.

6.4.4.2 Deutschland vs. Großbritannien

In dieser Szenariorechnung soll untersucht werden, wie sich die Verbesserung des Wirkungsgrads um 1 % auf die LCC eines Pumpwerks in Großbritannien im Vergleich zu Deutschland auswirkt.

Parameter	Deutschland	Großbritannien
Mehrwertsteuer	16,0 %	17,5 %
Sollzinssatz	4,15 %	4,90 % ⁴⁶⁵
Diskontierungsfaktor	5,15 %	5,90 %
Personalkostensatz	50 EUR/h	44,5 EUR/h ⁴⁶⁶
Niedrigtarif	7,77 Ct/kWh	9,32 Ct/kWh ⁴⁶⁷
Hochtarif	12,02 Ct/kWh	14,42 Ct/kWh
Leistungspreis	72 EUR/kWa	86,4 EUR/kWa
Verrechnungspreis	333 EUR/a	399,6 EUR/a
Fahrzeugkostensatz Pkw	7 EUR/h	7,35 EUR/h ⁴⁶⁸
Vergütung von Emissionsminderungen	-	149,25 EUR/tCO ₂ ⁴⁶⁹

TABELLE 13 „UNTERSCHIEDE INPUTPARAMETER DEUTSCHLAND – GROßBRITANNIEN“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, QUELLEN DER WERTE IN TABELLE

⁴⁶⁵ Umlaufrendite für Großbritannien im Oktober 2003.

⁴⁶⁶ Anmerkung: Die Lohnkosten in Großbritannien sind im Durchschnitt etwa 10 % unter den deutschen. Vgl. OECD (Hrsg.) (1997), online im Internet, Stand: 04/1999 Abruf: 19.04.2004

⁴⁶⁷ Anmerkung: Die Strompreise in Großbritannien sind etwa um 20 % höher als in Deutschland. Vgl. Beuret, V.; Romerio, F. (2002)

⁴⁶⁸ Anmerkung: Aufgrund der höheren Treibstoffkosten wird ein um 5 % erhöhter Stundensatz für Fahrzeuge angenommen.

⁴⁶⁹ Vgl. DEFRA (Hrsg.), online im Internet, Stand: 03.02.2004 Abruf: 07.05.2004 angenommener Wechselkurs 1 GBP = 0,67 EUR, Verlagsgruppe Handelsblatt GmbH (Hrsg.), online im Internet, Stand: 07.05.2004 Abruf: 07.05.2004

Die Wirkungsgradverbesserung hat über die Lebensdauer eine Reduktion des Gesamtenergieverbrauchs von 5.446 kWh zur Folge. Bei spezifischen CO₂-Emissionen von 0,635 kg CO₂/kWh_{el}⁴⁷⁰ werden dadurch ca. 3,5 t weniger CO₂ ausgestoßen.⁴⁷¹ Während in Deutschland die erfolgten Einsparungen an LCC (intern) in Höhe von 866 EUR (-0,3 %) lediglich auf Energiekosteneinsparungen zurückzuführen sind, werden in Großbritannien Projekte zur Energieeinsparung gesondert gefördert. Im Rahmen des UK Emissions Trading Scheme (ETS) wird – bei vorheriger Anmeldung einer Zielvorgabe – jede eingesparte Tonne CO₂ mit mindestens 100 GBP (149 EUR) staatlich gefördert.⁴⁷² Aus diesem Grund und begründet durch die Tatsache, dass die Energiepreise in Großbritannien höher als in Deutschland sind, ergibt sich in Großbritannien eine Einsparung von 1.630 EUR (-0,6 %) (ABBILDUNG 38).

Für den Hersteller lässt sich daraus folgende Schlussfolgerung ableiten:

In Großbritannien hat eine Wirkungsgradverbesserung einen höheren Wert als in Deutschland.

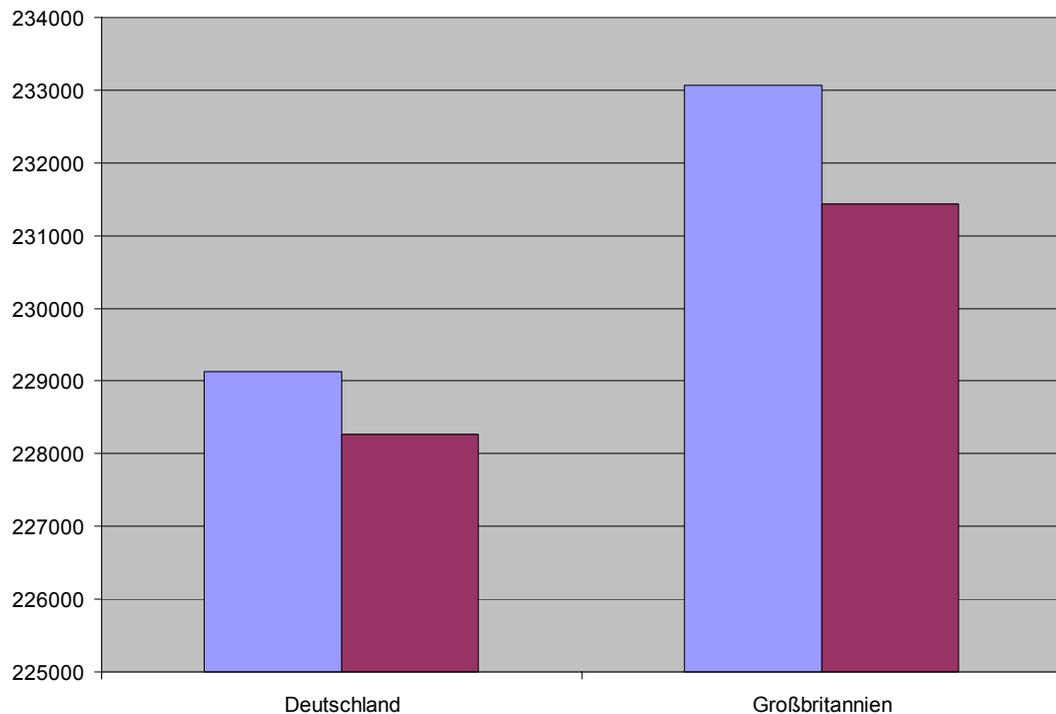


ABBILDUNG 38 „VERGLEICH DEUTSCHLAND – GROßBRITANNIEN“
 QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, BERECHNET MIT INTSIM 4.2.1.

⁴⁷⁰ Vgl. UBA (Hrsg.), online im Internet, Stand: 24.03.2004 Abruf: 07.05.2004

⁴⁷¹ Annahme: Elektroenergie wird nur in Steinkohlekraftwerken erzeugt.

⁴⁷² Vgl. DEFRA (Hrsg.), online im Internet, Stand: 03.02.2004 Abruf: 07.05.2004

6.4.5 Bewertung eines Selbstreinigungsprogramms

Ob sich die Anschaffung eines Selbstreinigungsprogrammes lohnt, soll folgende Payout-Analyse zeigen. Diese Frage könnte für die Praxis von erheblicher Relevanz sein, da in jüngster Vergangenheit solche Selbstreinigungsprogramme mit kritisch zu beurteilenden Herstellerversprechen („Es entstehen dabei keine Ausfallzeiten und manuelle Säuberung wird überflüssig.“⁴⁷⁴, „Damit hat das undankbare manuelle Säubern des Pumpensumpfes ein Ende.“⁴⁷⁵) auf den Markt gebracht wurden. Empirische Belegungen der Versprechen sind zur Zeit noch nicht verfügbar. Die Wirkungsweise derartiger Pumpensumpfreinigungssysteme (kurzfristiger *Zweiphasenbetrieb*) lässt zudem eine verminderte Lebensdauer erwarten.

Im Folgenden soll das Selbstreinigungsprogramm am Beispiel des Szenarios 1 bewertet werden, da sich hier der Wartungsaufwand als kritischer Parameter herausstellte.

6.4.5.1 Der Wert eines Selbstreinigungsprogramms

Die Anschaffungskosten des Selbstreinigungsprogramms werden auf 4.000 EUR geschätzt, wobei die Wartungshäufigkeitsreduktion mit 30 % angenommen wird.⁴⁷⁶ Die folgende Grafik (ABBILDUNG 39) zeigt, dass sich die Anschaffung eines Selbstreinigungsprogramms (Variante 2) lohnt, da sich eine LCC-Verminderung von 6.521 EUR einstellt.

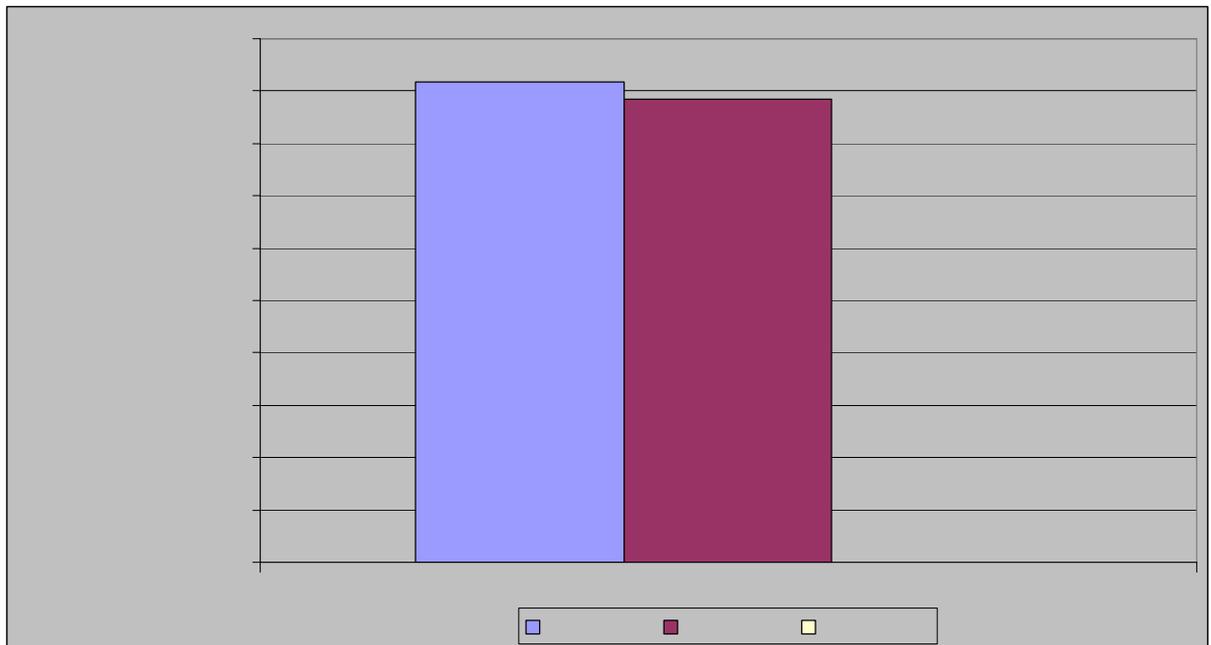


ABBILDUNG 39 „LCC-VERMINDERUNG: SELBSTREINIGUNGSPROGRAMM“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, AUSDRUCK AUS INTSIM 4.2.1., UNVERÄNDERT

⁴⁷⁴ ITT Flygt (Hrsg.) (2003), Produktprospekt APF

⁴⁷⁵ ITT Flygt Pumpen GmbH (Hrsg.), online im Internet, Stand: o.A., Abruf: 20.04.2004

6.4.5.2 Amortisation

Auf die Frage, ob eine Anschaffung sinnvoll ist, folgt im Allgemeinen die Frage, wann sich deren Vorteil im Vergleich zu einer Investitionsalternative eingestellt hat. Aus der, wieder direkt aus dem Berechnungsprogramm INTSIM 4.2.1. übernommenen, ABBILDUNG 40 ist erkennbar, dass sich die Anschaffung nach sechs Jahren vollständig amortisiert hat.

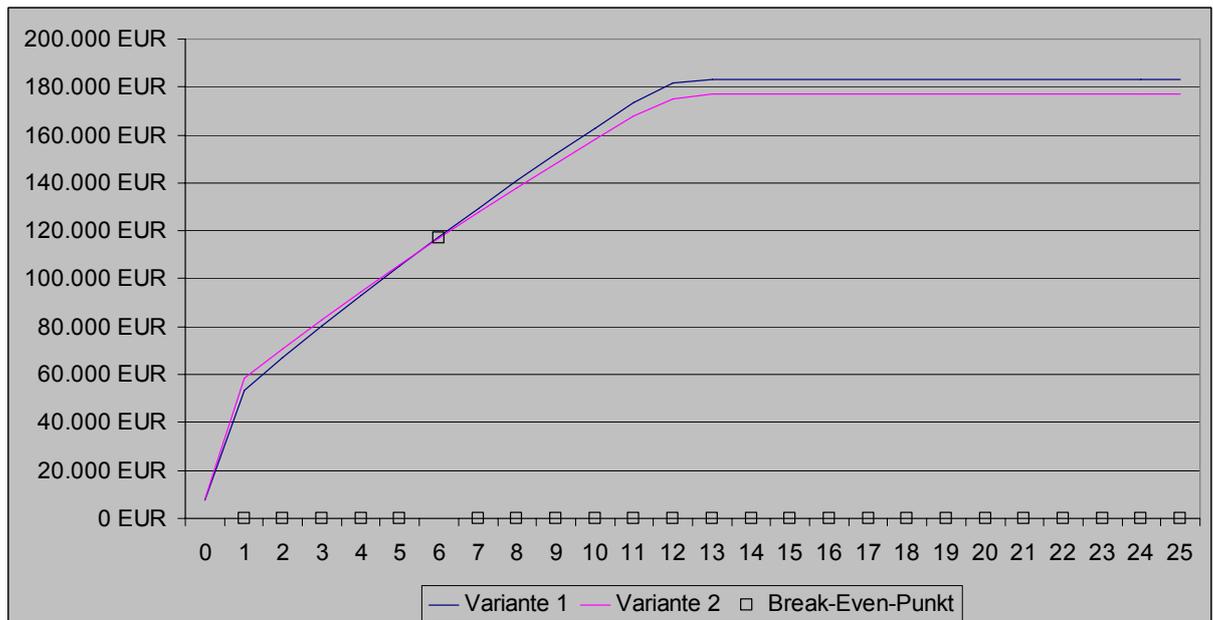


ABBILDUNG 40 „AMORTISATION DES SELBSTREINIGUNGSPROGRAMMS“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, AUSDRUCK AUS INTSIM 4.2.1., UNVERÄNDERT

6.4.5.3 Trade-Off-Effekte

Wie oben bereits erwähnt, lässt die Funktionsweise eines Selbstreinigungssystems die Vermutung zu, dass die Lebensdauer der Pumpe dadurch eingeschränkt wird. Empirische Untersuchungen zu dieser Problematik liegen noch nicht vor. Nachdem im vorangegangenen Abschnitt erläutert wurde, dass die Anschaffung eines Selbstreinigungsprogramms zu niedrigeren LCC führt, soll nun untersucht werden, welche Lebensdauerverkürzung maximal in Kauf genommen werden darf.

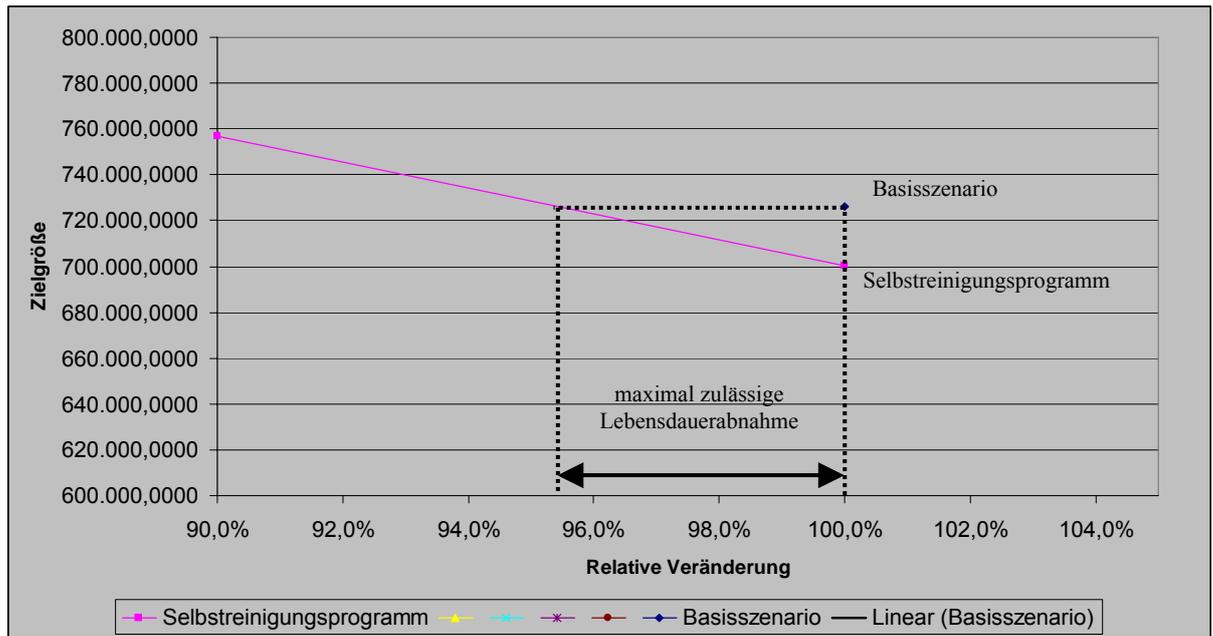


ABBILDUNG 41 „TRADE-OFF-EFFEKT: LEBENSDAUERABNAHME“

QUELLE: EIGENE DARSTELLUNG, AUSDRUCK AUS INTSIM 4.2.1., KOMMENTIERT

Das Diagramm (ABBILDUNG 41) zeigt das Basisszenario als Punkt und das Szenario mit Selbstreinigungsprogramm als Funktion in Abhängigkeit von der Lebensdauer des Betrachtungsobjekts. So wird deutlich, dass bei einer Lebensdauerabnahme von etwa 5,5 % (6,6 Monate) die Variante mit Selbstreinigungsprogramm dem Basisentwurf gleichwertig ist. Für den Betreiber leitet sich daraus folgende Schlussfolgerung ab:

Wird eine Lebensdauererringerung von mehr als 6,6 Monaten erwartet, ist von der Anschaffung des Selbstreinigungsprogramms dringend abzuraten.

Diese Frage ist nicht nur für den Betreiber interessant. Auch der Hersteller sollte sich dieser Frage stellen, denn nur bei geringer Lebensdauerabnahme ist ein erfolgreicher Verkauf des Produktes überhaupt möglich.

Neben den an Beispielen erläuterten Möglichkeiten der Systemanalyse gibt es eine Vielzahl an weiteren Frage- und Problemstellungen, die mithilfe des Modells beantwortet werden können. Dieses Modell hat, wie jedes Modell, Schwächen, Fehler und Stärken. Diese sollen im nächsten Abschnitt kurz diskutiert werden, um weiteren Forschungsbedarf aufzudecken.

6.5 Kritische Würdigung des Modells

6.5.1 Schwächen des Modells

Wie sich während der Analysen mehrfach herausgestellt hat, sind die anfangs definierten Systemgrenzen zu eng gesetzt. So werden viele Wirkungen, die aus Handlungen und Zuständen im Rohrleitungsnetz – und damit außerhalb des betrachteten Systems – stattfinden, nur mangelhaft berücksichtigt (z.B. Einfluss der Wartung des Rohrleitungsnetzes auf die Betriebszustände des Betrachtungsobjekts). Die Erfahrung bei der Arbeit mit diesem Modell zeigt auch, dass die Interdependenzen zwischen den Pumpwerken untereinander und den Pumpwerken und dem Rohrleitungsnetz stärker berücksichtigt werden müssen, um dem Anlagenbetreiber reale Handlungsempfehlungen zu geben. Dieses Problem wird dadurch verstärkt, dass sich die Kostenstruktur (hier: Anteil der Fixkosten zu variablen Kosten) des Betrachtungsobjekts und des betreibenden Unternehmens stark unterscheiden. Im Rahmen dieser Arbeit ist jedoch eine umfassendere Betrachtung des Systems nicht durchzuführen.

An vielen Stellen werden die realen Vorgänge in realen Systemen nur unzureichend berücksichtigt. Während sich in den meisten Fällen schon im ersten Iterationsschritt der Modellerstellung herausstellte, dass die Abbildung des Originalsystems dadurch nicht verzerrt wird, besteht in einigen Fällen der begründete Verdacht, dass die notwendigerweise getroffenen Vereinfachungen negative Auswirkungen auf die Ergebnisse haben können. Diese Probleme wurden auch in früheren Untersuchungen schon häufig erfahren.^{477,478} Nicht zuletzt ist dies einer der Gründe, warum von einer weiteren Automatisierung der Analyse- und Bewertungsschritte Abstand genommen wird. Drei Beispiele einschließlich ihrer möglichen Konsequenzen sollen hier genannt werden:

1. Die realen Schwankungen des Zulaufvolumenstroms sind mit der gegebenen Modellierung nicht erfassbar. Es kann sein, dass kritische Überlastzustände (bspw. durch Regenereignisse)⁴⁷⁹ in dem Modell nicht berücksichtigt werden.
2. Die Abwasserqualität ist im Modell konstant. Schäden, die durch Schwankungen der Abwasserbeschaffenheit ausgelöst werden, werden demzufolge nicht erfasst.
3. Die ökologischen Effekte einer Exfiltration werden im Modell null gesetzt. Bei der Berechnung der externen Kosten werden Verarbeitungsmängel des Schachtbauwerks nicht berücksichtigt.

Aus Gründen mangelnder Datenverfügbarkeit können im Modell keine Zusammenhänge zwischen Werkstoffauswahl und –beschaffenheit und Wartungsaufwand bzw. Lebensdauer berücksichtigt werden. Zu diesem Thema liegen keine empirischen Untersuchungen vor. Aus diesem Grund sind nur „Wenn-dann-Aussagen“, wie bspw. im Abschnitt 6.4.5.3, machbar.

Das Modell ist äußerst komplex, und obwohl sich bemüht wird, größtmögliche Transparenz herzustellen, kann diese nicht garantiert werden, nicht zuletzt, da das Modell einen sehr weiträumigen Themenbereich umfasst. Dieses Problem wird dadurch verstärkt, da bisher keine empirische Validierung der Modellergebnisse anhand reeler Messwerte möglich ist.

⁴⁷⁷ Vgl. Richter, H. (2003), S.26

⁴⁷⁸ Vgl. Dudlik, A.; Foldyna, C.; Rauch, W. (2001), S.132ff.

⁴⁷⁹ Anmerkung: Auch im Trennsystem kann nicht verhindert werden, dass bei Regenereignissen Regenwasser in die Schmutzwasserkanalisation eindringt.

Brauchbar aufbereitete Daten von Betreibern liegen diesen oft nicht vor. Betreiber, die bereits über ein effektives Controlling verfügen, halten diese Daten geheim. Ein Vergleich mit den Ergebnissen vorangegangener Studien ist jedoch erfolgt.

Das Berechnungsprogramm INTSIM 4.2.1. ist noch sehr unhandlich und muss für eine Anwendung des Programmes im praktischen Alltag weitere Verbesserungen erfahren. In der vorliegenden Form ist es mehr eine experimentelle Implementierung des beschriebenen Modells als eine praxistaugliche Anwendung.

6.5.2 Stärken des Modells

Trotz der zahlreichen Schwächen des Modells kann seine Anwendung durchaus lohnenswert sein. So lässt sich durch das Modell beinahe jede technische Änderung, sei es während der Planungs- und Auslegungsphase oder während der Betriebsphase, monetär bewerten. Dies schließt ausdrücklich die monetäre Bewertung ökologischer Auswirkungen ein. Damit fördert das Modell LCC-orientierte Forschung und Entwicklung.

Soweit die Recherchen ergaben, ist dieses Modell der erste Versuch einer integrativen technischen, ökonomischen und ökologischen Bewertung eines Pumpsystems und soll so Anstoß für weiterführende, iterative Verbesserungen der integrativen Systemmodellierung sein.

Da alle Eingangsparameter des Modells variabel und zum Teil erweiterbar sind, entspricht es den Anforderungen an höchstmögliche Flexibilität. So besteht beispielsweise die Möglichkeiten, die ökonomischen Rahmenbedingungen verschiedener Länder und Regionen abzubilden oder die verschiedensten Zulaufcharakteristika darzustellen. Zwar enthält die Datenbank nur wenige konkrete Pumpenaggregate, jedoch lassen sich beliebige Pumpen- und Anlagenkennlinien an die erforderlichen Bedingungen anpassen. Damit ermöglicht das Modell sowohl Herstellern als auch Planern und Betreibern von Abwasserpumpstationen eine weite Bandbreite an Analysemöglichkeiten: Vergleich von Anlagen anhand selbstgewählter Zielgrößen, Break-Even-Analyse, Payout-Analyse, Sensitivitätsanalyse. So kann es als entscheidungsunterstützendes Werkzeug sowohl im Marketing als auch in der Entwicklung oder im Controlling verwendet werden.

Durch systematische Variation kann mithilfe des Modells eine LCC-optimierte Variante ermittelt werden. Das Verfahren der systematischen Variation ist einerseits notwendig, da die hohe Zahl an Variablen und die tw. unzureichende Kenntnis über Systemzusammenhänge eine analytische Vorgehensweise ausschließen, andererseits wird es bspw. von Wurzbacher zur Ermittlung einer optimalen Variante vorgeschlagen.⁴⁸⁰

Mit dem Modell sind eine Vielzahl an Fragen rund um die ökonomischen Auswirkungen technischer Veränderungen zu beantworten. Dabei werden sowohl strategische als auch operative Fragestellungen abgedeckt:

- Wie groß ist der Einfluss von Parameter A auf die LCC?
- Wann hat sich die Mehrinvestition in einen verbesserten Parameter amortisiert?

⁴⁸⁰ Vgl. Wurzbacher, P. (2001), S.16

-
- Wie wirken sich veränderte Umgebungsbedingungen auf die LCC aus?
 - Wieviel mehr wird der Kunde maximal für eine Verbesserung zu zahlen bereit sein? oder Was darf den Hersteller die Entwicklung einer Verbesserung maximal kosten?
 - Welche Investitionsalternative ist ökonomisch, ökologisch oder ökonomisch und ökologisch vorteilhaft?
 - Welche maximale Verschlechterung eines Parameters B als indirekte Folge eines verbesserten Parameters A darf akzeptiert werden?
 - Welche Eigenschaften sollte eine Pumpenkennlinie für einen gegebenen Anwendungsfall aufweisen?

„The bargain that yields mutual satisfaction is the only one that is apt to be repeated.“

B.C. Forbes (1880-1954), Gründer des Forbes Magazine

7 Zusammenfassung der Ergebnisse und Ausblick

7.1 Konsistenzprüfung

Gegenstand dieser Konsistenzprüfung ist der Abgleich der in Kapitel 1.1.1 beschriebenen Zielstellungen und Anforderungen mit den vorliegenden Ergebnissen.

Das Hauptziel der Arbeit, die Identifikation und Bewertung von Systemparametern mit wesentlichem Einfluss auf die Lebenszykluskosten, konnte erfüllt werden. Im Rahmen der gezeigten Rangliste sind wesentlichen Parameter zusammengefasst; mit der differenziellen Änderung der Zielgröße bezogen auf die differenzielle Änderung des Variationsparameters konnte ein geeignetes Maß zur Quantifizierung des Einflusses gefunden werden.

Die Arbeit gibt einen Überblick über die Ansätze zur Life-Cycle-Costing- und Life-Cycle-Assessment-Analyse und stellt die wichtigsten Methoden und Werkzeuge der einzelnen Ansätze vor. Dabei wurden – soweit möglich – technologische, ökonomische und ökologische Sichtweisen gleichberechtigt nebeneinander dargestellt.

Qualitative wie quantitative Ergebnisse stehen auf einer wissenschaftlich fundierten Grundlage. Es konnte gezeigt werden, dass sich viele wissenschaftlich-theoretische Ansätze in leicht modifizierter Form auch in der betrieblichen Praxis anwenden lassen. Ob und wie weit praktischer Nutzen aus dem entwickelten Modell gezogen werden kann, ist zum gegebenen Zeitpunkt nicht abzuschätzen. Die Ergebnisse zeigen jedoch große Ähnlichkeit mit den Ergebnissen vorangegangener empirischer Studien und Untersuchungen aus der Praxis.^{481,482,483}

In begrenztem Umfang ist das Konzept auch auf andere Problemstellungen übertragbar. Insbesondere kann es auf maschinenbauliche Anlagen angewandt werden.

Innerhalb der Arbeit konnten die verschiedensten Ausbildungsinhalte des Wirtschaftsingenieurwesens abgedeckt werden. So beinhaltet sie Elemente der Energietechnik, insbesondere der Thermodynamik und Strömungslehre, des Wasserwesens, der Umweltökonomie, des Finanzmanagements, des Controllings, des Marketings und nicht zuletzt des Rechts.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass es gelungen ist, das Betrachtungsobjekt technisch, ökonomisch und ökologisch zu modellieren. Damit konnten die wesentlichen Zielstellungen zufriedenstellend erreicht werden. Das Modell ist jedoch, unvollständig, ungenau und an vielen Stellen verbesserungswürdig. Dies ist unbedingt zu beachten, wenn im folgenden Kapitel Handlungsempfehlungen gemacht werden, die aus diesem Modell abgeleitet wurden.

⁴⁸¹ Vgl. Richter, H. (2003), S.26ff.

⁴⁸² Vgl. Feldle, G. (2003), S.20

⁴⁸³ Vgl. Dimmers, T. (1999), S.2

7.2 Handlungsempfehlungen

Eine LCC-orientierte, nachhaltige Entwicklung muss auf die Verlängerung der Lebensdauer und auf die Verringerung der Leistungsaufnahme ausgerichtet sein, da hier insgesamt das größte Potenzial identifiziert wurde.⁴⁸⁴ Wesentliches Potenzial wird auch in der Erhöhung des maximal zulässigen Schaltspiels pro Stunde bzw. in Maßnahmen zur Senkung des tatsächlichen Schaltspiels erkannt. Daneben kommt der Gestaltung und dem Zustand der Druckleitung eine erhebliche Bedeutung zu.

Da im Wartungsaufwand ebenfalls ein bedeutendes Potenzial gesehen wird, sollten alle Möglichkeiten ausgeschöpft werden, diesen zu verringern. Insbesondere wird die Installation eines LCC-orientiertes Fernüberwachungs- und Steuerungssystem empfohlen. Dies deckt sich mit den Empfehlungen aus anderen Untersuchungen.^{485,486,487,488,489,490,491,492,493} Die Vielzahl der übereinstimmenden Studien sind jedoch mit Skepsis zu bewerten. Die meisten zitieren lediglich die Ergebnisse aus dem vom Hydraulic Institute und Europump herausgegebenen Leitfaden.⁴⁹⁴ (Auch wenn kein Quellenvermerk vorhanden ist, ist der Ursprung eindeutig zu erkennen.) Veröffentlichungen früheren Datums beziehen sich häufig auf den Vorentwurf jenes Buches.

Die zusätzliche Zahlungsbereitschaft des Marktes für LCC-minimierende Entwicklungen sind zu ermitteln. Ist die Zahlungsbereitschaft deutlich niedriger als der Kapitalwert der erwarteten Lebenszykluskosteneinsparungen abzüglich der Gewinnmargen des Kunden und Transaktionskosten, so sollte ein Konzept entwickelt werden, in dem der Hersteller das Risiko des Nichteintretens der Lebenszykluskosteneinsparungen übernimmt. Denkbar wäre ein Konzept, in dem der Hersteller die Anlage gegen ein fixes Entgelt vorfinanziert und mglw. sogar betreibt (z.B. Erweiterung des „Total Pumping Concept“ des Pumpenherstellers ITT Flygt)⁴⁹⁵. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt Ondrey in einem Interview mit Bob Went.⁴⁹⁶ Stellt sich dagegen bei Voruntersuchungen heraus, dass der Kapitalwert der erwarteten Kosteneinsparungen die Entwicklungskosten des Herstellers zuzüglich erstrebenswerter Rendite nicht erreicht, so ist von einer Entwicklung unbedingt abzusehen. Markt- und wettbewerbsorientierte Informationen – mglw. i.V.m. Target Costing⁴⁹⁷ – sind dabei sorgfältig zu beachten. Diese Empfehlung wird auch von Branchenkennern unterstützt.^{498,499}

⁴⁸⁴ Anmerkung: Es muss unbedingt zwischen Einfluss und Potenzial unterschieden werden. Beispielsweise hat die Preissteigerungsrate einen sehr hohen Einfluss, auf Grund fehlender Einflussnahmemöglichkeit jedoch kein Potenzial.

⁴⁸⁵ Vgl. Richter, H. (2003), S.26ff.

⁴⁸⁶ Vgl. Fischer, T. (1993), S.67ff.

⁴⁸⁷ Vgl. Dimmers, T. (1999), S.7

⁴⁸⁸ Vgl. Unbekannt (2003), S.22

⁴⁸⁹ Vgl. Hellmann, D.-H.; Quasdorf, F. (2000), S.1ff.

⁴⁹⁰ Vgl. Hovstadius, G. (2001), S.30

⁴⁹¹ Vgl. Schroll, M.; Laue, S.; Siekmann, H. (2000), S.2ff.

⁴⁹² Vgl. Broderson, S. (2001), Fallstudie B

⁴⁹³ Vgl. Hydraulic Institute; Europump (2001), S.53ff.

⁴⁹⁴ Hydraulic Institute; Europump (2001)

⁴⁹⁵ Vgl. Richter, H. (2003), S.26ff.

⁴⁹⁶ Vgl. Ondrey, G. (2000), S.33

⁴⁹⁷ Vertiefungsliteratur: Coenenberg, A.G.; Fischer, T.; Schmitz, J. (1994)

⁴⁹⁸ Vgl. Fischer, T. (1993), S.67ff.

⁴⁹⁹ Vgl. Hovstadius, G. (2001), S.30

Der Hersteller sollte den Betreiber der Anlagen Schulungen und Beratungen anbieten, da die geringen Systemkenntnisse der Betreiber häufig zu einem Betriebsregime führen, das sich auf die Lebenszykluskosten nachteilig auswirkt.

Der Hersteller sollte seine Bemühungen hauptsächlich auf privatwirtschaftliche Betreiber konzentrieren, da hier eine höhere Zahlungsbereitschaft für LCC-minimierende Entwicklungen zu erwarten ist.

Regional sollte der Hersteller verstärkt in Regionen aktiv werden, in denen niedrige Zinssätze, eine hohe Preissteigerungsrate, hohe Steuersätze, hohe Energiepreise und hohe Personalkosten vorherrschen, da hier eine besonders hohe Zahlungsbereitschaft des Marktes für LCC-minimierende Entwicklungen zu erwarten ist.

Der Anlagenhersteller sollte in den Fachverbänden und anderen Interessenvertretungen sowie in den Normungsinstituten auf eine LCC-orientierte Organisation der Abwasserbranche hinwirken. Die derzeitige anschaffungskostenorientierte Organisationsstruktur führt dazu, dass die in dieser Arbeit herausgearbeiteten Potenziale nicht voll umgesetzt werden können. In der Diskussion muss Herstellern wie Betreibern klar gemacht werden, dass sie dieselben Interessen verfolgen.

Weiterführende Forschungen sollten sich auf empirische Untersuchungen zur Abhängigkeit von Werkstoffwahl zu Wartungsaufwand und auf die Modellierung innerhalb erweiterter Systemgrenzen (z. B. gesamtes Entwässerungsnetz) konzentrieren. Auch die Dynamisierung von bisher nur unbefriedigend (statisch) modellierten Parametern wie Zulaufvolumenstrom, Abwasserqualität, Komponentenzuverlässigkeit, etc. sind zu prüfen. Neuentwicklungen sind kontinuierlich auf ihre Wirkung auf die LCC zu bewerten.

Literaturverzeichnis

- ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG E.V. (Hrsg.): Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik. Band II: Entwurf und Bau von Kanalisationen und Abwasserpumpwerken. Berlin/München, 1982.
- ACKERMANN, K.: Auf Dauer wirtschaftlicher. Pumpen in der Abwassertechnik: Langfrist-Kosten sind entscheidend. In: Chemie Technik/Pharma + Food, Nr. 07/2003. S.80-82.
- ALFREDSSON, K.; BOKANDER, N.: Constant or variable speed operation. In: World Pumps, Nr. 01/2003. S.29-31.
- BAYER, E. ET AL.: Betonbauwerke in Abwasseranlagen. 3., überarbeitete Auflage. Düsseldorf, 1995.
- BEURET, V.; ROMERIO, F.: Die Entwicklung der Strompreise in Europa – was sind die Aussichten für die Schweiz bei Annahme des EMG?. In: Die Volkswirtschaft Das Magazin für Wirtschaftspolitik, Nr. 9-2002.
- BIENIEK, K.: Life-Cycle Costs elektrischer Industrieantriebe. In: etz, Nr.11-12/1999. S.6-10.
- BOLLE, L.: Warum Yachten gegen den Wind segeln können. In: Yacht, Nr.2/2004. S.32-34.
- BOYNE, W.; GWYNN-JONES, T; MODMAN, V: Wunder der Wissenschaft. Fliegen. Ort unbekannt, 1991.
- BRECHT, B. ET AL.: Life Cycle Costs – Eine Gesamtkostenbetrachtung für die Lebensdauer von Pumpen in Kraftwerken. Fachbeitrag 2-1. Pump Users International Forum 2000. Karlsruhe, 2000.
- BRODERSEN, S.: Multimagno senkt die Lebenszykluskosten. In: unbekannt, 2001. S.2-3.
- BRODERSEN, S.: Technische Fehlerdiagnose – Fallstudien. Referat auf der HDT-Tagung Berlin, 22.-23.11.2001. Berlin, 2001.
- BRYANT, J.E. ET AL.: Elements of Mechanical Equipment Life-Cycle Cost Analysis. In: unbekannt. S.177-182. Erscheinungsjahr unbekannt.
- BUCKLEY, A. ET AL.: Finanzmanagement Europäischer Unternehmen. New York, 2000.
- BUDRIS, A.R.; SABINI, E., ERICKSON, R.B.: Pump Reliability – Hydraulic Selection to Minimize the Unscheduled Maintenance Portion of Life-Cycle Cost. In: Pumps & Systems, 2001, Heft 11. S.22-26.

BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD, UND LANDSCHAFT (BUWAL) (Hrsg.): Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit. Ökofaktoren 1997. Bern, 1997.

BUNDESMINISTERIUM DER FINANZEN (BMF) (Hrsg.): Finanzplan des Bundes 2003 bis 2007. Online im Internet: <<http://www.bundesfinanzministerium.de/Anlage20145/Der-Finanzplan-des-Bundes-von-2003-2007.pdf>> Stand: 2003 Abruf: 29.04.2004 15:26 Uhr.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTOR-SICHERHEIT (BMU); UMWELTBUNDESAMT (UBA) (Hrsg.): Handbuch Umweltcontrolling. 2., völlig überarbeitete und erweiterte Auflage. München, 2001.

COENENBERG, A.G.; FISCHER, T.; SCHMITZ, J.: Target Costing und Product Life Cycle Costing als Instrumente des Kostenmanagements. In: Zeitschrift für Planung, 1994, Nr. 5:1-38. S.1-38.

CONRADIN, F., IMHOFF, K.R., OTT, R. ET AL. (Hrsg.): Handbuch Wasserversorgungs- und Abwassertechnik. Band 2: Abwassertechnik. 5. Auflage. Essen, 1995.

DAS, S.K.; YEDLARAJIAH, P.; NARENDRA, R.: An approach for estimating the end-of-life product disassembly effort and cost. In: International Journal of Production Research, 2000 Vol. 38, No. 3. S.657-673.

DECKER, J.: Umweltgefährdung durch undichte Kanäle. In: Handbuch Wasserversorgungs- und Abwassertechnik/02. 5. Auflage. 1995. S.235-305.

DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, FOOD AND RURAL AFFAIRS U.K. (DEFRA) (Hrsg.): UK Emissions Trading Scheme. Frequently asked questions. Online im Internet: <<http://www.defra.gov.uk/environment/climatechange/trading/faq.htm>> Stand: 03.02.2004 Abruf: 07.05.2004 09:47 Uhr.

DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V.(ATV-DVWK); BUNDESVERBAND DER DEUTSCHEN GAS- UND WASSERWIRTSCHAFT (BGW) (Hrsg.): Marktdaten Abwasser 2002. Ergebnisse der gemeinsamen Umfrage zur Abwasserentsorgung der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (ATV-DVWK) und dem Bundesverband der Deutschen Gas- und Wasserwirtschaft (BGW). Hennef; Berlin, 2003.

DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V.(ATV-DVWK); BUNDESVERBAND DER DEUTSCHEN GAS- UND WASSERWIRTSCHAFT (BGW) (Hrsg.): Marktdaten Abwasser 2000. Ergebnisse der gemeinsamen Umfrage zur Abwasserentsorgung der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (ATV-DVWK) und dem Bundesverband der Deutschen Gas- und Wasserwirtschaft (BGW). Hennef; Berlin, 2001.

DIMMERS, T.: Betriebswirtschaftliche Aspekte bei Pumpen. Referat zur Veranstaltung „Pumpe in der Verfahrenstechnik“ vom 12.04.-13.04.1999 der Technischen Universität Graz.

DOHMEN, F.; HORNIG, F.: Die große Luftnummer. In: Der Spiegel, Nr. 14/29.3.04, S.80-97.

DREWAG STADTWERKE DRESDEN GMBH (DREWAG) (Hrsg.): ¼-Stunden-Leistungsmessung. Online im Internet: <http://www.drewag.de/de/geschaeftskunden/drewag_produkte/strom/gk_dp_strom_tarif_stundenlastmessung.html> Stand: o.A. Abruf: 04.05.2004 16:56 Uhr.

DUDLIK, A.; FOLDYNA, C; RAUCH, W.: Life cycle costs für Wasser-Rückflussverhinderer. In: Industriearmaturen, Heft 2/2001 Juni. S.132-135.

ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION (EIA), DEPARTMENT OF ENERGY (DOE) (Hrsg.): International Energy Outlook 2003. Electricity. Online im Internet: <<http://www.eia.doe.gov/oiaf/ieo/electricity.html>> Stand: 01.05.2003, Abruf: 11.02.2004 16:21 Uhr.

ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION (EIA), OFFICE OF INTEGRATED ANALYSIS AND FORECASTING, US DEPARTMENT OF ENERGY (DEA) (Hrsg.): International Energy Outlook 2004. Online im Internet: <<http://www.eia.doe.gov/oiaf/archive/ieo03/electricity.html>> Stand: 04/2004, Abruf: 29.04.2004 14:23 Uhr.

ERASMUS CENTER FOR ENVIRONMENTAL STUDIES (ECES) (Hrsg.): Environmental Accounting in Germany. Survey among fourteen German Companies. Rotterdam, 1997.

FABRYCKY, W.J.; BLANCHARD, B.S.: Life Cycle Cost and Economic Analysis. Englewood Cliffs, 1991.

FELDLE, G.: Modulare Bauskastensysteme – Kosten senken und flexible Umbaumöglichkeiten. In: Pumpen und Kompressoren 2003 mit Druckluft und Vakuumtechnik. S.20-24.

FICHTER; LOEW; SEIDEL: Betriebliche Umweltkostenrechnung. Methoden und praxisgerechte Weiterentwicklung. Berlin, 1997.

FISCHER, T.: Kosten frühzeitig erkennen und beeinflussen. In: io Management Zeitschrift, 62 (1993), Nr.9. S.67-71.

FRANKE, H.-J.: Gesamtkosten von Maschinen und Anlagen. Ort unbekannt, 2001(?).

FRANKFURTER ALLGEMEINE ZEITUNG (FAZ) (Hrsg.): FAZ-Karte vom 25.10.1999. Zitiert nach Landesinstitut für Schule und Weiterbildung NRW (Hrsg.): CO₂-Emissionen: Wunsch und Wirklichkeit. Online im Internet: <<http://www.learn-line.nrw.de/angebote/agenda21/archiv/99/daten/faz99a25.htm>> Stand: o.A. Abruf: 29.04.2004 16:22 Uhr.

FRANKL, P.; RUBIK, F.: Life Cycle Assessment in Industry and Business. Berlin; Heidelberg, 2000.

FRANZHEIM: Umweltstrafrecht. Ort unbekannt, 1991.

FRÖHLING, O.; SPILKER, D.: Life Cycle Costing. In: io Management Zeitschrift, 59. Jg., 1991, Heft 10. S.74-78.

GIESECKE, WIEDEMANN, CZYCHOWSKI: Wasserhaushaltsgesetz. Kommentar. 6. Auflage. Ort unbekannt, Jahr unbekannt.

GLATZEL, W.-D.; KASCHEZ, H.: Der kumulierte Energieaufwand als der Kennwert in Ökobilanzen – Bedeutung und Grenzen. In: VDI-Gesellschaft Energietechnik: Kumulierter Energieaufwand. Tagung Veitshöchheim, 15. und 16. November 1995. Düsseldorf, 1995.

GODEHARDT, M.: Das Kanalrohr in der Abwassertechnik. In: Handbuch Wasserversorgungs- und Abwassertechnik / 02. 5. Auflage. 1995. S.459-469.

GOEDKOOP, M. ET AL.: Eco-indicator 99 – eine schadensorientierte Bewertungsmethode. Nachbereitung zum 12. Diskussionsforum Ökobilanzen vom 30. Juni 2000 an der ETH Zürich. Online im Internet: <<http://www.texma.org/LCA-Forum/Documentation/DF12.pdf>> Stand: 2000. Abruf: 02.03.2004 10:38 Uhr.

GRÖNING, N.: Einfluss der Anlagenplanung auf die Lebenszykluskosten. In: Technik Kompakt, Nr.7, Ausgabe 12/2002. S.6-18.

GÜNTHER, T.; KRIEGBAUM, C.: „Life Cycle Costing“ – Vergleich „Energiesparlampe versus Glühlampe“. Fallstudie. In: WISU, 1997, Heft 12. S.1160-1162.

GÜNTHER, F.W.; REICHERTER, E.: Modelle zur Kostenschätzung für Vorentwurf und Planung in der Abwasserentsorgung. Online im Internet: <http://www.bauv.unibw-muenchen.de/institute/inst6.3/forschungsvorhaben/abgeschlossene%20projekte/reicherter_atv_lgt/atv_lgt.htm> Stand: 31.01.2002 Abruf: 13.04.2003 16:34 Uhr.

GUTZEIT, T.: Druckstoß in Abwasserdruckleitungen, und Lösungswege zur Wahl des Fördersystemes. In: Weismann, D.: Kommunale Abwasserpumpwerke. Essen, 1999. S.23-34.

GUTZEIT, T.: Feststoff-Transport in Abwasserdruckleitungen. In: Weismann, D.: Kommunale Abwasserpumpwerke. Essen, 1999. S.13-22.

HAAG, C.: Innovative Designkonzepte zur Optimierung der Lebenszykluskosten von Exzentrerschneckenpumpen in der Abwassertechnik. Fachbeitrag 3-3. Pump Users International Forum 2000. Karlsruhe, 2000.

HAENDEL, H.: Kriterien für die Auswahl von Rohrwerkstoffen in der Abwassertechnik. In: Handbuch Wasserversorgungs- und Abwassertechnik / 02. 5. Auflage. 1995. S.1-30.

- HAHNE, E.: Technische Thermodynamik. Einführung und Anwendung. 3., überarbeitete Auflage. München, 2000.
- HÄUSLEIN, A; MÖLLER, A.: Möglichkeiten und Grenzen zur Berechnung des Kumulierten Energieaufwandes. In: VDI-Gesellschaft Energietechnik: Kumulierter Energieaufwand. Tagung Veitshöchheim, 15. und 16. November 1995. Düsseldorf, 1995.
- HEJLESEN, J.: Total life cycle costs and their effects on a development project of a multistage rotodynamic pump. Technical Paper 4-1. Pump Users International Forum, Karlsruhe, 10.-12.10. 2000.
- HELLMANN, D.-H.; QUASDORF, F.: Betreiberumfrage zu Life Cycle Costs und MTBF an Pumpen. Begriff MTBF und Ergebnisse der Umfrage. Anlage 3 zum Bericht über die Sitzung des Arbeitskreises Störungsfrüherkennung am 10.08.2000.
- HERING, E. (Hrsg.): Taschenbuch für Wirtschaftsingenieure. Jubiläumsausgabe der 1. Auflage. München, 1999.
- HESSE, M.: Die Wasserversorgung der Stadt Rom. Online im Internet. <<http://www.geocities.com/sallustiusde/Wasserversorgung.htm>> Stand: o.A., Abruf: 22.01.2004 16:20 Uhr.
- HILLENBRAND-BECK, R.: Die haftungs- und strafrechtliche Situation bei defekten Abwasserkanälen. In: Handbuch Wasserversorgungs- und Abwassertechnik / 02. 5. Auflage. 1995. S.325-335.
- HIMMEL; SANDEN: Die strafrechtlichen Folgen defekter Kanalsysteme. Ort unbekannt, 1991.
- HOVSTADIUS, G.: Life-cycle strategy for pumps improves cost structure. In: World Pumps, 2001, Heft 2. S.30-32.
- HOWES, H. ET AL.: Full Cost Accounting: Erfassung externer Umweltkosten bei Ontario Hydro. In: Fichter, K; Clausen, J. (Hrsg.): Schritte zum nachhaltigen Unternehmen: zukunftsweisende Praxiskonzepte des Umweltmanagements. S.231-244. Berlin, 1998.
- HYDRAULIC INSTITUTE; EUROPUMP (Hrsg.): Pump Life Cycle Costs. A Guide to LCC Analysis for Pumping Systems. 1. Auflage. Parsippany, 2001.
- INSTITUT FÜR ENERGIE- UND UMWELTFORSCHUNG GMBH (IFEU); UMWELTBUNDESAMT (UBA) (Hrsg.): Valuation in product related LCA. Assessment of valuation methodologies, perspectives. Berlin, Jahr unbekannt (1999?).

INSTITUTE FOR PROSPECTIVE TECHNOLOGICAL STUDIES (IPTS); EUROPEAN COMMISSION (Hrsg.): The ExternE Project. Online im Internet: <<http://externe.jrc.es/>> Stand: ohne Angabe. Abruf: 15.03.2004 10:01 Uhr.

INSTITUTE FOR PROSPECTIVE TECHNOLOGICAL STUDIES (IPTS); EUROPEAN COMMISSION (Hrsg.): The ExternE Project – Phase III. Online im Internet: <<http://externe.jrc.es/phaseIII.html>> Stand: ohne Angabe. Abruf: 15.03.2004 10:43 Uhr.

INSTITUTE FOR PROSPECTIVE TECHNOLOGICAL STUDIES (IPTS); EUROPEAN COMMISSION (Hrsg.): What is the ExternE project?. Online im Internet: <<http://externe.jrc.es/overview.html>> Stand: ohne Angabe. Abruf: 15.03.2004 10:45 Uhr.

ITT FLYGT PUMPEN GMBH (Hrsg.): APF Cleaner. Online im Internet: <<http://www.flygt.de/101602.asp>> Stand: o.A. Abruf: 20.04.2004 15:04 Uhr.

ITT FLYGT PUMPEN GMBH (Hrsg.): Es gibt eine intelligenterere Methode zur Reinigung von Sümpfen. APF Automatisches Pumpensumpfreinigungssystem. Produktprospekt. 2003.

ITT INDUSTRIES (Hrsg.): ITT Industries fluid companies provide leadership in life cycle costing and system solutions. In: World Pumps, Nr.5/2003. S.14-17.

JACKSON, D.: Minimising life cycle costs of pumps for sewage, waste water and sludge. Technical Paper 3-2.Pump Users International Forum 2000. Karlsruhe, 2000.

KONRADIN, F. ET AL. (Hrsg.): Handbuch Wasserversorgungs- und Abwassertechnik, Bd. 2. Essen, 1995.

KRÖBER, W.: Kreiselpumpen für den Betrieb in Abwasserpumpwerken. Ort unbekannt, Jahr unbekannt (2000?), S.1-12.

KSB AG (Hrsg.): Baureihenheft Amarex KRT. Halle (Saale), 2003.

KSB AG (Hrsg.): Betriebsanleitung Amarex KRT. Halle (Saale), 2003.

KSB AG (Hrsg.): Die KSB-Aktie. Online im Internet: <http://www.ksb.de/ksb/web/COM/de/company/Konzern_Finanzen/4_20Investor_20Relations/4a_20Aktie/aktie_index.html> Stand: 31.12.2003 Abruf: 02.04.2004 10:58 Uhr.

KSB AG (Hrsg.): Faszination KSB. Online im Internet: <http://www.ksb.de/ksb/web/COM/de/company/Konzern_Finanzen/1_20Ueber_uns/1a_20KSB_20in_20Kuerze/_C3_BCber__uns__ksb_20in_20kuerze__art.html> Stand: 03/2004 Abruf: 02.04.2004 10:59 Uhr.

KSB AG (Hrsg.): Kennlinienheft Amarex KRT. Halle (Saale), 2001.

KSB AG (Hrsg.): KSB im Zeitverlauf. Online im Internet: <http://www.ksb.de/ksb/web/COM/de/company/Konzern__Finanzen/1_20Ueber__uns/1g_20Geschichte/geschichte__index,language=de,country=__C,pageid=12728,pageversion=2,filtera=Konzern-historie,counter=0,parentid=12728.html> Stand: 01.01.2003 Abruf: 02.04.2004 11:01 Uhr.

KSB AG (Hrsg.): Kreiselpumpen. Lexikon. 3., aktualisierte Auflage. Frankenthal, 1989.

KSB AG, ZENTRALE KOMMUNIKATION (Hrsg.): Auslegung von Kreiselpumpen. 4., überarbeitete Auflage. Frankenthal, 1999.

LOCATELLI, E. ET AL.: Failure Scenario FMEA: Theoretical and Applicative Aspects. In: Kuljanic, E. (Hrsg.): Advanced Manufacturing Systems and Technology, CISM Courses and Lectures No. 437. Wien, 2002.

MAHARSIA, R.R.; JERRO, H.D.: Investigation of the Manufacturability of Smart Composite Piping Structures Using Life Cycle Cost Modeling and Uncertainty Analysis. In: Proceedings of ETCE2002 ASME Engineering Technology Conference on Energy February 4-5, 2002, Houston. S.153-160.

MEADOWS, D. H.; MEADOWS, D. I.; RANDERS, J. BEHRENS III, W. W.: The Limits of Growth. A Report to the Club of Rome. Abstract. Online im Internet: <<http://www.clubofrome.org/docs/limits.rtf>> Stand: 1972 Abruf: 01.04.2004 09:50 Uhr.

MINISTRY OF HOUSING, SPATIAL PLANNING AND THE ENVIRONMENT (VROM); INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL SCIENCE – LEIDEN UNIVERSITY (CLM) (Hrsg.): Life Cycle Assessment. An Operational Guide to the ISO Standards. Online im Internet: <<http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/part1.pdf>> Stand: 05/2001. Abruf: 02.03.2004 10:35 Uhr.

MSI MARKETING RESEARCH FOR INDUSTRY LTD. (Hrsg.): MSI Data Report: Wasserversorgung und Abwasserentsorgung: Deutschland. Chester, 2002.

MUCHA, D.: Lebenszykluskosten von Pumpen lassen sich verringern: Originale leben länger. Ort unbekannt, 2001.

MUCHA, D.: Lebenszykluskosten von Pumpen und Originalteile: Wie teuer ist billig?. In: Wasser, Luft und Boden, Nr.3/2002. S.38-39.

NESBITT, B.: Intelligent pump units and life cycle costs. In: World Pumps, 2003, Heft 5. S.32-35.

ÖKO-INSTITUT INSTITUT FÜR ANGEWANDTE ÖKOLOGIE E.V. (Hrsg.): Globales Emissionsmodell Integrierter Systeme (GEMIS). Version 4.13. Online im Internet: <<http://www.oeko.de/service/gemis/de/index.htm>> Stand: 05.03.2004 Abruf: 21.04.2004 10:49 Uhr.

ONDREY, G.: Analyzing Pump Life-Cycle Costs. In: Chemical Engineering, 2000, Heft 11. S.33-39.

ORBACH, T.; BEUCKER, S.; LANG, C.: Status Quo Analyse und Auswertung bzgl. Ressourceneffizienz. Online im Internet: <http://care.oekoeffizienz.de/material/kp2_1.pdf> Stand: 28.03.2002 Abruf: 23.04.2004 10:00 Uhr.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD) (Hrsg.): Daten und Fakten. Online im Internet: <<http://www1.oecd.org/deutschland/Infos/info37.html>> Stand: 04/1999 Abruf: 19.04.2004 13:26 Uhr.

OST, K.: Reducing Life-Cycle Costs of Centrifugal Pumps. Technical Paper 1-2. Pump Users International Forum, Karlsruhe, 10.-12.10.2000.

POHLÉ, R.: Pumpenauswahl anhand der Lebenszykluskosten. Fachbeitrag 1-3. Pump Users International Forum, Karlsruhe, 10.-12-10.2000.

PRÉ CONSULTANTS BV (Hrsg.): Eco-Indicator 99. Principles. Online im Internet: <http://www.pre.nl/eco-indicator99/eco-indicator_99.htm> Stand: 23.02.2004 Abruf: 27.02.2004 10:35 Uhr.

PRÉ CONSULTANTS BV (Hrsg.): Eco-Indicator 99. Weighting. Online im Internet: <<http://www.pre.nl/eco-indicator99/weighting.htm>> Stand: 23.02.2004 Abruf: 27.02.2004 11:40 Uhr.

QUINNEY, D.A.: Daniel Bernoulli and the making of the fluid equation. Online im Internet. <<http://plus.maths.org/issue1/bern/>> Stand: 01/1997 Abruf: 07.05.2004 22:00 Uhr.

REINHARD, W.: Inspektion und Sanierung der Abwasserkanäle im Spiegel aktueller gesetzlicher Anforderungen. In: Handbuch Wasserversorgungs- und Abwassertechnik / 02. 5. Auflage. 1995. S.307-324.

REUTTER, S.: Lebenshaltungskosten für Pumpen. Servicekonzepte reduzieren Life cycle costs. In: CIT plus, Nr. unbekannt. S. 16-17.

RICHTER, H.: Fernwirktechnik und „Total Pumping Concept“ als langfristige Kostenminimierer. Effizientes Pumpen-Management. In: Pumpen und Kompressoren 2003 mit Druck- und Vakuumtechnik. S.26-31.

RÖDDIGER, H.: Abwasserpumpwerke in Entwässerungsnetzen. In: Handbuch Wasserversorgungs- und Abwassertechnik / 02. 5. Auflage. 1995. S.441-457.

- RUDOLPH, K.-U.; GÄRTNER, T.: Organisation der Abwasserentsorgung unter Berücksichtigung privater Dienstleistungsunternehmen. In: Conradin, F. et al. (Hrsg.): Handbuch Wasserversorgungs- und Abwassertechnik. 5. Auflage. Essen, 1995.
- SCHAEFER, H.: Zielvorstellung und grundlegende Prinzipien der KEA-Richtlinie. In: VDI-Gesellschaft Energietechnik: Kumulierter Energieaufwand. Tagung Veitshöchheim, 15. und 16. November 1995. Düsseldorf, 1995.
- SCHALTEGGER, S. (Hrsg.): Life Cycle Assessment (LCA) – Quo vadis?. Basel, 1996.
- SCHLÜCKER, E.: Ein ganzheitlicher Ansatz. Lebenszykluskosten entscheiden die Pumpenauswahl. In: unbekannt, Jahr unbekant. S.42-44.
- SCHMEKEN, W: Organisationsformen der Abwasserbeseitigung. In: ATV Info-Tage 91. Kommunale Abwasserwirtschaft in den neuen Bundesländern. Sankt Augustin, 1991.
- SCHMEKEN; MÜLLER: Umweltstrafrecht in den Kommunen. 3. Auflage. Ort unbekannt, 1993.
- SCHMITT, T.: ATV-DVWK-Kommentar. Hydraulische Berechnung von Entwässerungssystemen. 1.Auflage. Hennef, 2000.
- SCHMITZ, S.; PAULINI, I.: Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version '99. Berlin, 1999.
- SCHMUNDT, H.: Würdevoller Verfall. In: Der Spiegel, Nr. 16/10.4.04, S.148.
- SCHROLL, M.; Laue, S; Siekmann, H.: Technische Fehlerdiagnose als Beitrag zur Senkung der Lebenszykluskosten von axialen Kreiselpumpen. Fachbeitrag 5-3 PumpUsers International Forum, Karlsruhe 10.-12. Oktober 2000.
- SEIBT, F.: Glanz und Elend des Mittelalters. Ort unbekannt, Jahr unbekannt.
- SPENGLER, T.: Industrielles Stoffmanagement: betriebswirtschaftliche Planung und Steuerung von Stoff- und Energieströmen in Produktionsunternehmen. Berlin, 1998.
- STADTENTWÄSSERUNGSBETRIEB NÜRNBERG (Hrsg.). Online im Internet: <http://www.abwasser.nuernberg.de/historisches/historisches_geschichte.html> Stand: o.A. Abruf: 22.01.2004 16:10 Uhr.
- STATISTISCHES BUNDESAMT DEUTSCHLAND (Hrsg.): Erzeugerpreisindizes gewerblicher Produkte. Online im Internet: <<https://www-genesis.destatis.de/genesis/online/Online>> Stand: 13.04.2004 15:48 Uhr Abruf: 13.04.2004 15:56 Uhr.

STATISTISCHES BUNDESAMT DEUTSCHLAND (Hrsg.): Produzierendes Gewerbe, Handwerk. Energie- und Wasserversorgung. Online im Internet: <<http://www.destatis.de/basis/d/prohan/prodg5.htm>> Stand: 09.12.2003 Abruf: 29.04.2004 15:09 Uhr.

STATISTISCHES BUNDESAMT DEUTSCHLAND (Hrsg.): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung. Wichtige gesamtwirtschaftliche Größen. Online im Internet: <<http://www.destatis.de/basis/d/vgr/vgrtab1.htm>> Stand: 19.02.2004 Abruf: 29.04.2004 14:48 Uhr.

STAUB, O.: Ein Drittel des Stromverbrauchs kappen. Leitfaden ermöglicht Lebenszykluskosten-Analyse. In: Industrieanzeiger, 2000, Heft 46. S.62.

TURK, W.I.: Насосы и насосные станции. Moskau, 1954.

TUTTEROW, V.; HOVSTADIUS, G.; MCKANE, A.: Going with the Flow: Life Cycle Costing for Industrial Pumping Systems. In: unbekannt, 2001. S.441-449.

UMWELTBUNDESAMT (UBA) (Hrsg.): Kohlendioxid. Online im Internet: <<http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/kohlendioxid.htm>> Stand: 04.07.2003 Abruf: 29.04.2004 15:18 Uhr.

UMWELTBUNDESAMT (UBA) (Hrsg.): Kohlendioxidemissionen. Online im Internet: <<http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/kohlendioxidemissionen.htm>> Stand: 24.03.2004 Abruf: 07.05.2004 09:45 Uhr.

UMWELTBUNDESAMT (UBA) (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen. Wirkungsbilanz und Bewertung. Berlin(?), 1995.

UNBEKANNT: Sicher und emissionsfrei fördern. In: cav, Nr. 4/2003. S.22-23.

UNIVERSITÄT STUTTGART, INSTITUT FÜR ENERGIEWIRTSCHAFT UND RATIONELLE ENERGIEANWENDUNG (IER); INSTITUT FÜR SOLARE ENERGIEVERSORGUNGSTECHNIK (ISET); ZENTRUM FÜR EUROPÄISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG (ZEW); DEUTSCHES INSTITUT FÜR WIRTSCHAFTSFORSCHUNG (DIW) (Hrsg.): Externe National Implementation Germany. Final Report. Online im Internet: <<http://externe.jrc.es/ger.pdf>> Stand: 11/1997 Abruf: 30.03.2004 11:59 Uhr.

US DEPARTMENT OF DEFENSE (DOD) (Hrsg.): Secretary Rumsfeld Interview with ABC This Week. Online im Internet: <<http://www.defenselink.mil/transcripts/2003/tr20030713-secdef0384.html>> Stand: 13.07.2003 Abruf: 29.04.2004 16:02 Uhr.

VAKT & HYTTESERVICE AS BARMEN (Hrsg.): Pumpestasjoner. Online im Internet: <<http://www.solvakthytte.no/pumpestasjoner.htm>> Stand o.A. Abruf: 21.04.2004 14:29 Uhr.

VDI-GESELLSCHAFT ENERGIE-TECHNIK (Hrsg.): Kumulierter Energieaufwand. Tagung Veitshöchheim, 15. und 16. November 1995. Düsseldorf, 1995.

VEREINIGUNG DER BAYERISCHEN WIRTSCHAFT E.V. (VBW) (Hrsg.): „Externe Effekte in Verkehrssystemen. Eine kritische Analyse unterschiedlicher Ansätze und empirischer Studien. Online im Internet: <http://www.vbw-bayern.de/pdf/021211_Rahmstorf_ExtKost_DiplArb_Feige_Folien.pdf> Stand: o.A. Abruf: 21.04.2004 13:15 Uhr.

VERLAGSGRUPPE HANDELSBLATT GMBH (Hrsg.): Devisen. Euro-Echtzeitkurse. Online im Internet: <<http://www.handelsblatt.com/pshb/fn/relhbi/sfn/buildhbi/GoPage/200007,200243/SH/0/depot/0/index.html>> Stand: 07.05.2004 10:06 Uhr Abruf: 07.05.2004 10:07 Uhr.

VERLAGSGRUPPE HANDELSBLATT GMBH (Hrsg.): Renten + Zinsen. Online im Internet: <<http://www.handelsblatt.com/pshb/fn/relhbi/sfn/buildhbi/GoPage/200007,200740/SH/0/depot/0/index.html>> Stand: 19.04.2004 10:44 Uhr Abruf: 19.04.2004 10:48 Uhr.

WAGNER, K.: Leitfaden zur Energieeinsparung und Life-Cycle-Kostenbetrachtung. In: unbekannt. Ort unbekannt, Jahr unbekannt.

WAGNER, K.: Leitfaden zur Energieeinsparung und Life-Cycle-Kostenbetrachtung. In: unbekannt, 2001. S.1-2.

WEISMANN, D.: Kommunale Abwasserpumpwerke. Essen, 1999.

WICKE, L.: Umweltökonomie. Eine praxisorientierte Einführung. 4., überarbeitete und aktualisierte Auflage. München, 1993.

WINKLER & EBERHART GBR. (Hrsg.): Modularisierung für den Außendienst. Version 1.9. Release 9. Software erstellt für KSB Fluid Systems GmbH.2002.

WURZBACHER, P.: Energie – Ein Basiselement in der Lebenszykluskostenbetrachtung. In: Industripumpen + Kompressoren, Nr.1, 03/2001. S.14-18.

ZEHBOLD, C.: Lebenszykluskostenrechnung.Dissertation. Wiesbaden, 1996.

ZEHBOLD, C.: Life Cycle Costing. In: krp-Sonderheft, Nr. 3/2001. S.41-43.

Gesetzesverzeichnis

ABWASSERABGABENGESETZ (AbwAG): Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer vom 13.09.1976. BGBl I 1976, 2721, 3007. FNA 753-9. Neugefasst durch Bek. v. 03.11.1994 I 3370. Zuletzt geändert durch Art. 19 G v. 09.09.2001 I 2331.

ABWASSERVERORDNUNG (AbwV): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer vom 21.03.1997. BGBl I 1997, 566. FNA 753-1-5. Neugefasst durch Bek. v. 15.10.2002 I 4047, 4550.

GRUNDGESETZ (GG): Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland vom 23.05.1949. BGBl I S.1, BGBl III 100-1. Zuletzt geändert durch Änderungsgesetz vom 26.11.2001 BGBl I S. 3219.

GRUNDWASSERVERORDNUNG (GrWV): Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 80/68/EWG des Rates vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe vom 18.03.1997. BGBl I 1997, 542. FNA 753-1-6.

HAFTPFLICHTGESETZ (HaftPflG): Haftpflichtgesetz vom 07.06.1871. RGBI 1871, 207. FNA 935-1. Neugefasst durch Bek. v. 04.01.1978 I 145. Zuletzt geändert durch Art. 5 G v. 19.07.2002 I 2674.

STRAFGESETZBUCH (StGB): Strafgesetzbuch vom 15.05.1871. RGBI 1871, 127. FNA 450-2. Neugefasst durch Bek. v. 13.11.1998 I 3322. Zuletzt geändert durch Art. 1 G v. 27.12.2003 I 3007.

WASSERHAUSHALTSGESETZ (WHG): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts vom 27.07.1957. BGBl I 1957, 1110, 1386. FNA 753-1. Neugefasst durch Bek. v. 19.08.2002 I 3245. Zuletzt geändert durch Art. 6 G v. 06.01.2004 I 2.

Verzeichnis der Normen und Richtlinien

ATV-A 105: Entwässerungssysteme. Hennef, 1997.

DIN 25424 Teil 1: Fehlerbaumanalyse. Methode und Bildzeichen. Berlin, 1981.

DIN 25424 Teil 2: Fehlerbaumanalyse. Handrechenverfahren zur Auswertung eines Fehlerbaumes. Berlin, 1990.

DIN 4030: Beurteilung betonangreifender Wässer, Böden und Gase. Grundlagen und Grenzwerte. Berlin, 1991.

DIN 4034 Teil 10: Schächte aus Beton- und Stahlbetonfertigteilen. Schachtunterteile aus Mauerwerk für erdverlegte Abwasserkanäle und -leitungen. Anforderungen und Prüfungen. Berlin, 1995.

DIN 4034 Teil 2: Schächte aus Beton- und Stahlbetonfertigteilen. Schächte für Brunnen- und Sickeranlagen. Maße, technische Lieferbedingungen. Berlin, 1990.

DIN 4281: Beton für werkmäßig hergestellte Entwässerungsgegenstände. Herstellung, Anforderungen, Prüfungen und Überwachung. Berlin, 1998.

DIN EN 1671: Druckentwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden. Berlin, 1997.

DIN EN ISO 14001: Umweltmanagementsysteme. Spezifikation mit Anleitung zur Anwendung. Berlin, 1996.

EN 12723: Flüssigkeitspumpen. Allgemeine Begriffe für Pumpen und Pumpenanlagen. Definitionen, Größen, Formelzeichen und Einheiten. Brüssel, 2000.

EN 752-6: Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden. Teil 6: Pumpenanlagen. Brüssel, 1998.

EN ISO 14040: Ökobilanz. Prinzipien und allgemeine Anforderungen. Brüssel, 1997.

EN ISO 14041: Ökobilanz. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. Brüssel, 1998.

EN ISO 14042: Ökobilanz. Wirkungsabschätzung. Brüssel, 2000.

EN ISO 14043: Ökobilanz. Auswertung. Brüssel, 2000.

VDI 2235: Wirtschaftliche Entscheidungen beim Konstruieren. Methoden und Hilfen. Düsseldorf, 1987.

VDI 4600: Kumulierter Energieaufwand. Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden. Berlin, 1997.

Glossar

Begriff	Erklärung
adiabat	wärmedicht isoliert
Ausfallrate	Kehrwert der Ausfallhäufigkeit
diskontiert	abgezinst
Dole	abgedeckte Gräben, die Abwasser von der Straße zum nächsten Gewässer leiten
Düker	Unterführung einer Rohrleitung unter ein Hindernis (z.B. Fluss)
Elementarfluss	Stoff- oder Energiefluss, der einem System ohne vorherige bzw. anschließende Behandlung zu- oder abgeführt wird
End-of-the-Pipe-Technologie	Technologie, die einem bestehendem System nachgeschaltet wird, um ein verbessertes Ergebnis des Systemoutputs zu erreichen
inneren Zinsfuß	Zinsfuß, bei dem der Kapitalwert zu null wird
integrierten Technologie	Technologie, die in einem System mehr als eine Aufgabe erfüllt und ohne welche die Funktionsfähigkeit des Systems nicht gegeben ist
Kanalscheitel	die Verbiindungsglinie der geodätisch höchsten Punkte des Querschnitts einer horizontal verlaufenden Rohrleitung
Kapitalstruktur	Verhältnis von Eigen- zu Fremdkapital
Kollektivgüter	Güter, die unverkäuflich sind und die der Nutzung durch die Allgemeinheit nicht entzogen werden können (z.B. Luft)
Moh'schen Skala	Skala, mithilfe derer die Härte eines Materials von 1 (sehr weich, Talk) bis 10 (sehr hart, Diamant) durch Vergleich mit festgelegten Materialien bestimmt werden kann
NPSHR	erforderlicher Abstand der absoluten statischen Energiehöhe über der Energiehöhe des Dampfdruckes bei zugehöriger Temperatur bezogen auf die Bezugsebene, um unzulässige Kavitation zu vermeiden
private Güter	Güter, die kaufbar sind und dadurch der Nutzung durch die Allgemeinheit entzogen werden können (z.B. Haus)
Reparaturrate	Kehrwert der Reparaturhäufigkeit
stationäre Strömung	Strömung eines Fluids, dessen mittlere Geschwindigkeit und Dichte konstant ist
Wirkungskategorien	Kategorien, denen Wirkungen auf die Umwelt zugeordnet werden, z.B. Eutrophierung, Toxizität, Treibhauseffekt
Zweiphasenbetrieb	Pumpenbetrieb, wobei das geförderte Fluid in zwei Phasen vorliegt, meist flüssig und gasförmig

In dieser Reihe sind bisher erschienen:

<i>Nummer</i>	<i>Autoren</i>	<i>Titel</i>
01/1996	Günther, T. / White, M. / Günther E. (Hrsg.) Schill, O.	Ökobilanzen als Controllinginstrument  Download
02/1998	Günther, E. (Hrsg.) Salzmann, O.	Revisionäre Zeit- und Geschwindigkeitsbetrachtungen im Dreieck des Sustainable Development  Download
I/2000	Günther, E. (Hrsg.) Schmidt, A.	Auszug aus der Diplomarbeit: Umweltmanagement und betriebswirtschaftlicher Nutzen. Eine theoretischen Analyse und empirische Untersuchung am Beispiel ÖKOPROFIT München  Download
03/2000	Günther, E. / Schill, O. (Hrsg.) Klauke, I.	Kommunales Umweltmanagement: Theoretische Anforderungen und Einordnung vorhandener Ansätze  Download
04/2000	Günther, E. (Hrsg.) Krebs, M.	Aufgaben- und Organisationsstruktur der Umweltpolitik in der Bundesrepublik Deutschland  Download
05/2000	Günther, E. / Schill, O. (Hrsg.) Sicker, B.	Umweltfreundliche Beschaffung und Abfallmanagement in öffentlichen Einrichtungen - Eine Untersuchung am Landratsamt Bautzen und Klinikum Bautzen-Bischofswerda  Download
	Günther, E. / Thomas, P. (Hrsg.) Wollmann, R.	Integration des Instrumentes Environment-oriented Cost Management in die Controllingprozesse von Unternehmen in Entwicklungsländern Ergebnisse der Zusammenarbeit mit dem Pilotvorhaben zur Unterstützung umweltorientierter Unternehmensführung in Entwicklungsländern (P3U) der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) Erschienen in den Dresdner Beiträge zur Betriebswirtschaftslehre Nr. 50/01  Download

Fortsetzung:

06/2001	Günther, E. / Berger, A. (Hrsg.) Kaulich, S.	Ermittlung kritischer Erfolgsfaktoren für die Implementierung der Umwelleistungsmessung in Unternehmen, insbesondere für die Maschinenbaubranche  Download
07/2001	Günther, E. / Berger, A. (Hrsg.) Scheibe, L.	Konzeption eines Umweltkennzahlensystems zur Umwelleistungsmessung für Prozesse unter Beachtung der in Unternehmen vorliegenden Rahmenbedingungen  Download
08/2001	Krebs, P. / Günther, E. / Obenaus, G. (Hrsg.) Bölter, C.	Regenwassernutzung im nicht privaten Bereich Eine technische und wirtschaftliche Analyse dargestellt am Beispiel des Fraunhofer-Institutszentrum Dresden  Download
09/2001	Krause, W. / Günther, E. / Schulze, L. (Hrsg.) Huber, V.	Ökologische Bewertung von Reinigungsprozessen in der Oberflächentechnik - Möglichkeiten zum Einsatz integrierter Umweltschutztechnologien  Download
10/2001	Wingrich, H. / Günther, E. / Reißmann, F. / Kaulich, S. / Kraft, A. (Hrsg.) Seidel, T.	Vergleichende Untersuchungen zur Wasseraufbereitung mit getauchten Membranen  Download
11/2002	Koch, R. / Günther, E. / Fröhlich, J. / Jetschny, W. / Klauke, I. (Hrsg.) Sauer, T.	Aufbau eines integrierten Umweltmanagementsystems im universitären Bereich  Download
12/2003	Günther, E. / Berger, A. / Hochfeld, C. (Hrsg.) Tröltzsch, J.	Treibhausgas-Controlling auf Unternehmensebene in ausgewählten Branchen  Download

Fortsetzung:

<p>13/2003</p>	<p>Günther, E. / Neuhaus, R. / Kaulich, S. (Hrsg.) Becker, S. / Kornek, S. / Kreutzfeldt, C. / Opitz, S. / Richter, L. / Ulmschneider, M. / Werner, A.</p>	<p>Entwicklung von Benchmarks für die Umweltleistung innerhalb der Maschinenbaubranche</p> <p>Eine Benchmarkingstudie im Auftrag der Siemens AG</p> <p> Download</p>
<p>14/2004</p>	<p>Günther, E. / Klauke, I. (Hrsg.) Kreutzfeldt, C.</p>	<p>Herausforderungen für die nachhaltige öffentliche Beschaffung in der Tschechischen Republik im Zuge der EU-Osterweiterung</p> <p> Download</p>
<p>15/2004</p>	<p>Günther, E. / Farkavcová, V. / Hoppe, H. (Hrsg.) Jacobi, R. / Scholz, F. / Umbach, F. / Wagner, B. / Warmuth, K.</p>	<p>Entwicklung eines integrierten Managementsystems bei einem mittelständischen Unternehmen der Entsorgungswirtschaft</p> <p>Verknüpfung von Umweltmanagement und Qualitätsmanagement unter besonderer Berücksichtigung der Transportprozesse in der Entsorgungsbranche</p> <p> Download</p>