

Demonstrationsvorhaben Stadtquartier Jenfelder Au

Kopplung von regenerativer Energiegewinnung mit
innovativer Stadtentwässerung (KREIS)

Berlin/Darmstadt,
31.08.2015

Arbeitspaket 4: Ökologie und Nachhaltigkeit

Autorinnen und Autoren

Günter Dehoust
Martin Gsell
Alexandra Möck
Jürgen Sutter

Unter Mitarbeit von
Elaine Cheung

Geschäftsstelle Freiburg

Postfach 17 71
79017 Freiburg

Hausadresse

Merzhauser Straße 173
79100 Freiburg
Telefon +49 761 45295-0












Büro Berlin

Schicklerstraße 5-7
10179 Berlin
Telefon +49 30 405085-0

Büro Darmstadt

Rheinstraße 95
64295 Darmstadt
Telefon +49 6151 8191-0

info@oeko.de
www.oeko.de

	Bauhaus-Universität Weimar (BUW)		Hamburger Stadtentwässerung AöR (HSE)
	Hochschule Ostwestfalen-Lippe (HSOWL)		Buhck Umweltservices GmbH & Co. KG (Buhck)
	Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE)		CONSULAQUA Hamburg GmbH (CAH)
	Solar- und Wärmetechnik Stuttgart EIN FORSCHUNGSZENTRUM DER STEINBEIS-STIFTUNG (STW)	Infranova Bauentwicklungs-GmbH	infranova Bauentwicklungs GmbH & Co. KG Flintenbreite Lübeck (infranova)
	Öko-Institut e.V. (ÖKO)		OtterWasser GmbH
	Technische Universität Hamburg-Harburg (TUHH)		Vacuum Sanitärtechnik GmbH & Co. KG (vacusatec)

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	6
Tabellenverzeichnis	7
Zusammenfassung	9
Summary	10
Kurze Darstellung des Forschungsprojekts	11
1. Aufgabenstellung	11
2. Voraussetzungen, unter denen das FE-Vorhaben durchgeführt wurde	11
3. Planung und Ablauf des Vorhabens	12
3.1. Ziele	13
3.2. Methodisches Vorgehen	13
4. Stand von Wissenschaft und Technik zu alternativen Entwässerungssystemen (verwendete Fachliteratur, sowie Informations- und Dokumentationsdienste)	14
5. Zusammenarbeit mit anderen Stellen	16
Eingehende Darstellung der Verwendung der Zuwendung und des erzielten Ergebnisses im Einzelnen, mit Gegenüberstellung der vorgegebenen Ziele	16
6. Dezentrales Abwasserentsorgungs- und Energieversorgungskonzept in der Jenfelder Au	16
6.1. Der Forschungsverbund	19
7. Darstellung von Bewertungsmethoden	24
7.1. Ökobilanz (Life Cycle Assessment)	24
7.2. Bewertung ökologischer Auswirkungen im lokalen Wirkungsbereich (mikroökologische Wirkungen)	25
7.3. Umweltverträglichkeitsprüfung	25
7.4. Ökologische Gesamtbewertungsmethoden	26
7.4.1. Konzept der Wirkungsindikatoren (UBA-Methode)	27
7.4.2. Umweltbelastungspunkte (UBP)	28
7.4.3. Eco-Indicator 99	29
7.4.4. ReCiPe 2008	31
7.4.5. Environmental Priority System (EPS 2000)	31
7.5. Methoden zur Bewertung der Nachhaltigkeit	32
7.5.1. Umweltschadenskosten	32
7.5.2. Ökoeffizienz-Analyse	34
7.5.3. Nutzwertanalyse	37

8.	Ergebnisse der makroökologischen Bewertung	39
8.1.	Festlegung des Untersuchungsrahmens	39
8.1.1.	Funktion und funktionelle Einheit	39
8.1.2.	Festlegung der Systemgrenzen	40
8.1.2.1.	System 1: Konventionelles Infrastruktursystem (Konv-JA)	40
8.1.2.2.	System 2: Hamburg-Water-Cycle Bau (HWC-JA)	40
8.1.2.3.	System 3: Hamburg Water Cycle Kreis (HWC-KREIS)	41
8.1.3.	Anforderungen an die Daten und Datenqualität	42
8.1.3.1.	Technologische Repräsentativität	42
8.1.3.2.	Geographische Repräsentativität	42
8.1.3.3.	Zeitrepräsentativität	43
8.1.4.	Allokation	43
8.1.5.	Auswahl der relevanten Wirkungskategorien	43
8.1.5.1.	Primärenergieverbrauch (kumulierter Energieaufwand, KEA)	44
8.1.5.2.	Treibhauspotenzial (Global Warming Potential, GWP)	44
8.1.5.3.	Eutrophierungspotenzial (EP)	45
8.1.5.4.	Versauerungspotenzial (AP)	45
8.1.5.5.	Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial (POCP)	45
8.1.5.6.	Weitere Wirkungskategorien	45
8.2.	Sachbilanz	46
8.2.1.	Prozessbeschreibung	46
8.2.2.	Datengrundlage	52
8.2.2.1.	Spezifische Daten: Allgemein	53
8.2.2.2.	Generische Daten	54
8.2.3.	Einschätzung der Datenqualität	55
8.3.	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung	56
8.3.1.	Treibhauspotenzial (GWP)	56
8.3.2.	Kumulierter Energieaufwand (CED)	58
8.3.3.	Kumulierter Energieaufwand, nicht erneuerbar (CED, n.r.)	60
8.3.4.	Versauerungspotenzial (AP)	62
8.3.5.	Eutrophierungspotenzial (EP)	64
8.3.6.	Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial (POCP)	66
8.3.7.	Verbrauch abiotischer Ressourcen (ADP)	68
8.3.8.	Abbau von Arzneimitteln und Arzneimittelrückständen	70
8.4.	Zusammenfassung der Ergebnisse der makroökologischen Betrachtung	70
9.	Mikroökologische Auswirkungen	71
9.1.	Relevante mikroökologischer Emissionen im Untersuchungsbereich	71
9.1.1.	Vakuumtoiletten, Unterdrucksystem und herkömmliche Toilettensysteme	72
9.1.2.	Biogasanlage und BHKW auf dem Betriebsgelände	73

9.2.	Geräusche	73
9.2.1.	Physikalisch-akustische Geräusche	74
9.2.2.	Mess- und Berechnungsmethoden für Geräusche	74
9.2.3.	Psycho-akustischer Lärm und Dosis-Wirkungs-Relationen	75
9.2.4.	Grenzwerte zum Schallschutz	76
9.2.4.1.	Grenzwerte für Wohngebäude	76
9.2.4.2.	Grenzwerte für Biogasanlage und BHKW	77
9.2.5.	Zusammenfassung	78
9.3.	Geruch	78
9.3.1.	Wirkungen von Gerüchen	78
9.3.2.	Grenzwerte für Gerüche	79
9.3.3.	Zusammenfassung	80
9.4.	Einleitung behandeltes Grauwasser in Vorfluter	80
9.4.1.	Einleitung in Vorfluter (verschiedene Systemvarianten)	80
9.4.2.	Rechtliche Maßgaben und Definitionen	81
9.4.3.	Grenzwerte	82
9.4.4.	Gewässergüte des Vorfluters	83
9.5.	Fazit für die mikroökologische Bewertung	85
10.	Ökologische Gesamtbewertung	85
10.1.	Auswahl der Bewertungsmethoden (85
10.2.	Ergebnisse der gesamtökologischen Bewertung	86
11.	Bewertung der Nachhaltigkeit	88
12.	Fazit und Ausblick	93
13.	Wichtigste Positionen des zahlenmäßigen Nachweises	94
14.	Geplante Veröffentlichungen der Ergebnisse	94
15.	Während der Durchführung des Vorhabens bekannt gewordene Fortschritte auf dem Gebiet des Vorhabens bei anderen Stellen	94
16.	Entwickelte Konstruktionen, Verfahren und Schutzrechte	94
17.	Anhang	95
	Literaturverzeichnis	101

Alle Verzeichnisse werden mit der F9-Taste aktualisiert

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1	Betrachtung der Nachhaltigkeit des Hamburg Water Cycles	14
Abbildung 6-1:	Abwasserströme sowie Bioressourcen in KREIS	18
Abbildung 7-1:	Schritte einer Ökobilanz	24
Abbildung 7-2:	Graphische Darstellung des Vergleichs von hierarchisierten Indikatorergebnissen	28
Abbildung 7-3:	Schematische Darstellung Eco-Indicator	30
Abbildung 7-4:	Vorgehen bei der EPS 2000	32
Abbildung 7-5:	Ökoeffizienz-Portfolio	35
Abbildung 7-6:	Gesellschaftliche Wichtungsfaktoren für ökologische Resultate	36
Abbildung 7-7:	Beispiel Ökoeffizienz-Portfolio	36
Abbildung 7-8:	Soziale Kategorien in der Seebalance-Methode	37
Abbildung 8-1:	Systemfließbild der Systemvariante Konv-JA mit Systemgrenze	40
Abbildung 8-2:	Systemfließbild der Systemvariante HWC-JA mit Systemgrenze	41
Abbildung 8-3:	Systemfließbild der Systemvariante HWC-KREIS mit Systemgrenze	42
Abbildung 8-4	Ergebnisse: Treibhausgaspotenzial (GWP)	57
Abbildung 8-5	Ergebnisse: Kumulierter Energieaufwand (KEA)	59
Abbildung 8-6	Ergebnisse: Kumulierter Energieaufwand, nicht erneuerbar (KEA, n.e.)	61
Abbildung 8-7	Ergebnisse: Versauerungspotenzial (AP)	63
Abbildung 8-8	Ergebnisse: Eutrophierungspotenzial (EP)	65
Abbildung 8-9	Ergebnisse: Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial (POCP)	67
Abbildung 8-10	Ergebnisse: Verbrauch abiotischer Ressourcen (ADP)	69
Abbildung 10-1	Ergebnisse UBA-Methode	87

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1:	Arbeitstreffen im Projektverlauf	12
Tabelle 4-1:	Schlüsselparameter für Prozesse von Abwasserbehandlungsanlagen	15
Tabelle 6-1:	Arbeitspakete und Teilarbeitspakete im Verbundprojekt	22
Tabelle 7-1:	Rangbildung der Wirkungskategorien	27
Tabelle 7-2:	Kostensätze für Luftschadstoffe	33
Tabelle 7-3:	Beispielhafte Normierung der Werte für die Kategorie Energieverbrauch	34
Tabelle 7-4:	Gewichtung der verschiedenen Kriterien	38
Tabelle 8-1:	System 1: Konventionelles Entwässerungs- und Energiesystem (Konv-JA)	46
Tabelle 8-2:	System 2: Ausgeschriebenes und im Bau befindliches KREIS-Projekt (HWC-JA)	47
Tabelle 8-3:	System 3a: Geplantes KREIS-Projekt (HWC-KREIS Basis)	48
Tabelle 8-4:	System 3b: Geplantes KREIS-Projekt (HWC-KREIS Szenario)	50
Tabelle 8-5:	Herkunft der prozessspezifischen Daten	52
Tabelle 8-6:	Liste generischer Datensätze	55
Tabelle 8-7:	KREIS-Systeme: Anteile am Treibhauspotenzial	58
Tabelle 8-8:	KREIS-Systeme: Anteile am Kumulierten Energieaufwand	60
Tabelle 8-9:	KREIS-Systeme: Anteile am Kumulierten Energieaufwand, nicht erneuerbar	62
Tabelle 8-10:	KREIS-System: Anteile am Versauerungspotenzial	64
Tabelle 8-11:	KREIS-System: Anteile am Eutrophierungspotenzial	66
Tabelle 8-12:	KREIS-System: Anteile am Photochemischen Oxidantienbildungspotenzial	68
Tabelle 8-13:	KREIS-Systeme: Anteile am Verbrauch abiotischer Ressourcen	69
Tabelle 8-14:	CSTR-Reaktor: Abbauraten von Arzneimittelrückständen	70
Tabelle 8-15:	UASB-Reaktor: Abbauraten von Arzneimitteln	70
Tabelle 9-1:	Ergebnisse der Geräuschemessungen bei verschiedenen Toilettensystemen	72
Tabelle 9-2:	Grenzwerte für Lärm im Hochbau	76
Tabelle 9-3:	Grenzwerte für erweiterten Schallschutz in Wohngebäuden	77
Tabelle 9-4:	Immissionsrichtwerte für Anlagen für Immissionsorte außerhalb von Gebäuden	77
Tabelle 9-5:	Immissionsrichtwerte für betriebsfremde schutzbedürftige Räume	77
Tabelle 9-6:	Grenzwerte für die Häufigkeit von Geruchswahrnehmungen	79
Tabelle 9-7:	Systemvarianten nach Grauwasserbehandlungsverfahren	80
Tabelle 9-8:	Grenzwerte und Parameter für Abwasser zur Einleitung in Oberflächengewässer	82
Tabelle 9-9:	Daten für das Gewässermonitoring	83
Tabelle 10-1:	Übersicht berücksichtigter Wirkungskategorien in ökologischen Gesamtbewertungsmethoden	86
Tabelle 10-2:	Aggregierte Ergebnisse der Wirkungsabschätzung	87
Tabelle 11-1:	Teilziele und Entscheidungskriterien für die Nutzwertanalyse	88
Tabelle 11-2:	Paarvergleich der Entscheidungskriterien für das Teilziel Ökologie	89
Tabelle 11-3:	Bestimmung der Erfüllungsfaktoren	90

Tabelle 11-4:	Beispielhafte Darstellung der Nutzwertanalyse für Jenfeld Au	92
Tabelle 17-1	Trinkwasserbereitstellung	95
Tabelle 17-2	Daten zur Abwasserbehandlung im Trennsystem	96
Tabelle 17-3	Klärwerke und Siedernetze	97
Tabelle 17-4	Abwasserfracht, Hamburg total	97
Tabelle 17-5	Energieerzeugung Hamburg Wasser	98
Tabelle 17-6	Strommix System 1 (Konv-JA)	98
Tabelle 17-7	Wärmemix System 1 (Konv-JA)	98
Tabelle 17-8	Bioabfallentsorgung System 1 (Konv-JA)	98
Tabelle 17-9	Strommix System 2 (HWC-JA)	98
Tabelle 17-10	Wärmemix System 2 (HWC-JA)	98
Tabelle 17-11	Bioabfallentsorgung System 2 (HWC-JA)	99
Tabelle 17-12	Strommix System 3a (HWC-KREIS, Basis)	99
Tabelle 17-13	Wärmemix System 3a (HWC-KREIS, Basis)	99
Tabelle 17-14	Bioabfallentsorgung System 3a (HWC-KREIS, Basis)	99
Tabelle 17-15	Strommix System 3b (HWC-KREIS, Szenario)	99
Tabelle 17-16	Wärmemix System 3b (HWC-KREIS, Szenario)	99
Tabelle 17-17	Bioabfallentsorgung System 3b (HWC-KREIS, Szenario)	99
Tabelle 17-18:	Gesamtemissionen Deutschland	100
Tabelle 17-19	Einzelbeurteilung der Kriterien nach der UBA-Methode	100

Zusammenfassung

Mit dem Arbeitspaket 4 „Ökologie und Nachhaltigkeit“ war die Aufgabe verbunden, die ökologische Bewertung der Auswirkungen des Gesamtprojekts Jenfelder Au zu ermöglichen. Berücksichtigt wurden negative (Umweltlasten) und positive Auswirkungen (Umweltbeiträge) der verschiedenen Systemvarianten. Zur Ausrichtung des Gesamtprojekts und der einzelnen Module bzw. Teilarbeitspakete auf die optimale ökologische Ausgestaltung wurde das Bewertungstool frühzeitig erstellt, um begleitende Bewertungen während der Laufzeit des Projekts zu ermöglichen. Beginnend mit der Planungsphase von konkreten Teilprojekten wurde das Bewertungsmodell projektbegleitend angepasst und weiter entwickelt, um Optimierungsmöglichkeiten und –notwendigkeiten für das Projekt oder Teilprojekte rechtzeitig aufzuzeigen. Durch das Bewertungsmodell konnten die Ergebnisse vergleichbar und eine Einordnung der Klima- und Umweltschutzbeiträge der Systemvarianten dargestellt werden. Erprobte Methoden, insbesondere aus dem Bereich Ökobilanzen, wurden hinsichtlich einer möglichen Bewertung mikroökologischer Auswirkungen geprüft, geltende Grenzwerte recherchiert und Methoden für Aggregations- und Nachhaltigkeitsbewertungen für die konkrete Fragestellung angepasst und weiterentwickelt.

Um neben den reinen ökologischen Auswirkungen auch eine Bewertung der Nachhaltigkeit zu ermöglichen, werden in Phase 2 des Forschungsvorhabens die Ergebnisse der Arbeitspakete AP 6 (Sozio-technische Analyse Nutzerverhalten) und AP 5 (Ökonomie und Übertragbarkeit) in Abwägung mit den hier modifizierten Methoden und erzielten Ergebnissen zusammengeführt. Hierzu werden verschiedene bestehende Bewertungsansätze (wie Ökoeffizienzanalyse, Umweltschadenskosten, Nutzwertanalyse) beschrieben, weiterentwickelt und für die weiteren Arbeiten vorbereitet. Ziel dieser vergleichenden Anwendung und Optimierung verschiedener Methoden zur Bewertung der Nachhaltigkeit ist die Entwicklung der geeigneten Bewertungsmethode für innovative Entwicklungsprojekte im Bereich Wohnen und Infrastruktur. Die Bewertung der Nachhaltigkeit erfolgt nicht begleitend, sondern zum Abschluss des Gesamtprojekts.

Summary

In the working package 4 „Ecology and sustainability“ the assessment of the impacts of the overall system is carried out. Assessed were the negative environmental impacts and positive contributions of the respective system variations. For the alignment of the overall project and its particular modules (or working packages) towards an optimal environmental performance an accompanying modification and development of the assessment model was conducted at an early stage. In order to highlight possibilities and necessities for optimization the assessment model was already developed in the phase of planning the specific modules. The assessment brought good insights in the flaws and contributions of the respective system variations by comparison. Already established methods like lifecycle assessments were tested and modified in order to include also mikroecologic impacts (lokal emissions). In this context applicable regulations were researched and methods for aggregative and sustainability assessments were modified and further developed to the research issue.

Not just to assess the ecological impacts but to include also social (working package 6) and economical (working package 5) factors to the assessment of the overall sustainability performance, in the end of phase two of the research program these factors will be included, too. For this purpose different existing assessment methods like eco-efficiency method, environmental damage costs and benefit analysis will be examined and prepared for further work.

Kurze Darstellung des Forschungsprojekts

1. Aufgabenstellung

Beim Demonstrationsvorhaben Stadtquartier Jenfelder Au handelt es sich um ein Vorhaben, das üblicherweise mittels Umweltverträglichkeitsuntersuchungen und –prüfungen auf die Einhaltung der Umweltgesetzgebung bewertet wird. Um aber zu bewerten, inwiefern die entwickelten Innovationen einen relevanten Beitrag zum Umwelt- und Klimaschutz leisten, sind die Ergebnisse dieser Prüfung nicht ausreichend. Die klassische Ökobilanz kann zwar die überregionalen Auswirkungen gut vergleichend darstellen, ist aber bezüglich der Einbeziehung mikroökologischer Auswirkungen nicht erprobt. Insofern ist es erforderlich, zur Bewertung solcher Projekte eine Bewertungsmethode zu entwickeln, die die Aspekte der Umweltverträglichkeitsuntersuchung und der Ökobilanz zusammenführt. Darüber hinaus muss die zu entwickelnde Bewertungsmethode zu ökologischen Aspekten um ökonomische und soziale Aspekte ergänzt werden. Hierzu werden die beschriebenen Konzepte auf ihre Eignung zur Bewertung der Nachhaltigkeit von innovativen Entwicklungsvorhaben geprüft, angepasst und weiter entwickelt, um eine vergleichende Bewertung zu ermöglichen.

2. Voraussetzungen, unter denen das FE-Vorhaben durchgeführt wurde

Mit dem Förderschwerpunkt Nachhaltiges Wassermanagement NaWaM ¹förderte das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) die Entwicklung innovativer Technologien, Verfahren und Systemlösungen für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Ressource Wasser. NaWaM bündelt die Aktivitäten des BMBF im Bereich der Wasserforschung innerhalb des BMBF-Rahmenprogramms Forschung für nachhaltige Entwicklungen (FONA²).

Im Zeitraum 2011-2014 wurde ein innovatives Energie- und Entwässerungskonzept für ein innerstädtisches Quartier entwickelt und der Bau begonnen. Die vom BMBF geförderte wissenschaftliche Begleitung des von der Stadt Hamburg geplanten Bauvorhabens war in dieser Größenordnung bisher einmalig in Deutschland. Das Bauprojekt ist ein wertvoller Praxistest, der wichtige Impulse für die Weiterentwicklung von städtischen Infrastrukturen geben wird. Aus diesem Grund wird die Planung und bauliche Umsetzung der Abwasser- und Energiekomponenten anteilig im Umweltprogramm der Europäischen Union „LIFE+“ gefördert. Das Forschungsvorhaben wurde unter der Beteiligung von sechs wissenschaftlichen Einrichtungen und vier Praxispartnern durchgeführt. Ein Projektbeirat mit Vertretern aus Politik und Verwaltung, Wirtschaft sowie Wissenschaft und Forschung beriet und begleitete das Verbundvorhaben.

Zusammengefasst stellen sich die Rahmendaten des Verbundforschungsprojekts wie folgt dar:

Thema	Inhalt
Fördermaßnahme	Intelligente und multifunktionelle Infrastruktursysteme für eine zukunftsfähige Wasserversorgung und Abwasserentsorgung – INIS
Titel des Verbundprojektes	Kopplung von regenerativer Energieversorgung mit innovativer Stadtentwässerung – KREIS

¹ <http://www.fona.de/de/9847>, abgerufen am 10.01.2015

² <http://www.fona.de/>, abgerufen am 10.01.2015

	(Förderkennzeichen: 033L047A-F, H, K, M, N)
Laufzeit	01.11.2011 – 31.10.2014
Fördervolumen des Verbundprojektes	4.219.000 €
Kontakt zur Verbundleitung	Bauhaus-Universität Weimar, Bauhaus-Institut für zukunftsweisende Infrastruktursysteme, Prof. Dr.-Ing. Jörg Londong, Coudraystraße 7, 99423 Weimar, Tel.: +49 (0) 3643 5846 – 15, E-Mail: joerg.londong@uni-weimar.de
Website des Verbundprojekts	www.kreis-jenfeld.de

3. Planung und Ablauf des Vorhabens

Die kontinuierliche Integration der von den Partnern des Verbundprojekts aus den verschiedenen Disziplinen und Berufsfeldern produzierten Ergebnisse und Daten durch moderierte Management- und Projekttreffen war ein wichtiger Bestandteil des Forschungsverbundes. Hier hatten die Forschungsnehmer der verschiedenen Teilarbeitspakete die Möglichkeit an Marktständen und in Diskussionen ihre Zwischenergebnisse zu präsentieren oder durch weitere kreative Moderationsprozesse systematisch Forschungsfragen zu entwickeln und im wechselseitigen Austausch zu bearbeiten. In weiteren arbeitspaketübergreifenden Workshops wurden die für die gemeinsame Bearbeitung wichtigsten Komponenten (z.B. Systemgrenzen, zentrale Wirkungskategorien, Kostenaspekte) abgestimmt. Dies erfolgte besonders intensiv zwischen den „bewertenden“ Arbeitspaketen 4,5 und 6. Hier ist insbesondere die intensive Abstimmung der in den Arbeitspaketen betrachteten Systemgrenzen hervorzuheben.

Die wichtigsten Projekttreffen im Überblick:

Tabelle 3-1: Arbeitstreffen im Projektverlauf

Inhalt	Datum	Ort
Auftakttreffen	11.11.2011	Congress Center Hamburg Wasser, Hamburg
1. Treffen Arbeitspakete 4+6	16.03.2012	Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE) Frankfurt a.M.
1. Integrationsworkshop	18.-19.04.2012	Congress Center Hamburg Wasser, Hamburg
2. Treffen Arbeitspakete 4+6	14.09.2012	Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE) Frankfurt a.M.
2. Integrationsworkshop	20.-21.11.2012	Congress Center Hamburg Wasser, Hamburg
Gemeinsames AP-Treffen	06.06.2013	Schulungszentrum Alstertal, Hamburg

3. Integrationsworkshop	14.-15.10.2013	Congress Center Hamburg Wasser, Hamburg
Vorstellung und Diskussion der LCA-Ergebnisse	12.09.2014	Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE) Frankfurt a.M.
Treffen AP 4+6 mit Hamburg Wasser	04.12.2014	Hamburg Wasser

3.1. Ziele

Das technische Entwässerungskonzept sieht eine getrennte Ableitung von Toilettenabwasser (Schwarzwasser) und sonstigem häuslichen Abwasser (Grauwasser) vor. Das Grauwasser soll energiesparend dezentral behandelt und an die Gewässer abgegeben werden. Das Schwarzwasser wird mit Vakuumtechnik konzentriert erfasst und in einer Biogasanlage behandelt. Das dabei produzierte Biogas wird in einem Block-Heizkraftwerk in Elektrizität und Wärme transformiert. Zusätzlich wird das oberflächennahe Grundwasser zur Wärmeversorgung beitragen. Aus den Reststoffen der Biogasanlage (Gärresten) sollen hochwertige Produkte zur Bodenverbesserung und Düngung hergestellt werden.

3.2. Methodisches Vorgehen

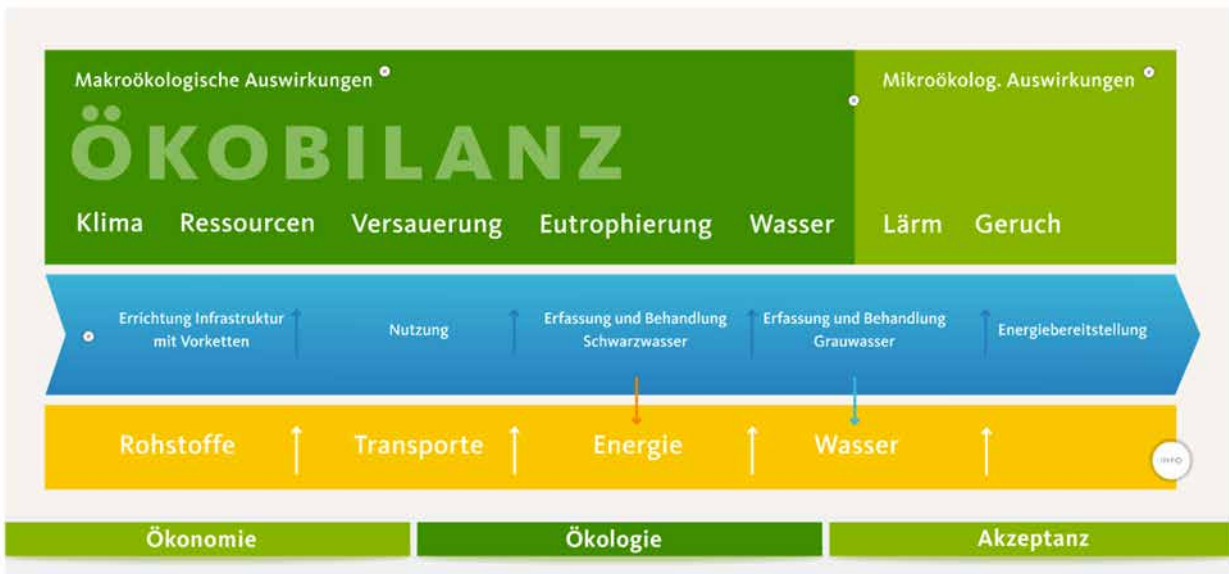
Mit dem Arbeitspaket 4 „Ökologie und Nachhaltigkeit“ ist das Ziel verbunden, die Bewertung der ökologischen Auswirkungen des Gesamtprojekts begleitend und abschließend durchzuführen (siehe schematische Darstellung Abbildung 3-1). Um die Ausrichtung des Gesamtprojekts und der einzelnen Module bzw. Teilarbeitspakete auf Ökoeffektivität ermöglichen zu können, wurde das zu erstellende ökologische Bewertungstool frühzeitig und begleitend entwickelt und angepasst. Die Bewertungen sollten während der Laufzeit des Projekts ermöglicht werden, beginnend mit der Planungsphase von konkreten Teilprojekten. Dadurch war gewährleistet, dass Optimierungsmöglichkeiten und –notwendigkeiten für das Projekt oder Teilprojekte rechtzeitig aufgezeigt werden konnten.

Das Bewertungsmodell sollte eine möglichst gute und transparente Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu bestehenden Bewertungen im Bereich der Ökobilanzen und Umweltverträglichkeitsuntersuchungen und der Einordnung der Klima- und Umweltschutzbeiträge des Projekts zulassen. Hierzu wurden erprobte Methoden z.B. aus dem Bereich Ökobilanzen und Umweltverträglichkeitsuntersuchungen und weitere Bewertungsansätze untersucht, wenn möglich, der konkreten Fragestellung angepasst und weiterentwickelt. Neben der Bewertung der globalen Umweltauswirkungen (makroökologische Auswirkungen) wurden auch Möglichkeiten der Bewertung lokaler Emissionen (mikroökologische Auswirkungen) untersucht und bestehende Grenzwerte und Meßmethoden dargestellt.

Neben den rein ökologischen Auswirkungen des Gesamtprojekts war mit diesem Arbeitspaket auch das Ziel verbunden, eine Bewertung der Nachhaltigkeit zu ermöglichen. Hierzu erfolgte eine Untersuchung verschiedener bestehender Bewertungsansätze (Umweltschadenskosten, Ökoeffizienzanalyse, Nutzwertanalyse), welche getestet und weiterentwickelt wurden. Um die Nachhaltigkeit eines innovativen Wohn- und Infrastrukturprojekts adäquat analysieren zu können, wurden vorliegende Bilanzansätze zur Einbeziehung von ökonomischen und sozialen Aspekten geprüft und daraus ein geeigneter Bewertungsansatz entwickelt. Ziel dieser Anwendung und Optimierung verschiedener Methoden zur Bewertung der Nachhaltigkeit ist die Entwicklung einer geeigneten Bewertungsmethode für innovative Entwicklungsprojekte im Bereich Wohnen und

Infrastruktur. Die Bewertung der Nachhaltigkeit erfolgte nicht begleitend, sondern wird als Bewertung des Gesamtprojekts in der zweiten Phase abschließend realisiert.

Abbildung 3-1 Betrachtung der Nachhaltigkeit des Hamburg Water Cycles



Quelle: Giese/Londong (in Vorber.)

Mit den einzelnen Bewertungsschritten erhalten die Teilarbeitspakete projektbegleitend Informationen über die ökologischen Auswirkungen ihrer geplanten Teilprojekte und Planungsdaten, um Ihre Teilprojekte zielgerichtet auf geringe Umweltlasten bzw. hohe Umweltbeiträge ausrichten zu können.

4. Stand von Wissenschaft und Technik zu alternativen Entwässerungssystemen (verwendete Fachliteratur, sowie Informations- und Dokumentationsdienste)

Im folgenden werden bestehende Literaturangaben zur Bewertung vorgestellt, an die zur Beantwortung der vorliegenden Fragestellung angeknüpft werden konnte. Hierbei wird auch auf verwendete Fachliteratur sowie benutzte Informations- und Dokumentationsdienste eingegangen und bekannte Verfahren erläutert.

Kernpunkt des KREIS-Projekts ist ein innovatives Entwässerungs- und Energiegewinnungskonzept, das eine getrennte Ableitung von Toilettenwasser (Schwarzwasser) und sonstigem häuslichen Abwasser (Grauwasser) vorsieht. Das Schwarzwasser wird mit Vakuumtechnik konzentriert erfasst und in einer Biogasanlage gemeinsam mit anderen Co-Substraten zu Biogas umgewandelt. Dies wird in einem Block-Heizkraftwerk in Elektrizität und Wärme transformiert werden. Diese regenerative Energiegewinnung wird durch die Nutzung von Erdwärme und Solarthermie unterstützt werden. Aus den Reststoffen der Biogasanlage sollen darüber hinaus hochwertige Produkte zur Bodenverbesserung und Düngung hergestellt werden. Sowohl die energetischen als auch die stofflichen Produkte sollen primär im Stadtquartier Jenfelder Au genutzt werden. Grauwasser wird einer energiesparenden dezentralen Abwasserbehandlung zugeführt.

In der Literatur finden sich einige Ansätze, die speziell Abwassersysteme ökologisch bewert- und vergleichbar werden lassen. So verglich Meininger (2010) mittels einer Stoffflussanalyse, die auch Kosten, Energie und Material Flüsse darstellbar macht, verschiedene

Abwasserbehandlungssysteme. Vorgelagerte Prozesse wie die Rohstoffgewinnung werden dabei allerdings nicht betrachtet (Meinzinger 2010).

Remy (2010) vergleicht in seiner Arbeit verschiedene konventionelle Mischwasserbehandlungssysteme mit stoffstrom-separierenden Systemen. Zu diesem Zweck wird eine klassische Ökobilanz nach ISO 14040/44 für hypothetische Fallstudien in zwölf Szenarien erstellt (auch unter Berücksichtigung von Bioabfallströmen als Teilstrom). Für die Wirkungsanalyse werden die Sachbilanzdaten aus Literaturdaten und Pilotprojekten hergeleitet und das System um Energiebereitstellung und Düngerproduktion erweitert und Ressourcenverbrauch und Emissionen anhand von acht verschiedenen Indikatoren ausgewertet. Die Wirkungsindikatorergebnisse werden anschließend nach der „UBA-Methode“ (vgl. 0) geordnet und bewertet. Die Ergebnisse zeigen, dass durch die Rückgewinnung von Energie aus Toilettenabwasser, aber vor allem durch die Bioabfallvergärung der kumulierte Energieaufwand um bis zu 40 % und das GWP um bis zu 46 % reduziert werden können. Zudem hat Remy Schlüsselparameter für zentrale Bestandteile von Prozessen entwickelt, die das Ergebnis entscheidend beeinflussen können. Diese sollten deshalb von besonders hoher Qualität sein und Annahmen bezüglich dieser Parameter sollten sorgfältig geprüft und begründet werden (siehe Tabelle 4-1).

Tabelle 4-1: Schlüsselparameter für Prozesse von Abwasserbehandlungsanlagen

Prozess	Schlüsselparameter	Bemerkungen
Abwasserflüsse	Verteilung von CSB, N, P Schwermetallgehalt	Inkl. Bioabfall?
Abwasser-/Grauwasser-Behandlung	Energieverbrauch Elimination CSB, N, P	Energierückgewinnung aus Schlammgärung?
Vakuumsystem	Energieverbrauch	
Urinseparation	Separations-Effizienz Energieverbrauch der Behandlung	Mikroverunreinigungen entfernt?
Gärung	Energieverbrauch Qualität des Klärschlammes	Nachbehandlung des Schlammes?
Kompostierung	Qualität des Fäkalien-Filtrats	Fest-flüssig Separation?
Düngemittel-Anwendung	Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe NH ₃ -Emissionen	Nährstoff-Äquivalente des Sekundärdüngers?
Mineraldünger	Produktionsdaten Schwermetallgehalt	

Quelle: Remy 2010

Hillenbrand (2009) nutzte in seiner Arbeit „Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme“ die klassische Ökobilanz nach ISO 14040/44. Untersucht wird eine Pilotanlage mit semi-dezentraler Regenwasseraufbereitung. Die Wirkungsabschätzung zeigt, dass eine hohe Relevanz bei der Gewässerbelastung durch Nährstoffe und Schwermetalle liegt, noch höher wird der Eintrag von Mikroverunreinigungen (Arzneimittelreststoffe, Körperpflegemittel, Antibiotika) gewertet. Zur ökonomischen Bewertung wird in Anlehnung an dynamische Kostenvergleichsrechnungen (LAWA-Leitlinien) die Kapitalwertmethode genutzt. (Hillenbrand 2009).

Herbst (2008) schlägt in seiner Arbeit zur „Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme“ eine umfassende Bewertung unterschiedlicher Abwasserinfrastruktursysteme mittels ökonomischer, sozialer und ökologischer Kriterien vor. Die drei Hauptbereiche Ökonomie, Ökologie und Soziales können entsprechend der Fragestellung unterschiedlich gewichtet werden. Zur Operationalisierung werden diesen Hauptbereichen jeweils Kriterien und Unterkriterien zugeordnet. Diese sind mittels funktionaler Zusammenhänge kardinal beschreibbar (beispielsweise als monetäre Zahlenwerte in Euro oder als Masse und Volumen) und

mathematisch operationalisierbar. Das Bewertungsmodell kann Daten zu abstrahierten Siedlungsstrukturen verarbeiten, sowie mögliche Stoffströme von Abwasserinfrastrukturen und Angaben zu den klimatischen Bedingungen. Abhängig von der Art des gewählten Entsorgungssystems werden die Stoffflüsse ausgewählt, Daten zur Bemessung der Anlagen und die dabei anfallenden Kosten ermittelt (Herbst 2008).

Neben den im Verbundprojekt verfügbaren Daten der Projektpartner, die hauptsächlich in Form von Laborwerten, die teilweise in anderen Arbeitspaketen durch Versuchsaufbauten gewonnen werden konnten, wurde für die vorliegende Ökobilanz auch Datenmaterial aus der ecoinvent-Datenbank 2.2 und weitere generische Daten von Projektpartnern genutzt.

5. Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Im Rahmen der Bearbeitung des Arbeitspakets fanden intensive Abstimmungs- und Integrationstreffen statt. Die einzelnen Treffen sind in Tabelle 3-1 dargestellt und dienen insbesondere der Abstimmung der verwendeten Parameter und Randbedingungen, die für die spezifischen Forschungsfragen der jeweiligen „bewertenden“ Arbeitspakete einheitlich definiert werden mussten.

Zusätzlich konnten über einen Projektbeirat mit Vertretern aus Politik und Verwaltung, Wirtschaft sowie Wissenschaft und Forschung, die das Forschungsprojekt begleiteteten und die Verbundkoordinatoren berieten, erzielte Ergebnisse validiert werden.

Eingehende Darstellung der Verwendung der Zuwendung und des erzielten Ergebnisses im Einzelnen, mit Gegenüberstellung der vorgegebenen Ziele

6. Dezentrales Abwasserentsorgungs- und Energieversorgungskonzept in der Jenfelder Au

Die Freie und Hansestadt Hamburg entwickelt seit 2012 auf dem ehemaligen Kasernengelände der Lettow-Vorbeck-Kaserne ein neues Stadtquartier. Bis 2024 sollen auf dem 35 ha großen Areal ca. 770 Wohneinheiten, davon 630 im Neubau, inklusive der begleitenden sozialen, kulturellen und gewerblichen Infrastruktur errichtet werden. „Wohnen und Arbeiten im Quartier“ soll in einem kleinteiligen und grünen urbanen Stadtraum ermöglicht werden. Das Stadtviertel soll für Familien sowie für verschiedenen Generationen, Nationalitäten und Einkommensschichten zugänglich sein. Hierzu wurden Flächen für unterschiedliche Nutzungen auf dem Gelände ausgewiesen, individuelle Stadthäuser, Geschosswohnungsbauten, Studentenwohnungen in den denkmalgeschützten Kasernenbauten und Flächen für Baugemeinschaften bieten vielfältige Möglichkeiten.

Neben modernsten Wärmedämmstandards der Gebäude soll im geplanten Stadtquartier Jenfelder Au auch ein innovatives und integriertes Entwässerungs- und Energiegewinnungskonzept umgesetzt werden. Der Hamburg Water Cycle sieht eine getrennte Ableitung der haushaltsnahen und (Klein-) gewerblichen Abwässer vor. Toilettenwasser (Schwarzwasser) und sonstige häusliche Abwässer (Grauwasser) werden getrennt erfasst und aufbereitet. Der von Hamburg Wasser entwickelte Hamburg Water Cycle (HWC) sieht die getrennte Erfassung, Sammlung, Behandlung und Nutzung dieser verschiedenen **Abwasserströme** vor: **Schwarzwasser** (aus den Toiletten, stark verschmutzt) und **Grauwasser** (aus Küche und Bad, gering verschmutzt) sowie **Niederschlagswasser** (nicht verschmutzt).

Die Haushalte werden mit Unterdrucktoiletten ausgestattet, so dass der Trinkwasserbedarf für die Toilettenspülung reduziert werden kann und gleichzeitig eine starke Verdünnung des

Schwarzwassers vermieden wird. Das aufkonzentrierte Schwarzwasser eignet sich aufgrund seiner hohen Konzentration an organischen Stoffen für eine Vergärung und somit für die Produktion von methanhaltigem und energiereichem Biogas. Dieses kann in einem Blockheizkraftwerk zu Wärme und Strom umgewandelt werden. Mit dieser Energie kann zum Teil die Vergärungsanlage betrieben werden, d.h. die ansonsten energieintensive Reinigung des Schwarzwassers wird vermieden. Nach dem Behandlungsschritt der Vergärung verbleibt ein nährstoffreicher Gärrest, der zur Bodenverbesserung oder Düngung weiter verarbeitet werden soll.

Das im Vergleich zum Schwarzwasser in wesentlich größeren Mengen anfallende aber nur gering verschmutzte **Grauwasser** soll mit energieschonenden Verfahren gereinigt und in die Umwelt zurückgeführt werden. Zur Behandlung des Grauwassers wird das Tropfkörperverfahren erprobt, modifiziert und optimiert. Das **Niederschlagswasser** wird über geeignete Anlagen zurückgehalten und durch Versickerung oder Verdunstung wieder dem natürlichen Wasserkreislauf zugeführt.

Aus dem im Stadtquartier anfallenden Schwarzwasser kann nur ein Bruchteil der benötigten Energie gewonnen werden, die für die Versorgung der Haushalte und der dezentralen Aufbereitungsanlagen notwendig ist. Deshalb werden zusätzlich hochkalorische Co-Substrate benötigt, die sofern möglich und verfügbar, durch regionale Bioressourcen in Form von Fettwässern, Rasenschnitt oder Nahrungs- und Speisereste vorgehalten werden sollen. Alle Bioressourcen bzw. Co-Substrate müssen aufbereitet werden, damit sie mit dem Schwarzwasser mischbar und letztlich gut vergärbar sind. Die Art und Weise der Aufbereitung ist für jedes Co-Substrat spezifisch, doch können sich durch geeignete Mischungen auch nützliche Synergien ergeben. Als Produkt der Bioressourcenaufbereitung wird ein pumpfähiges Konzentrat mit geringem Feststoffanteil aber sehr hohem Gaspotential dem Vergärungsprozess zugeführt.

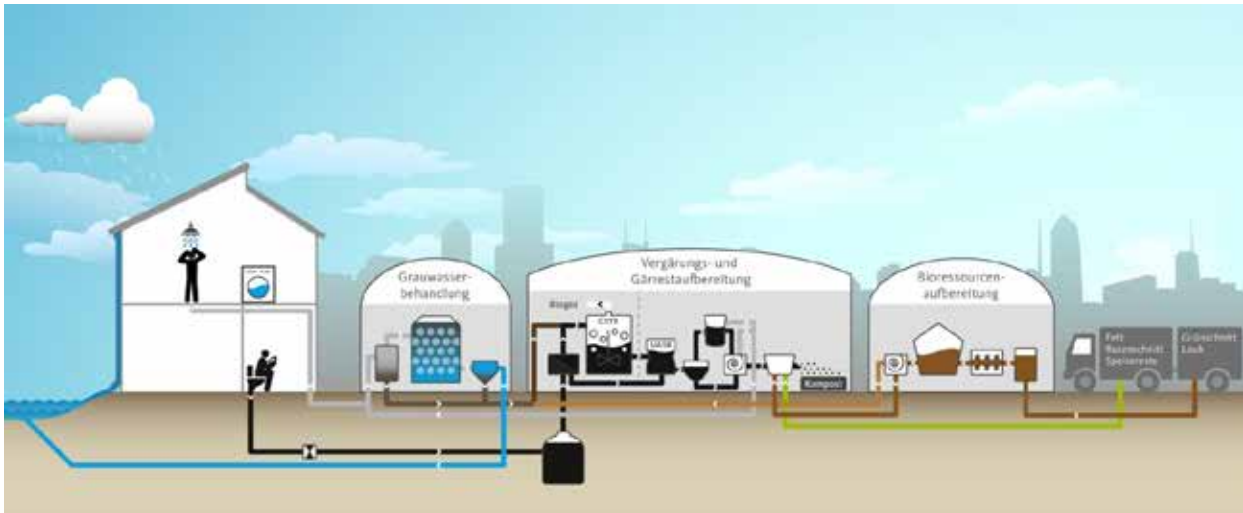
Folgende **Co-Substrate** sollen dabei zum Einsatz kommen:

Fettwässer, aus Fettabscheidern wie sie zum Schutz der Kanalisation und zur Vorbehandlung von fetthaltigem Abwasser (z.B. bei Restaurants) vorgeschrieben sind, bestehen hauptsächlich aus Fetten, Ölen und sonstigen Speiseresten. Die konventionelle Entsorgung dieser Fettwässer erfolgt über den Transport per LKW über weite Strecken zur kommunalen Kläranlage – so auch in Hamburg. Daneben liefern private Gärten und öffentliche Grünanlagen, insbesondere zwischen März bis Oktober, ca. 1-2 kg **Rasenschnitt** je Quadratmeter. Allein im Umkreis von 5 km vom Stadtquartier Jenfelder Au besteht ein Potential von etwa 82.000 Tonnen Rasenschnitt pro Jahr, wobei etwa 12.000 Tonnen von öffentlichen Grünflächen stammen. Frischer Rasenschnitt enthält ca. 60–70% Wasser und hohe Anteile an leicht abbaubarer Organik und eignet sich somit insbesondere für die Nassvergärung. Dabei stellt die Silierung von Rasenschnitt eine gute Option dar, um die Energie für das Winterhalbjahr zu speichern. Hierbei wird der Rasenschnitt luftdicht verpackt und (milch-) säurebildende Mikroorganismen machen das Substrat haltbar. Der silierte Rasenschnitt hat nahezu das gleiche Gaspotential wie frisch geschnittener, d.h. der Energiegehalt bleibt nahezu unverändert. **Nahrungs- und Speisereste**, als weiterer Bioenergieträger, fallen in Haushalt und Gewerbe an und eignen sich sehr gut für die Nassvergärung. Im Stadtquartier Jenfelder Au ist mit ca. 150 Tonnen Küchenabfall pro Jahr zu rechnen, aus denen schätzungsweise 15.000 m³ Gärgas gewinnbar sind. Weil die Küchenabfälle aber über Biotonnen eingesammelt und in einer externen Biogasanlage behandelt werden, steht dieses Potential dem Stadtquartier nicht zur Verfügung. Trotzdem werden in KREIS neue Möglichkeiten zur Erfassung und Mitbehandlung von Nahrungs- und Speiseresten ausprobiert, z.B. in der Spüle eingebaute Küchenabfallzerkleinerer.

Die **Gärreste** aus der Vergärung haben einen sehr hohen Wassergehalt und könne in dieser Form nicht verwertet werden. Zur Erzeugung nutzbarer Produkte wird der Gärrest deshalb in eine feststoffarme, nährstoffreiche Phase und eine schlammige, feststoffreiche Phase getrennt. Aus der feststoffarmen Phase werden zunächst die Nährstoffe (insbesondere Phosphor) zurückgewonnen, bevor sie gemeinsam mit anderen Prozesswässern und dem Grauwasser behandelt und schließlich in einen Vorfluter, ein oberflächennahes Gewässer, eingeleitet wird. Der

feststoffangereicherte Schlamm (eingedickter Gärrest) wird mittels Schneckenpresse entwässert und gemeinsam mit Strukturmaterial (Grünschnitt und Laub) zu Kompost angereichert. Die flüssige Fraktion des Gärrestes enthält einen großen Teil verwertbarer Phosphor- und Stickstoffverbindungen. In einem Rührschlaufenreaktor wird durch Zugabe von Calcium und Magnesium wiederverwertbares Phosphat abgetrennt und anschließend mit den entwässerten Gärresten kompostiert werden.

Abbildung 6-1: Abwasserströme sowie Bioressourcen in KREIS



Qu

Quelle: Giese/Londong (in Vorber.)

Für die Versorgung mit **Energie** kommt ein Modell für die energetische Gesamtkonzeption von Stadtquartieren zum Einsatz, welches die optimale Konfiguration und Betriebsweise einzelner Komponenten im Verbund aufzeigt. Dazu werden für das Stadtquartier Jenfeld Au die zeitlichen Verläufe von Energiebedarf und -angebot dynamisch simuliert und optimiert.

Zur gemeinsamen Wärmeversorgung von mehreren Gebäuden bieten sich konventionelle **Nahwärmenetze** an. Hierbei wird die Wärme verschiedener Wärmequellen in einen zentralen thermischen Energiespeicher eingespeist. Alle zu versorgenden Gebäude sind über Rohrleitungen an diesen angebunden und werden so mit Wärme versorgt. Die Effizienz der Nahwärmenetze hängt dabei im hohen Maße von den Wärmeverlusten bei der Wärmeverteilung ab, insbesondere den Rohrleitungswärmeverlusten. Diese zu minimieren, ist die Idee bei sogenannten „Kalten Nahwärmenetze“: Hier wird die Wärme nicht „gebrauchsfertig“ auf hohem Temperaturniveau (etwa 75 °C) verteilt, sondern bei niedriger Temperatur (etwa 10 °C). Mit kleinen, dezentralen Wärmepumpen in den einzelnen Gebäuden wird dann die Temperatur auf das notwendige Niveau zur Beheizung von Gebäuden und zur Erwärmung von Trinkwasser angehoben. Somit werden zwar Wärmeverluste bei der Verteilung minimiert. Jedoch sind nun viele, kleine Wärmepumpen notwendig, die einzeln gebaut und betrieben werden müssen.

Die **Energieinsel** ist ein Verbund von mehreren Gebäuden, der nicht an ein Nahwärmenetz eingebunden ist. Grund dafür ist wiederum die große Entfernung zum zentralen Wärmespeicher, infolgedessen mit hohen Wärmeverlusten bei der Wärmeverteilung (Rohrleitungswärmeverluste) zu rechnen ist. Eine Energieinsel löst die Versorgung mit thermischer Energie deshalb dezentral und unabhängig vom vorhandenen Nahwärmenetz, z.B. mit Pelletkessel. Nur der Strom wird anteilig von der zentralen Kraft-Wärme-Kopplung bezogen.

Für die Entwicklung eines optimal aufeinander abgestimmten energetischen Gesamtkonzepts ist die Betrachtung und Optimierung der verschiedenen Temperaturniveaus von Wärmeerzeugern, Wärmesenken und Wärmespeicher erforderlich. Der Hauptgrund hierfür ist, dass einige Wärmeerzeuger eine Abhängigkeit des Wirkungsgrades von dem Betriebstemperaturniveau bzw.

von der ihnen zur Verfügung gestellten Temperatur aufweisen. Eine optimale Einbindung der verschiedenen Wärmeerzeuger kann somit zu einer Effizienzsteigerung der einzelnen Wärmeerzeuger und somit des energetischen Gesamtkonzepts führen.

Zur Kraft-Wärme-Kopplung werden für den Standort Jenfelder Au zwei **Mikrogasturbinen** angesetzt, da diese im Vergleich zu einem BHKW weniger anfällig bezüglich der Gasqualität sind und deutliche Vorteile hinsichtlich der Wartungsintensität besitzen. Der geringere elektrische Wirkungsgrad der Turbinen wird dabei in Kauf genommen.

Der Bebauungsplan für das Neubaugebiet Jenfelder Au sieht als zusätzliche Herausforderung vor, dass Solaranlagen von der Straße aus nicht einsehbar sein dürfen. Bei Realisierung von **Sonnenkollektoren** auf Dachflächen müssten die Flachdächer daher ggf. durch eine entsprechende Attika ergänzt werden. Da die nutzbare Fläche für Sonnenkollektoren infolge der begrenzten Dachfläche in der Jenfelder Au auf ca. 10.000 m² begrenzt ist, wäre für die Ausnutzung dieser Fläche bei einem Wärmespeichervolumen von 4.000 m³ möglich.

Aufgrund der hohen Schwankungen des Wärmebedarfs im Jahresverlauf werden thermische Solaranlagen und andere regenerative Energiequellen in der Regel noch durch eine Zusatzheizung ergänzt, die den Spitzenlastwärmebedarf abdeckt. Im Rahmen des KREIS-Projekts werden somit folgende Wärmeerzeuger berücksichtigt:

- Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlagen (KWK-Anlagen) mit einer thermischen Gesamtleistung von ca. 240 kW
- Grundwasser-Wärmepumpe mit einer Wärmeentnahme aus Grundwasser von ca. 300 kW
- 10.000 m² Sonnenkollektoren
- Spitzenlastanlage

Wärmesenken bilden der Heizwärmebedarf (ca. 5,5 GWh), der Wärmebedarf zur Bereitung von Trinkwarmwasser (ca. 1,5 GWh) und die Erwärmung der in die Vergärungsanlage eintretenden Biomasse auf 37 °C. Einschließlich einer Wärmerückgewinnung aus den Gärresten und dem Grauwasser ergibt sich eine jährliche Wärmemenge von ca. 2,4 GWh, die von der Spitzenlastanlage bereitgestellt werden muss.

Das gesamte Stadtquartier (außer dem Gewerbe) unterliegt einer Anschlusspflicht an das vom Energieversorger betriebene Nahwärmenetz. Eine Energieinsel ist deshalb nicht realisierbar, jedoch werden einzelne Gebäude mit innovativen Technologien zur Wärmeversorgung, wie z.B. Solarthermie, ausgestattet.

6.1. Der Forschungsverbund

Das Vorhaben zielte darauf ab, in einem inter- und transdisziplinären Forschungsverbund ganzheitliche, innovative, modellhafte und zukunftsweisende Lösungen zu finden, um auf intelligente Weise die städtischen Entsorgungsaufgaben für Abwasser und Abfall mit den Versorgungsaufgaben im Energiebereich sowie mit stadtplanerischen Aspekten zu vereinen. Da die Anwendung neuartiger Sanitärkonzepte mit einer Vielzahl von Unwägbarkeiten verbunden ist, war es das Ziel des Verbundprojekts, Erfahrungen in einer langjährigen Anwendung zu gewinnen, die im Projekt direkt verwertbar sind und auf weitere Umsetzungen übertragbar sind.

Bei einigen Komponenten stand eine Erprobung unter realen Bedingungen in technischem Maßstab noch aus, bei anderen war bekannt, dass sie einer Weiterentwicklung bedürfen. Für den Betreiber der abwassertechnischen und energietechnischen Infrastruktur stand darüber hinaus die Chance im Vordergrund, neue Erkenntnisse der Wissenschaft sowie innovative

Entwicklungsleistungen der Industrie zu den Komponenten des zukunftsweisenden urbanen Ver- und Entsorgungssystems HWC von Anfang an zu nutzen, um möglichst optimale Systemkonfigurationen zu realisieren.

Das Verbundvorhaben KREIS hatte in hohem Maße zur Erreichung der förderpolitischen Ziele des BMBF beigetragen, u.a.:

- "Praxisgerechte Nachhaltigkeitslösungen sollen erarbeitet werden" im Förderbereich "Forschung für eine nachhaltige Entwicklung"
- "Zukunftsverträgliches Wohnen in Stadt und Region" im Förderbereich "Raumordnung und Städtebau; Bauforschung"
- "Die Voraussetzungen für Innovationen und technischen Fortschritt nachhaltig verbessern und damit die Innovationsfähigkeit vor allem der mittelständischen Wirtschaft fördern" im Förderbereich "Innovation und verbesserte Rahmenbedingungen"
- „Ermittlung optimaler Siedlungsstrukturgrößen, Modellierung möglicher Technologiekomponenten, Optimierung und Entwicklung von Einzelkomponenten und Demonstration“ im Förderbereich „Dezentrale Wasserver- und -entsorgungssysteme“

Die Forschungsbemühungen im Verbundprojekt KREIS waren vom externen Baufortschritt abhängig und Verzögerungen im Ablauf sind darauf zurückzuführen. Durch Aufteilung in **zwei Phasen** ist dies bereits bei Projektbeantragung berücksichtigt worden: während die **dreijährige Vorbereitungsphase** nur solche Arbeiten beinhaltet hatte, die sich mit der Planung und Erprobung der vorgesehenen Verfahren und Anlagen beschäftigten, wurden die Arbeiten nach Fertigstellung der Anlagen einer sich anschließenden **Betriebsphase** zugeordnet. Beantragt wurde in diesem Rahmen zunächst nur die **Vorbereitungsphase (Phase 1)**, die zum 01.07.2011 begann und zum 30.06.2014 das Projektende erreicht sein sollte. Durch Verzögerungen in der Vorbereitungsphase erfolgte ein kostenneutrale Verlängerung des Verbundprojekts bis zum 28.02.2015.

Die gewählte Struktur des Verbundprojektes entsprach dem transdisziplinären Anspruch ganzheitliche, innovative, modellhafte und zukunftsweisende Lösungen zu finden. Die Projektorganisation erfolgte auf Basis von sechs thematischen Arbeitspaketen (AP 1 bis AP 6), die jeweils durch einen federführenden Partner inhaltlich koordiniert wurden, sowie einer übergeordneten wissenschaftlichen Koordination (AP 7). Die jeweils federführenden Partner der Arbeitspaket wurden im Verlauf der Projektbearbeitung wie folgt bestimmt: (Tab. 6-1).

Tab. 6-1 Überblick zu den Arbeitspaketen und den jeweils federführenden Partnern

AP	Bezeichnung	Federführung
1	Energietechnik	Solar- und Wärmetechnik Stuttgart (SWT)
2	Entwässerungstechnik	Hamburger Stadtentwässerung (HSE)
3	Behandlungstechnik und Reststoffnutzung	Bauhaus-Universität Weimar (BUW)
4	Ökologie und Nachhaltigkeit	Institut für sozial-ökologische Forschung Frankfurt (ISOE)
5	Ökonomie und Übertragbarkeit	Hochschule Ostwestfalen-Lippe, (HSOWL)
6	Sozio-technische Analyse und Nutzerverhalten	Institut für sozial-ökologische Forschung Frankfurt (ISOE)
7	Forschungskoordination	Bauhaus-Universität Weimar (BUW)

Die Arbeitspakete wurden weiter in Teilarbeitspakete unterteilt (vgl. Tabelle 6-1). Die auf technische Entwicklungen ausgerichteten Arbeitspakete 1 bis 3 wurden umrahmt von den Arbeitspaketen 4

bis 6, diese dienten im Wesentlichen der Bewertung der in den AP 1 bis AP 3 untersuchten technischen Lösungen hinsichtlich ökologischer, sozialer und ökonomischer Fragestellungen. Als Ergebnisse der AP 4, AP 5 und AP 6 konnten konkrete Hinweise und Optimierungsmöglichkeiten für die weiteren Planungen, den Bau und Betrieb der technischen Verfahren erbracht werden. Die AP 4 bis 6 dienen daher ganz wesentlich zur abschließenden Festlegung, *welche* Verfahren *wie* umgesetzt werden sollten.

Wesentlich für die ganzheitliche Bearbeitung der Forschungsfragen, war die Vernetzung und die Koordination inklusive der Evaluierung der Ergebnisse, die mit Arbeitspaket 7 sichergestellt wurde. Hier bildeten die AP-Federführenden gemeinsam mit dem wissenschaftlichen Koordinator ein Managementteam.

Tabelle 6-1: Arbeitspakete und Teilarbeitspakete im Verbundprojekt

Verbundprojektpartner è												
Teilarbeitspaket (TAP)ê	BUW	Buhck	CAH	HSE	HSOWL	infranova	ISOE	Öko	otterwasser	SWT	TUHH	vacusafec
AP 1 Energietechnik		o	o							X	o	
1.1 Biogaserzeugung und – Nutzung		X								o	X	
1.2 Wärmeabgewinnung aus Grundwasser			X							o		
1.3 Energieverbund - Konzeptentwicklung und Optimierung										X		
1.4 Entwicklung Betriebskonzept										X		
1.5 Vernetzung Energieinseln										X		
AP 2 Entwässerungstechnik				X	o	o			o			o
2.1 Ablagerungen /Inkrustationen in Unterdrucksystemen				o	X	o			o			o
2.2 Fernwirk- und Überwachungstechnik für US				o								X
2.3 Probetrieb und Optimierung des US				X					o			
AP 3 Behandlung, Reststoffnutzung	X			o		o			o		o	
3.1 Entfernung von Arzneimitteln aus SW (Labor in Phase 1, Großtechnisch in Phase 2)	X											
3.2 Verwendung von Gärresten	o										X	
3.3 Charakterisierung von Grauwasser (GW) zur Bemessung der GW-Behandlung	X					o			o			
3.4 GW-Behandlungsoptionen (Labor und Flintenbreite in Phase 1, Großtechnisch in Jenfeld Phase 2)	X					o			o			
3.5 Einfahrbetrieb GW-Behandlung Jenfeld (Phase 1), Optimierung (Phase 2)				X					o			
3.6 Einfahrbetrieb SW-Behandlung (Phase 1), Optimierung (Phase 2)				X								
3.7 Management gasförmiger Emissionen											X	
AP 4 Ökologie und Nachhaltigkeit							X	o			o	
4.1 Bilanzierung mikroökologischer Auswirkungen								X				
4.2 Integrative Bilanzierung sozialer, ökonomischer, ökologischer Aspekte							o	X				
AP 5 Ökonomie und Übertragbarkeit	o			o	X				o			
5.1 Umbaukonzepte				o					X			
5.2 Ökonomie der Dezentralität	X			o								
5.3 Bewertung Exportchancen, Identifikation Nachfolgeprojekte im Ausland					X							
AP 6 Sozio-techn. Analyse Nutzerverhalt.				o			X					
6.1 Akzeptanzanalyse und projektfördernde Maßnahmen auf Nutzungsebene							X					
6.2 Beobachtung und Analyse von Veränderungen im Nutzerverhalten (hauptsächlich in Phase 2)							X					
6.3 Kommunikationsdesign: Aufklärungs-, Öffentlichkeits- und Bildungsarbeit				X								
6.4 Adaption der Institutionen und Organisationsformen							X					
AP 7 Forschungskoordination und -management	X			o	o	o	o			o		
AP 8 Berichte, Publikationen	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Legende: X = Federführung im AP/TAP, o = Partner im AP/TAP³

Darüber hinaus wurde ein **Projektbeirat**, aus Politik, Verwaltung, Wirtschaft sowie Wissenschaft und Forschung eingerichtet, der das Managementteam beriet und das Verbundvorhaben begleitete. Der Beirat tagte zweimal jährlich.

Dem Ziel des Verbundvorhabens folgend, ganzheitliche, innovative, modellhafte und zukunftsweisende Lösungen zu finden, um auf intelligente Weise die städtischen Entsorgungsaufgaben für Abwasser und Abfall mit den Versorgungsaufgaben im Energiebereich unter Berücksichtigung stadtplanerischer Aspekte zu vereinen, wurden sowohl wissenschaftlichen

³ Die Mitwirkung in Teilprojekten z.B. über Beteiligung an Diskussionen oder Teilnahme an Workshops ist hier nicht dargestellt.

Einrichtungen (wissenschaftliche Projektpartner) als auch Unternehmen der freien Wirtschaft (Praxispartner) gemäß nachstehender Tab. 6-2 identifiziert. Wesentliche Kriterien bei der Auswahl waren einerseits die inhaltliche Abdeckung des für notwendig gehaltenen Forschungs- und Entwicklungsfeldes, andererseits die nachgewiesene fachliche Qualifikation.

Tab. 6-2 Verbundprojektpartner

Wissenschaftliche Projektpartner		Praxispartner	
Bauhaus-Universität Weimar (BUW)	Prof. Dr.-Ing. Jörg Londong Coudraystr. 7 99423 Weimar 03643 584615 joerg.londong@uni-weimar.de	Hamburger Stadtentwässerung AöR (HSE)	Dr. Kim Augustin Dipl.-Ing Anne Skambraks Banksstraße 4 - 6 20097 Hamburg kim.augustin@hhse.de anne-katrin.skambraks@hamburgwasser.de
Hochschule Ostwestfalen-Lippe (HSOWL)	Prof. Dr.-Ing. Martin Oldenburg An der Wilhelmshöhe 44 37671 Höxter 05271 687 -176 martin.oldenburg@hs-owl.de	Buhck Umweltservices GmbH & Co. KG (Buhck)	Wolfram Gelpke Südring 38 21465 Wentorf 040-720 00 00 wgelpke@buhck.de
Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE)	Dr. Engelbert Schramm Hamburger Allee 45 60486 Frankfurt am Main 069 707 69 19-17 schramm@isoe.de	CONSUL-AQUA Hamburg GmbH (CAH)	Dr. Ingo Bardenhagen Billhorner Deich 2 20539 Hamburg 040 7888-2828 ingo.Bardenhagen@consulaqua.de
Solar- und Wärmetechnik Stuttgart (SWT)	Dr.-Ing. Harald Drück Pfaffenwaldring 6 70550 Stuttgart, 0711/685-3553 drueck@swt-stuttgart.de	infranova Bauentwicklung GmbH & Co. KG Flintenbreite (infranova)	Dipl.-Ing. Andrea Albold Flintenbreite 4 23554 Lübeck 0451 7020051
Öko-Institut e.V. (ÖKO)	Günter Dehoust Merzhauser Straße 173 79100 Freiburg 06151 8191-11 g.dehoust@oeko.de	OtterWasser GmbH (otterwasser)	Dipl.-Ing. Andrea Albold Schüsselbuden 13 23552 Lübeck 0451 70 200 51 albold@otterwasser.de
Technische Universität Hamburg-Harburg (TUHH)	Prof. Dr.-Ing. Ralf Otterpohl Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz Eißendorfer Str. 42 21073 Hamburg 040 42878 – 2982 ro@tuhh.de	Vacuum Sanitärtechnik GmbH & Co. KG (vacusatec)	Thomas Deipenbrock Mendelstr. 11 48149 Münster 0251 980 23 60 info@vacusatec.com

Neben den wissenschaftlichen Projektpartnern und den Praxispartnern agieren das **Bezirksamt Wandsbek (FHH)** sowie die **Stadtteil-Konferenz Jenfeld** als Nutzervertreter/Assoziierte Partner. Die Projektleitung und Koordination des Baus der Anlagen übernahm die **Hamburger Stadtentwässerung (HSE)** als Praxispartner des Verbundforschungsprojekts. Das "externe" Bauprojekt war Voraussetzung für das wissenschaftliche Demonstrationsvorhaben KREIS, aber nicht Bestandteil des Förderprojekts.

7. Darstellung von Bewertungsmethoden

Im folgenden Abschnitt werden verschiedene ökologische Bewertungsmethoden vorgestellt.

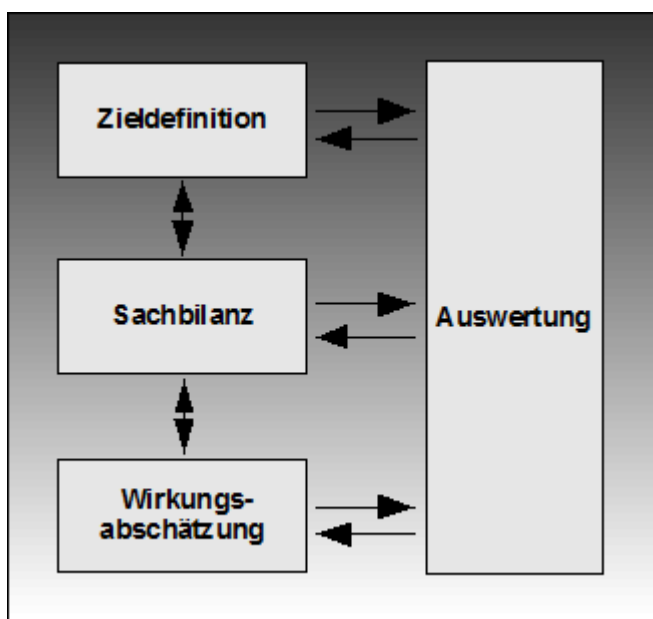
7.1. Ökobilanz (Life Cycle Assessment)

Die **Ökobilanz** (engl. auch LCA – Life Cycle Assessment) ist eine systematische Analyse der Umweltwirkungen von Produkten, Verfahren oder Dienstleistungen während des gesamten Lebensweges („von der Wiege bis zur Bahre“). Die in den Normen ISO 14040 und 14044 standardisierte Methode erfasst alle wesentlichen Umweltbelastungen von der Gewinnung der Rohstoffe über die Herstellung und den Gebrauch eines Produktes bis zu dessen Entsorgung.

Nach den international gültigen ISO-Normen besteht eine Ökobilanz aus vier Schritten (vgl. Abbildung 7-1):

- Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens
- Sachbilanz
- Wirkungsabschätzung
- Auswertung

Abbildung 7-1: Schritte einer Ökobilanz



Quelle: eigene Darstellung nach Klöpffer 2009

In der **Zieldefinition** wird entschieden, welche Produkte oder Dienstleistungen unter welchen Randbedingungen bilanziert und miteinander verglichen werden. In der **Sachbilanz** werden die erforderlichen Daten zu verbrauchten Ressourcen, zu Emissionen in Luft, Wasser und Boden sowie zu Abfällen zusammengetragen und berechnet. In der **Wirkungsabschätzung** werden die unterschiedlichen Auswirkungen auf die Umwelt, die von den in den einzelnen Prozessschritten freigesetzten Schadstoffen ausgehen können, einer überschaubaren Anzahl von Umweltwirkungskategorien (z.B. Treibhauseffekt, Eutrophierung, Versauerung usw.) zugeordnet und hinsichtlich ihrer Umweltwirkung quantifiziert. In der **Auswertung** der Ökobilanz, geht es darum, die Ergebnisse für die betrachteten Produkte in den einzelnen Wirkungskategorien zu einer Endaussage zusammenzuführen. Dies sollte transparent und nachvollziehbar nach einer vorher

festgelegten Methode erfolgen, um Annahmen und Interpretationen nachvollziehbar machen zu können.

Das Vorgehen der ökobilanziellen Betrachtung für die verschiedenen KREIS-Varianten ist ausführlich in Kapitel 0 beschrieben.

7.2. Bewertung ökologischer Auswirkungen im lokalen Wirkungsbereich (mikroökologische Wirkungen)

Neben den global (z.B. Treibhausgase) und regional (z.B. bodennahes Ozon) wirkenden Emissionen entstehen oftmals auch Emissionen, die nur einen lokalen Wirkungsbereich besitzen. Das bedeutet, der Ort der Emission befindet sich in unmittelbarer Nähe zum Ort der Immission und Wirkung. Die Auswirkungen der globalen bzw. regionalen und lokalen Emissionen werden in der vorliegenden Studie voneinander abgegrenzt. Die globalen und regionalen Auswirkungen werden als makroökologische, die lokalen Auswirkungen als mikroökologische Auswirkungen bezeichnet. Relevante mikroökologische Emissionen treten unter anderem in Form von Geräuschen und Gerüchen auf, die in Form von Lärm und Gestank potenzielle erhebliche Belästigungen darstellen oder sogar gesundheitliche Schäden auslösen können. Der Unterschied der makroökologischen zu den mikroökologischen Umweltauswirkungen besteht neben der örtlichen Begrenzung auch in ihrer Quantifizierbarkeit. Die Zuordnung der globalen und regionalen Emissionen zu Umweltwirkungen findet nicht nur qualitativ statt, sondern ist mit Hilfe wissenschaftlicher Modelle auch quantitativ möglich. Die Emissionen werden mit Hilfe des Charakterisierungsfaktors in eine gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators umgewandelt. Die Emission von Treibhausgasen (THG) lassen sich der Umweltwirkung Klimaänderung zuordnen. Die Wirkung jedes THG kann mit Hilfe des Wirkungsindikators (z.B. Verstärkung der Infrarotstrahlung in W/m^2) quantifiziert werden. Anschließend lässt sich die Wirkung der verschiedenen THG mit Hilfe des Charakterisierungsfaktors (CF) ($kg\ CO_2\text{-Äquivalente}/kg\ THG$) quantitativ zusammenführen. Für Lärm-Emissionen ist eine Quantifizierung grundsätzlich möglich. Eine Literaturrecherche zeigt, dass Dosis-Wirkungsbeziehungen für verschiedene Arten von Verkehrs- und Fluglärm durch Metastudien gut erforscht sind (z.B. Babisch 2011, BAFU 2011, WHO 2011).

Allerdings sind die Ergebnisse dieser Metastudien zu Dosis-Wirkungsrelationen von Verkehrs- und Fluglärm nicht sinnvoll auf die im Systemvergleich vorliegenden Lärmarten übertragbar. Werden Mindestnormen und Grenzwerte eingehalten, kann eine direkte Gesundheitsgefährdung ausgeschlossen werden. Daher werden in Kapitel 0 die wesentlichen Bestimmungen und Grenzwerte zu den betreffenden mikroökologischen Emissionen nach Stand der Technik dargestellt. Davon unberührt bleibt ihre Wirkung als potenzieller Belästigungsfaktor.

7.3. Umweltverträglichkeitsprüfung

Die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) ist im Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung verankert. Die UVP ist Teil des verwaltungsbehördlicher Zulassungsverfahrens eines Vorhabens und soll sicherstellen, dass die Auswirkungen von Vorhaben auf die Umwelt frühzeitig und umfassend ermittelt und bewertet und Maßnahmen zur Vermeidung entwickelt und umgesetzt werden. Zu berücksichtigen sind die Auswirkungen auf die Schutzgüter

- Mensch (und menschliche Gesundheit), Tiere, Pflanzen, biologische Vielfalt,
- Boden, Wasser, Luft, Klima und Landschaft,
- Kulturgüter und sonstige Sachgüter sowie
- die Wechselwirkungen zwischen Schutzgütern.

Eine wichtige Rolle nimmt im Rahmen der UVP die Frage der Ausgleichbarkeit nicht vermeidbarer Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes und Landschaftsbildes ein. Ein Vorhaben gilt dann als umweltverträglich, wenn keine erheblichen Beeinträchtigungen auftreten, sie vermieden oder nicht-vermeidbare Beeinträchtigungen ausgeglichen werden können. Ausgleichbar ist ein Eingriff dann, wenn die beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushaltes zeitnah wiederhergestellt werden können. Hinsichtlich des Landschaftsbildes ist nach dem Willen des Gesetzgebers auch eine landschaftsgerechte Neugestaltung des Landschaftsbildes zulässig. Ein weiteres wichtiges Element der UVP ist die Beteiligung fachlich betroffener Behörden und der Öffentlichkeit sowie eine Erörterung der Einwendungen (§§ 7 bis 9 UVPG).

Mehrere Varianten/Systeme lassen sich mit der UVP nicht vergleichen, weswegen sie sich als Bewertungsmethode für KREIS für die gegebenen Fragestellungen nicht eignet.

7.4. Ökologische Gesamtbewertungsmethoden

Die in 7.1 beschriebene Methode der Ökobilanz liefert für die verschiedenen Wirkungskategorien Indikatorergebnisse. Die Indikatorergebnisse sind allerdings nicht unmittelbar miteinander vergleichbar. Es lässt sich aus naturwissenschaftlichen Erkenntnissen nicht ableiten, ob beispielsweise der Treibhauseffekt oder der Flächenverbrauch eine schwerwiegendere Wirkung auf die Umwelt hat (UBA 1999). Für die Bewertung mikroökologischer Auswirkungen von Geruch und Lärm wurde die Ökobilanz noch nicht erprobt. Aus diesem Grund soll im Rahmen der vorliegenden Studie die Möglichkeit der Integration der makro- und mikroökologischen Umweltauswirkungen in eine ökologische Gesamtbetrachtung geprüft werden.

Es bestehen spezifische Anforderungen an die zu wählende bzw. zu modifizierende Methodik: Charakterisierung und Normalisierung der Wirkungskategorien müssen nachvollziehbar und konform mit den ISO-Normen 14040 und 14044 sein. Darüber hinaus müssen die erforderlichen Daten und Messungen zu Verfügung stehen und eine ausreichende Güte vorweisen. Letztlich soll die Methode auf KREIS und andere Varianten angewendet werden können, um das Projekt in der Gesamtbetrachtung ökologisch bewerten zu können.

Um zu einer gesamtökologischen Bewertung zu kommen, müssen die Indikatorergebnisse sowie die mikroökologischen Umweltauswirkungen vergleichbar gemacht werden. Dies kann auf zwei verschiedenen Arten geschehen: Zum einen können die Indikatorergebnisse priorisiert werden, das heißt, auf Basis bestimmter Kriterien geordnet werden⁴. Zum anderen können sie mit Hilfe von Gewichtungsfaktoren zu einem einzigen Wert aggregiert werden (Vollaggregationsverfahren)⁵. Eine solche Priorisierung oder Vollaggregation von Indikatorergebnissen kann wissenschaftlich nicht begründet werden. Die Entscheidung über die Priorität oder die Gewichtung der Indikatorergebnisse ist daher immer wertebasiert und politisch zu begründen. Prioritäten oder Gewichtungsfaktoren werden meist auf Grundlage von Umweltstandards oder -zielen sowie Experten- oder Bürgerbefragungen abgeleitet.

Im Folgenden wird die UBA-Methode, die eine Rangbildung der verschiedenen Wirkungskategorien vorsieht, sowie die Vollaggregationsmethoden Umweltbelastungspunkte (UBP), Eco-Indicator 99, ReCiPe 2008 und Environmental Priority System (EPS 2000) beschrieben. Für eine detaillierte Dokumentation der Methoden wird auf die Primärliteratur verwiesen. Zudem wird die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) umrissen, um die Übertragungsmöglichkeiten aus der Darstellung der UVP für die ökologische Gesamtbewertung zu diskutieren.

⁴ Dieses Vorgehen wird in der ISO 14044 als Ordnung bezeichnet und ist ein optionaler Bestandteil der Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz (ISO 14044:2006).

⁵ Die Gewichtung darf nicht in Ökobilanzen angewendet werden, die zur Veröffentlichung vorgesehenen vergleichenden Aussagen bestimmt sind (ISO 14044:2006).

7.4.1. Konzept der Wirkungsindikatoren (UBA-Methode)

Bei dem Konzept der Wirkungsindikatoren (UBA-Methode) handelt es sich um eine Methode für die Rangbildung von Umweltwirkungen in Ökobilanzen (UBA 1999). Je umweltschädlicher eine Umweltwirkung respektive Wirkungskategorie ist, desto höher ist ihre Priorität. Dabei gilt, dass eine Wirkungskategorie oder ein bestimmtes Ergebnis umso umweltschädlicher zu beurteilen ist,

- je schwerwiegender die potentielle Gefährdung der ökologischen Schutzgüter in der betreffenden Wirkungskategorie anzusehen ist (unabhängig vom aktuellen Umweltzustand),
- je weiter der derzeitige Umweltzustand in dieser Wirkungskategorie vom angestrebten Umweltzustand entfernt ist (Distance-To-Target),
- je größer das Wirkungsindikatorergebnis in Bezug auf einen einheitlichen Referenzwert ist (Normierung bzw. spezifischer Beitrag) (Gleichung (1)).

$$\text{spez. Beitrag} = \frac{IE_{i \text{ funktionelle Einheit}}}{IE_{i \text{ jährlich Deutschland}}} = \frac{\sum_j m_j \text{ funktionelle Einheit} * CF_{ij}}{\sum_j m_j \text{ jährlich Deutschland} * CF_{ij}} \quad (1)$$

IE: Indikatorergebnis der Wirkungskategorie i

m_j : Sachbilanzergebnis des Stoffes j

CF_{ij} : Charakterisierungsfaktor des Stoffes j bezüglich der Wirkungskategorie i

Die Rangbildung der verschiedenen Wirkungskategorien zur potenziellen Gefährdung der Schutzgüter sowie Distance-To-Target wird vom UBA vorgegeben (UBA 1999). Die Rangbildung für den spezifischen Beitrag erfolgt anhand der relativen Größe, die beim Vergleich der Wirkungskategorien untereinander entsteht. Hierfür werden die berechneten spezifischen Beiträge, gemessen am jeweils größten berechneten Wert, linear in fünf Klassen unterteilt (Tabelle 7-1).

Tabelle 7-1: Rangbildung der Wirkungskategorien

Rang	Kriterium
A (sehr groß)	80-100% des Maximalwerts
B (groß)	60-80% des Maximalwerts
C (mittel)	40-60% des Maximalwerts
D (gering)	20-40% des Maximalwerts
E (sehr gering)	0-20% des Maximalwerts

Quelle: UBA 1999

Die ökologische Priorität ergibt sich dann aus der „Summe“ der drei Einzelbeurteilungen. Die Gesamtbewertung der ökologischen Priorität aus den Einzelbeurteilungen der drei Kriterien spezifischer Beitrag, Distance-to Target und ökologische Gefährdung nach UBA (1999) ergeben sich als abschließende Gesamtbewertung.

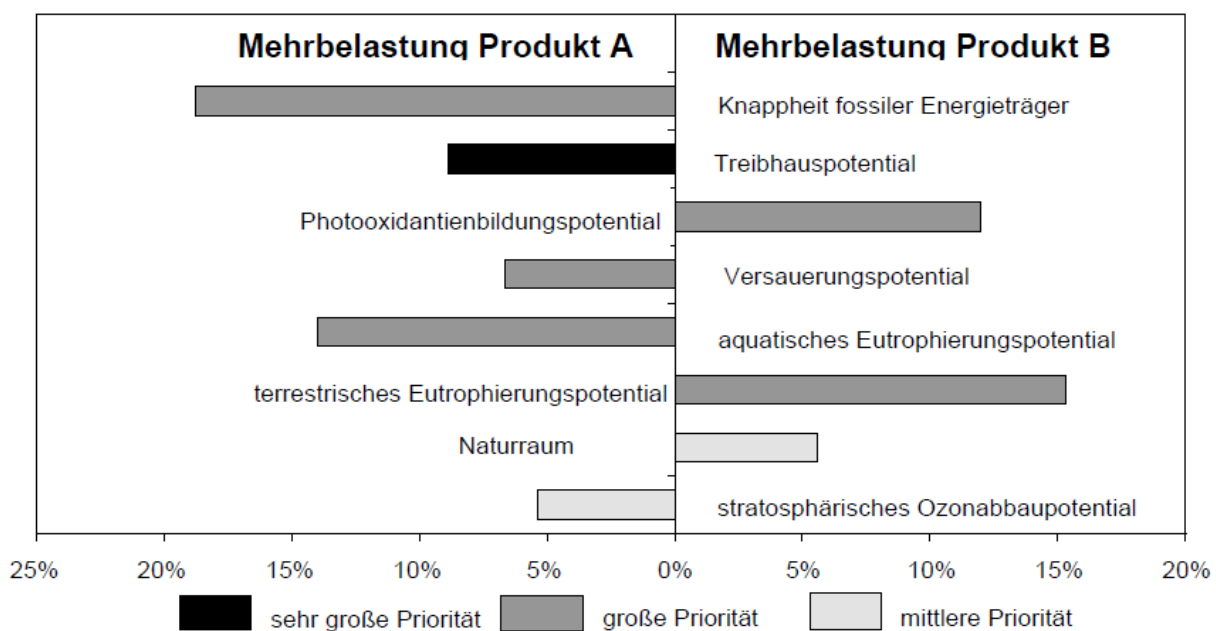
Anschließend werden die Wirkungsindikatorergebnisse zusammengeführt. Zunächst werden alle Wirkungsindikatorergebnisse der untersuchten Systeme verglichen, indem die Mehrbelastung

eines Systems (max) gegenüber einem weniger belastenden System (min) berechnet wird (Gleichung (2)).

$$Mehrbelastung_i = \frac{IE_{i,max} - IE_{i,min}}{IE_{i,min}} \text{ (in \%)} \tag{2}$$

Die spezifischen Mehrbelastungen können grafisch mit Hilfe eines Diagramms dargestellt werden. Die Balkenlänge und -richtung zeigt die prozentuale Mehrbelastung eines Systems in der jeweiligen Wirkungskategorie an. Um die Ergebnisse der verschiedenen Wirkungskategorien nun noch untereinander vergleichbar zu machen, müssen sie mit der ökologischen Priorität zusammengeführt werden. In Abbildung 7-2 ist ein Beispiel für die grafische Darstellung des Vergleichs hierarchisierten Indikatorergebnissen dargestellt.

Abbildung 7-2: Graphische Darstellung des Vergleichs von hierarchisierten Indikatorergebnissen



Quelle: UBA 1999

7.4.2. Umweltbelastungspunkte (UBP)

Das Konzept der Umweltbelastungspunkte (UBP), auch Methode der ökologischen Knappheit genannt, wird für die Vollaggregation von Ökobilanzergebnissen herangezogen. Die UBPMethode gewichtet die unterschiedlichen Umweltwirkungen eines Systems mittels Ökofaktoren und drückt sie in Umweltbelastungspunkten (UBP) aus. Der Ökofaktor wird aus drei Elementen berechnet: Charakterisierung, Normierung und Gewichtung (Gleichung 3) (BAFU 2013).

$$\text{Ökofaktor} = \underbrace{k}_{\text{Charakterisierung}} * \frac{1[\text{UBP}]}{F_n}_{\text{Normierung}} * \left(\frac{F}{F_k}\right)^2 * c_{\text{Gewichtung}} \tag{3}$$

k = Charakterisierungsfaktor einer Emission oder Ressource

F_n = Normierungsfluss: Aktuelle jährliche Menge (Emission oder Verbrauch), bezogen auf die Schweiz

F = aktueller Fluss: Aktuelle jährliche Menge (Emission oder Verbrauch), bezogen auf das Referenzgebiet

F_k = kritischer Fluss: Gesetzlicher Grenzwert, bezogen auf das Referenzgebiet

c = Konstante ($10^{12}/a$): Dient dazu, einfach darstellbare Zahlengrößen zu erhalten

[UBP] = Umweltbelastungspunkt: Einheit der bewerteten Umweltwirkung

Bei der Normierung werden die Stoffflüsse des untersuchten Systems auf einen bestimmten Referenzfluss bezogen (z.B. die CO_2 -Emissionen des Systems auf die jährlichen CO_2 -Emissionen in Deutschland). Das Resultat ist der spezifische Beitrag des untersuchten Systems an der Gesamtbelastung des gewählten geographischen Bezugsraums. Dabei werden die aktuellen Stoffflüsse ins Verhältnis zu einem kritischen Fluss gesetzt. Die Größen für die kritischen Flüsse entsprechen gesetzlichen Vorgaben und spiegeln daher gesellschaftliche Wertvorstellungen, technologische Grenzen und ökonomische Erfordernisse wider. Mathematisch wird durch die Quadratur eine starke Überschreitung des kritischen Flusses überproportional gewichtet, während eine starke Unterschreitung unterproportional gewichtet wird (BAFU 2013).

Die UBP eines Gesamtsystems berechnen sich als Summe aus den Sachbilanzergebnissen mit dem jeweiligen Ökofaktor (Gleichung (4))

$$UBP = \sum_{k=1}^n Menge_k * \ddot{O}kofaktor_k \quad (4)$$

Die in der vorliegenden Studie definierten mikroökologischen Umweltbelastungen werden im Konzept der UBP nicht betrachtet. Die UBP sehen lediglich die Bewertung von Verkehrslärm vor. Der Fluss F entspricht hierbei der Anzahl durch Straßen-, Eisenbahn- und Fluglärm stark gestörten Personen. Lokale Lärmquellen wie beispielsweise Baumaschinen, Baustellen, Windkraftwerke und Gewerbe- und Industrieanlagen werden nicht berücksichtigt. (BAFU 2013)

Da sich die UBP-Methode auf Grenzwerte stützt, bildet sie im Gegensatz zu anderen Methoden nicht unmittelbar das Schadenspotenzial ab. Obwohl bei der Festlegung von Grenzwerten auch die wissenschaftlich ermittelte Schädlichkeit eine Rolle spielt, gehen auch politische Faktoren mit ein. [BAFU 2013]

7.4.3. Eco-Indicator 99

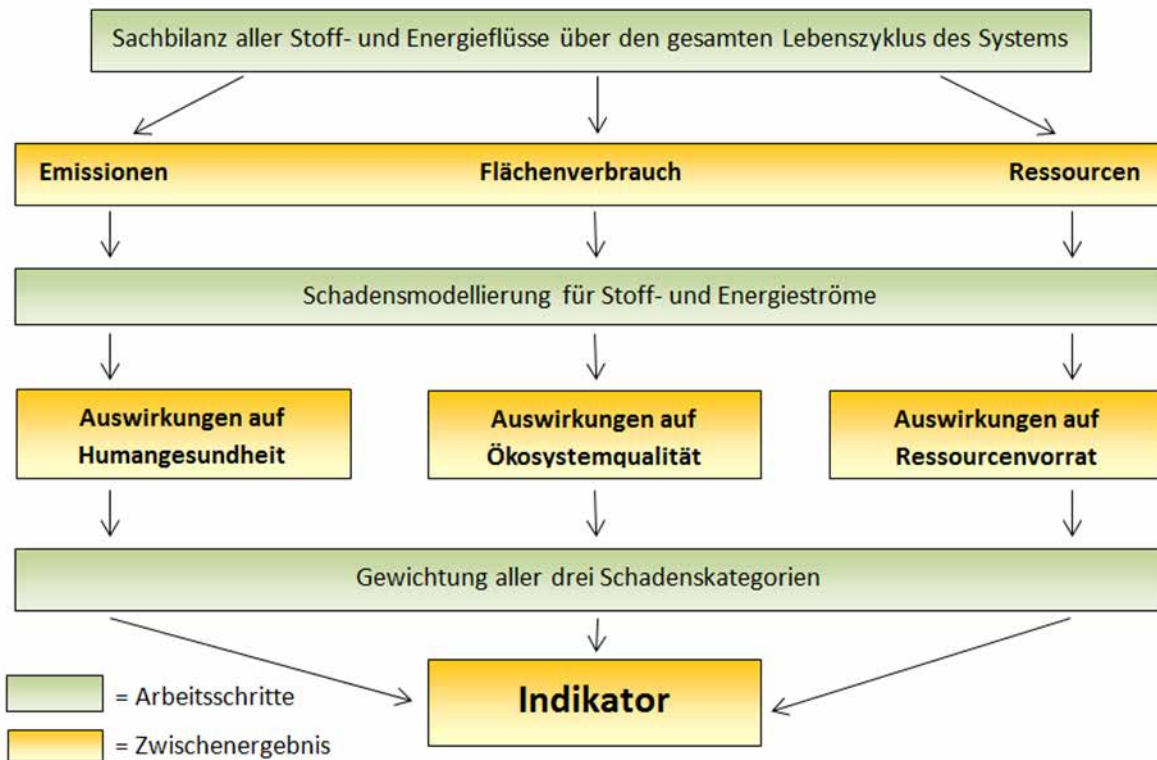
Der Eco-Indicator 99 ist eine schadensorientierte ökologische Bewertungsmethode zur Wirkungsabschätzung von Ökobilanzergebnissen und entspricht den Anforderungen der DIN EN ISO 14040 ff. Standards. Der Indikator steht für die Umweltauswirkungen der Stoff- und Energieflüsse über den gesamten Lebenszyklus eines Produkts oder Systems und betrachtet hierbei die Schadenskategorien Humangesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcenvorrat. Die Bilanzierung des Eco-Indicators erfolgt in folgenden Schritten:

- 1) Erstellen einer Sachbilanz über den gesamten Lebenszyklus des Systems (Sachbilanzergebnis)
- 2) Der Verbleib der Sachbilanzergebnisse in der Umwelt wird ermittelt (fate analysis) (z.B. führen die Sachbilanzergebnisse CO_2 und Methan zu einer Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre)

- 3) In der Expositions- und Wirkungsanalyse wird die Konzentration verschiedenen Auswirkungen (Wirkungskategorien) zugeordnet (z.B. führt die Konzentration der Treibhausgase zum Klimawandel)
- 4) In der Schadensanalyse wird die Wirkung in Bezug auf drei Schadenskategorien gesetzt:
 - Menschliche Gesundheit (in Disability Adjusted Life Years (DALYs))
 - Ökosystemqualität (in % Arten die vom Aussterben bedroht sind oder bereits ausgestorben sind)
 - Ressourcenvorrat (in MJ zusätzlicher Energie, die benötigt wird um die Ressourcen in Zukunft zu gewinnen⁶)

Im letzten Schritt werden alle drei Schadenskategorien mittels Gewichtung zu einer Kennzahl summiert (Eco-Indicator Point). Dabei gilt: Je höher die Kennzahl des Eco-Indicators, desto höher die Umweltbelastung, die durch die Herstellung eines Produkts oder einer Dienstleistung entstanden sind. Die Arbeitsschritte für die Ermittlung des Indikators werden schematisch in Abbildung 7-3 gezeigt.

Abbildung 7-3: Schematische Darstellung Eco-Indicator



Quelle: eigene Bearbeitung

Für die Bestimmung der Gewichtungsfaktoren wurden Expertenbefragungen durchgeführt. Um eine Sensitivitätsanalyse zu ermöglichen, werden drei verschiedene Einstellungssets bereitgestellt, die auf Basis kulturtheoretischer Untersuchungen erstellt wurden und insbesondere Einstellungen gegenüber Natur und Gesellschaft als Wichtungskriterium einführt (z.B. Risikohaltung, Wahrnehmung von Mensch und Natur).

⁶ Je mehr Ressourcen abgebaut werden, desto energieaufwändiger ist es an die verbleibenden Ressourcen ranzukommen, da zunächst die weniger energieintensiven (und damit kostengünstigeren) Vorräte erschöpft sind.

7.4.4. ReCiPe 2008

ReCiPe ist eine Methode, mit der sowohl Midpoint- als auch Endpoint-Wirkungskategorien bilanziert werden können. Zu den 18 Midpoint-Kategorien gehören:

- Klimaänderung
- Ozonabbau
- Terrestrische Versauerung
- Frischwasser- und Meerwasser Eutrophierung
- Humantoxizität
- Photochemische Ozonbildung
- PM-10 (Feinstaub)
- Terrestrische und Frisch- und Meerwasser-Ökotoxizität
- Ionisierende Strahlung
- Landwirtschaftliche und urbane Landnutzung
- Landtransformation
- Wasserverbrauch
- Verbrauch mineralischer Ressourcen
- Verbrauch fossiler Brennstoffe

Diese werden weiter in drei Endpoint Kategorien aggregiert:

- Schädigung der menschlichen Gesundheit (Indikator: DALY in Jahren)
- Schädigung der Ökosystemvielfalt (Indikator: Verlust von Spezien in Jahren)
- Schädigung der Ressourcenverfügbarkeit (Indikator gestiegene Kosten in \$)

In dieser umfassenden Bewertungsmethode werden Schädigungen durch Umwelteinwirkungen in mehrere Indikatoren zusammengeführt. Die 18 Midpoint-Kategorien stellen eine große Anzahl abstrakter und schwer zu vergleichender Schadenskategorien dar, die in relativ robuste Ergebnisse münden, die drei End-Point-Kategorien sind leichter darstellbar, jedoch sind ihre Ergebnisse relativ unsicher und unterliegen einer größeren Unsicherheit.

7.4.5. Environmental Priority System (EPS 2000)

Die Methode „Environmental Priority System (EPS 2000) ist eine schadensorientierte Methode zur Bewertung von Umweltauswirkungen. Grundlage für die Bewertung ist der „willingness to pay“-Ansatz, d.h. die Bereitschaft eines Individuums oder eines Staates, für ein oder mehrere Schutzgüter bzw. deren Erhaltung zu zahlen (siehe Abbildung 7-4).

Abbildung 7-4: Vorgehen bei der EPS 2000



Quelle: Steen 1999

Die Emissionen und verbrauchten Ressourcen werden den jeweiligen Wirkungsindikatoren zugeordnet, wenn diese tatsächlich oder potenziell negative Umweltauswirkungen verursachen. Die Wirkungsindikatoren werden schließlich auf Grundlage des „willingness-to-pay“-Ansatzes gewichtet und zu einem Wert aggregiert. Das Ergebnis wird in ELUs (Environmental Load Units) ausgedrückt (Steen 1999). Die Zahlungsbereitschaften beziehen sich beim EPS-Modell auf die monetäre Bewertung der Veränderungen der Schutzgüter bezogen auf den Lebenszyklus eines Produktes (siehe auch Abbildung 7-4).

7.5. Methoden zur Bewertung der Nachhaltigkeit

In der vorliegenden Studie soll nicht nur die Ökologie, sondern die gesamte Nachhaltigkeit des Projekts Jenfelder Au bewertet werden. Dazu müssen neben den ökologischen Auswirkungen auch die ökonomischen und sozialen Wirkungen betrachtet und bewertet werden. Im Folgenden werden Methoden vorgestellt, die es ermöglichen die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit zusammenzuführen und zu einer Gesamtbewertung zu aggregieren. Die Methoden werden kurz dargestellt und auf weitere Literatur verwiesen.

7.5.1. Umweltschadenskosten

Die ökonomischen Aspekte können durch die Betrachtung verschiedener Kosten Eingang in die Nachhaltigkeitsbewertung finden. Neben den Lebenszykluskosten (LCC) können CO₂-Vermeidungskosten und Umweltschadenskosten ermittelt und bewertet werden.

Die Ermittlung von Umweltschadenskosten ist methodisch komplex. Umweltgüter werden nur in begrenztem Umfang gehandelt, so dass Preise zur Bewertung nur begrenzt zur Verfügung stehen. Die Wirtschaftswissenschaften haben deshalb zahlreiche Methoden zur Bewertung von Umweltschäden ermittelt. Umweltschadenskosten als methodisches Konzept werden zwar seit langem diskutiert, die Anwendung litt aber bis Mitte der neunziger Jahre unter extrem hohen Differenzen bei den Ergebnissen einer praktischen Ermittlung von Umweltschadenskosten. Diese Differenzen waren zurückzuführen auf

- die jeweils berücksichtigten Kategorien von Umweltschäden,
- die angesetzten Dosis-Wirkungsbeziehungen,

- die verwendeten Methoden der Schadensbewertung,
- die Vermengung mit Emissionsminderungskosten,
- die monetären Annahmen, z. B. für die Abdiskontierung zukünftiger Umweltschäden,
- die unterschiedliche Berücksichtigung von Risiken,
- die Unterschiede bei den Systemgrenzen.

Nach der im europäischen Forschungsprogramm „ExternE⁷“ entwickelten Methodik werden in aufeinanderfolgenden Schritten die Umweltauswirkungen und Wirkungspfade priorisiert, die Ausbreitung der Schadstoffe berechnet, die aufnehmende Umwelt beschrieben und dann über Dosis-Wirkungs-Modelle die Schäden quantifiziert. Diese werden anschließend monetär bewertet. Zusätzlich werden die Unsicherheiten in einer qualitativen Analyse bewertet.

Das Umweltbundesamt hat in seiner Methodenkonvention zur Schätzung von Umweltkosten zahlreiche Studien ausgewertet und spezifische Kostensätze für verschiedene Luftschadstoffe angegeben [UBA 2012]. Die Umweltschadenskosten beinhalten Gesundheitsschäden, Materialschäden und landwirtschaftliche Ernteverluste (berechnet über die Wirkungspfadmethode) sowie Schäden durch Versauerung und Eutrophierung (abgeleitet über den Standardpreisansatz aus Umweltzielen). Das Umweltbundesamt empfiehlt einen Wert von 80 EUR/t Kohlendioxid und für die Sensitivitätsrechnung eine Untergrenze von 40 EUR/t und als Obergrenze einen Wert von 120 EUR/t (UBA 2012).

Tabelle 7-2 Kostensätze für Luftschadstoffe

Schadstoff	Schadenskosten EUR/t	Anmerkungen
CO ₂	80	Standardwert
CO ₂	40	untere Sensitivität
CO ₂	120	obere Sensitivität
SO ₂	12.400	Kraftwerk, inner- und außerorts
SO ₂	13.200	Industrie und Kleinf Feuerung, inner- und außerorts
NO _x	12.300	Kraftwerk, inner- und außerorts
NO _x	15.400	Industrie und Kleinf Feuerung, inner- und außerorts
NM VOC	1.700	inner- und außerorts
NH ₃	26.800	inner- und außerorts
PM ₁₀	21.800	Kraftwerke, inner- und außerorts
PM ₁₀	40.100	Industrie, innerorts
PM ₁₀	39.700	Industrie, außerorts
PM ₁₀	92.500	Kleinf Feuerung, innerorts

⁷www.externe.info/externe_d7/

PM ₁₀	41.800	Kleinf Feuerung, außerorts
PM _{2,5}	30.600	Kraftwerke, inner- und außerorts
PM _{2,5}	56.000	Industrie, innerorts
PM _{2,5}	55.400	Industrie, außerorts
PM _{2,5}	127.200	Kleinf Feuerung, innerorts
PM _{2,5}	58.500	Kleinf Feuerung, außerorts

Quelle: UBA 2012

Berücksichtigte Umweltkategorien sind Klima, Gesundheit, Materialschäden, Ernteaufälle und Ökosystembeeinträchtigungen.

7.5.2. Ökoeffizienz-Analyse

Bei der Ökoeffizienz-Analyse werden die Wirtschaftlichkeit eines Produkts oder eines Verfahrens ins Verhältnis zu dessen Umweltauswirkungen gesetzt. Diese von der BASF seit 1996 entwickelte Methode basiert auf der DIN EN ISO 14040 und 14044 für ökologische Bewertungen. Für die ökonomische Bewertung und die Aggregation zur gesamten Ökoeffizienz-Analyse liegt seit 2012 die ISO Norm 14045 als Grundlage vor.

Die Wirtschaftlichkeit wird durch die Gesamtkosten bestimmt. Diese beinhalten die Produktionskosten, den Kauf des Produktes, die Kosten während der Nutzenphase (z.B. Wartung, Reparatur, Betriebskosten) sowie die Entsorgung bzw. das Recycling des Produktes (Konzept des Total costs of ownership).

Die Umweltauswirkungen werden nach einem zuvor definierten Modell aus den einzelnen Umweltbelastungen ermittelt. Die Umweltbelastungen umfassen vier in der Ökobilanz üblichen Kategorien Emissionen, Energie- und Ressourcenverbrauch sowie Flächenverbrauch. Die Emissionen lassen sich hierbei weiter in Luft-, Wasser- und Bodenemissionen unterscheiden. Die Luftemissionen lassen sich weiter in Treibhausgas- und Versauerungs-Potenzial (GWP und AP), sowie Potenzial zum Abbau des stratosphärischen Ozons (ODP) und photochemische Ozonbildung (POCP) unterteilen. Erweitert werden die vier Kategorien durch das Toxizitäts- und das Risikopotenzial (Arbeitsunfälle und Berufskrankheiten).

Für jede Alternative wird für jede Kategorie der größte Wert gesucht und auf 1 gesetzt. Die übrigen Werte jeder Kategorie werden zu diesem Wert normiert (Tabelle 7-3).

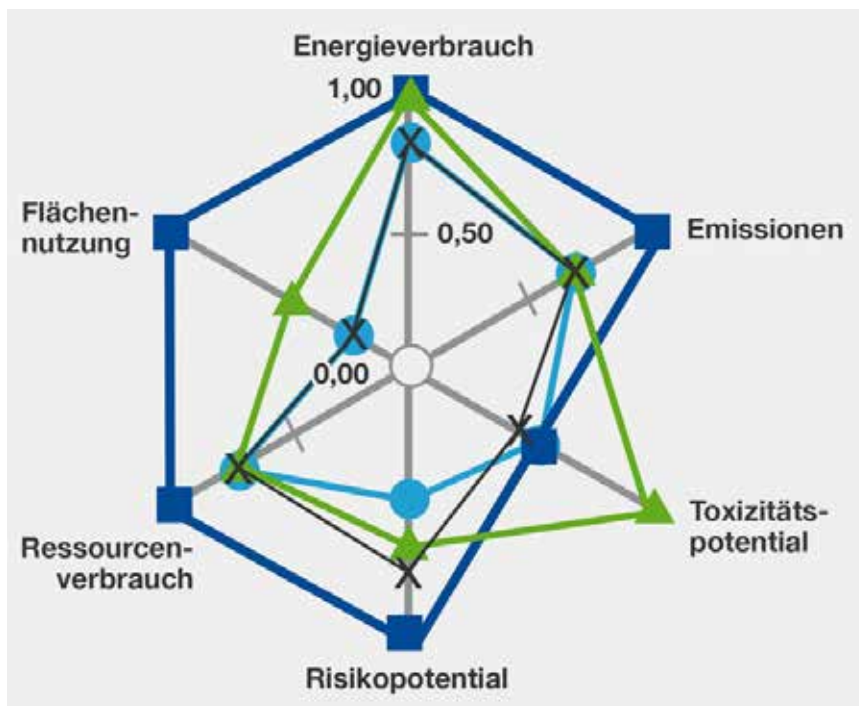
Tabelle 7-3: Beispielhafte Normierung der Werte für die Kategorie Energieverbrauch

Alternative	Energieverbrauch [MJ]	Normierung
1	88100	1
2	87300	0,99
3	85200	0,97

Quelle: eigene Darstellung

Zur Veranschaulichung der Ergebnisse dieses Schritts werden die Alternativen mittels eines „Ökoeffizienzportfolios“ vergleichbar gemacht (Abbildung 7-5).

Abbildung 7-5: Ökoeffizienz-Portfolio



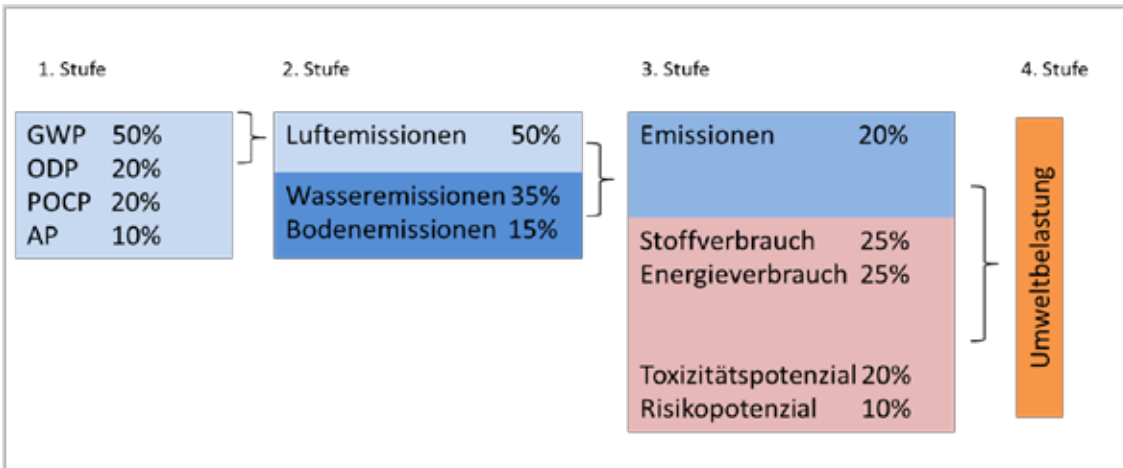
Quelle: www.basf.com/de/company/sustainability/management-and-instruments/quantifying-sustainability/eco-efficiency-analysis/examples/mineral-water-packaging.html (abgerufen am 11.01.2015)

Für das Gesamtergebnis werden die einzelnen Kategorien zu einem Einzelwert zusammengefasst. Diese Aggregation wird mit Hilfe von Gewichtungsfaktoren durchgeführt. Die Gewichtungsfaktoren drücken aus, wie stark einzelne Kriterien in die Gesamtumweltbelastung eingehen. Sie werden aus Relevanzfaktoren und gesellschaftlichen Wichtungsfaktoren berechnet (Gleichung (5)).

$$\text{Gewichtungsfaktor} = \frac{\text{Wert } i}{\text{Gesamtwert Deutschland}} * \text{gesellschaftl. Wichtungsfaktor} \quad (5)$$

Die Relevanzfaktoren geben an, welchen Anteil die betrachtete Emission an der Gesamtemission dieses Stoffes in Deutschland hat. Er entspricht damit einer Normierung. Der gesellschaftliche Wichtungsfaktor spiegelt die relative Wichtigkeit der jeweiligen Umweltkategorie für die öffentliche Meinung wider, wie sie in Umfragen erhoben und mit Experten abgeglichen wurde (Abbildung 7-6).

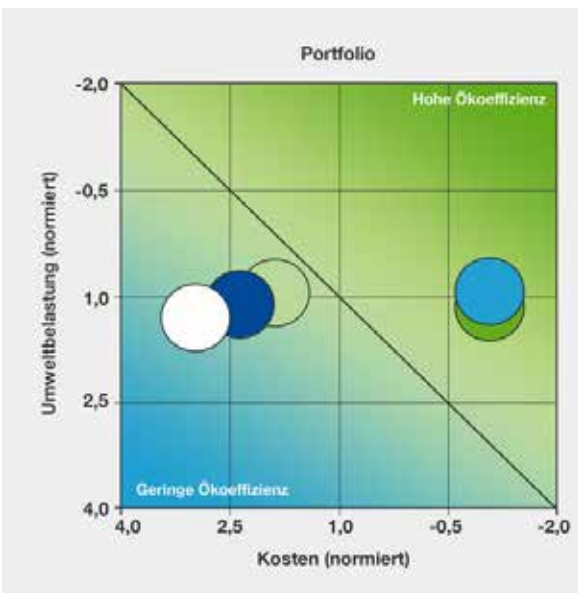
Abbildung 7-6: Gesellschaftliche Wichtungsfaktoren für ökologische Resultate



Quelle: eigene Darstellung nach (Schmidt 2003)

Die gesamten Umwelt- und Kostenbelastungen der Alternativen werden schließlich in einem Portfolio dargestellt (Abbildung 7-7). Die Gesamtkosten sowie die Gesamtumweltbelastungen müssen für das Portfolio zunächst normiert und anschließend eingetragen werden. Die Alternative mit der höchsten Ökoeffizienz (d.h. ökologisch und ökonomisch am vorteilhaftesten) ist rechts oben, die Alternative mit der geringsten Ökoeffizienz liegt links unten.

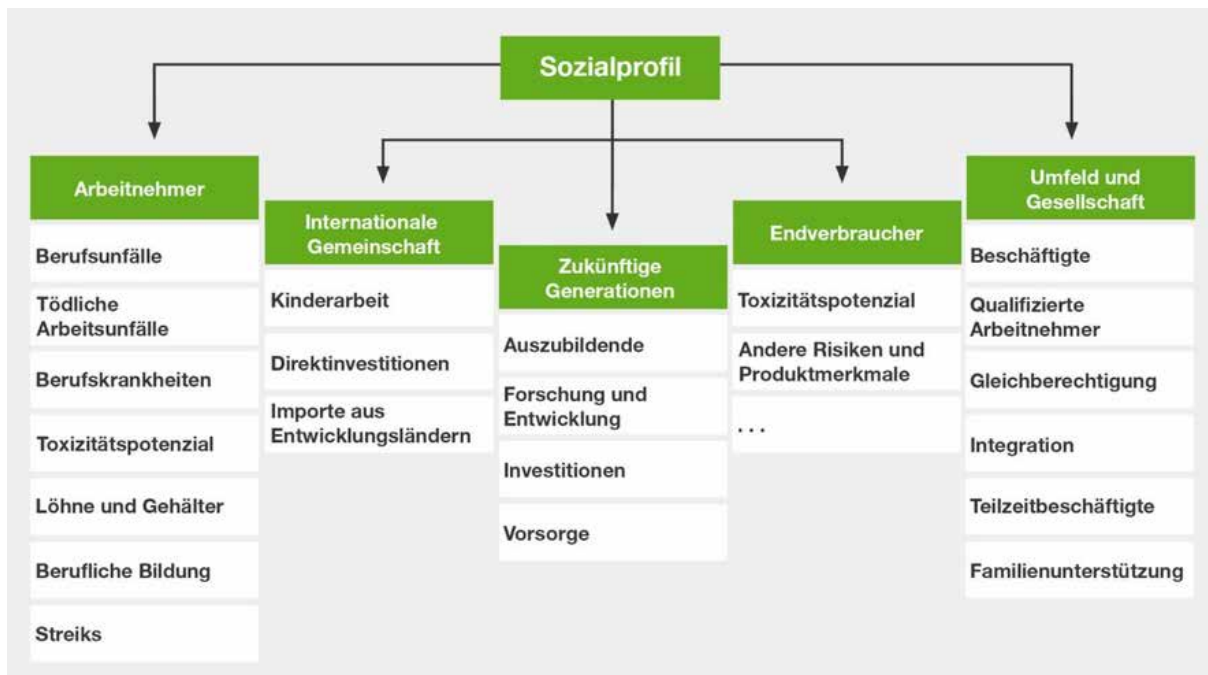
Abbildung 7-7: Beispiel Ökoeffizienz-Portfolio



Quelle: www.basf.com/de/company/sustainability/management-and-instruments/quantifying-sustainability/eco-efficiency-analysis/examples/serviceverpackungen.html, abgerufen am 10.01.2015

Um auch die soziale Dimension zu erfassen, wurde die Ökoeffizienzanalyse zur Seebalance-Methode weiterentwickelt. Die sozialen Auswirkungen werden in fünf Stakeholder-Kategorien erfasst und als zusätzliche qualitative Entscheidungsfaktoren dargestellt (siehe Abbildung 7-8).

Abbildung 7-8: Soziale Kategorien in der Seebalance-Methode



Quelle: www.basf.com/de/company/sustainability/management-and-instruments/quantifying-sustainability/seebalance.html, abgerufen am 10.01.2015

7.5.3. Nutzwertanalyse

Die Nutzwertanalyse ist ein Bewertungsverfahren, mit dessen Hilfe nicht-monetäre Teilziele vergleichbar gemacht werden, um so eine Entscheidung zwischen mehreren Alternativen treffen zu können. Als Entscheidungsgrundlage dient der jeweilige Nutzwert der verschiedenen Alternativen.

Zur Bestimmung des Nutzwertes müssen als erstes der Nutzen respektive das Gesamtziel festgelegt werden. Weiterhin müssen alle in Frage kommenden Alternativen benannt und erläutert werden. Zusätzlich zum Gesamtziel können Teilziele (Kriteriengruppen) festgelegt werden. Die Teilziele müssen gegeneinander gewichtet werden. Für jedes Teilziel werden Entscheidungskriterien formuliert, die für die Entscheidung des Problems relevant sind. Anschließend werden die Entscheidungskriterien gewichtet: den Kriterien werden Wertnoten wie beispielsweise 1 („unwichtig“) bis 6 („sehr wichtig“) zugeteilt. Auch eine Skala von 1 bis 10 oder 1 bis 100 ist möglich. Dabei ist zu beachten, dass die gewählte Skala einen signifikanten Einfluss auf das Ergebnis haben kann. Werden die Kriterien in etwa als gleich wichtig angesehen, so kann eine kleinere Skala (z.B. von 1-10) verwendet werden. Sollen hingegen einige Kriterien herausragende Bedeutung bekommen, so sollte eine längere Skala verwendet werden, da somit eine feinere Skalierung möglich wird (Kühnapfel 2014).

Die Ermittlung der Gewichtungsfaktoren wird meistens mit Hilfe eines Paarvergleichs durchgeführt. Hierbei werden die Kriterien zueinander in Bezug gesetzt, indem sie anhand einer Tabelle einzeln miteinander verglichen werden. Die Kriterien werden senkrecht und waagrecht eingetragen, die Diagonale bleibt leer. Dadurch wird jedes Kriterium mit jedem Kriterium verglichen und gegen dieses gewichtet. Ist Kriterium A wichtiger als B so schreibt man eine 2, ist es gleich wichtig eine 1 und weniger wichtig eine 0. Am Ende werden die einzelnen Werte zu einem Gesamtwert addiert (vgl. Tabelle 7-4). Dieses Vorgehen ist allerdings keine Vorschrift. Eine Gewichtung kann auch auf

vielen anderen Wegen stattfinden (bspw. durch Hierarchisierung der Kriterien oder freies Wählen der Gewichtungsfaktoren ohne Einzelvergleiche).

Tabelle 7-4: Gewichtung der verschiedenen Kriterien

Kriterien	A	B	C	Gesamtgewichtung
A		2	0	2
B	0		1	1
C	2	1		3

Zuletzt müssen die Kriterien nach dem Grad ihrer Erfüllung bewertet werden. Das heißt, wie „gut“ oder „schlecht“ ist das jeweilige Kriterium erfüllt. Auch hier gibt es keine eindeutige Vorschrift, nach welchen Maßstäben oder Kriterien der Erfüllungsgrad bewertet werden soll. Die Bewertungshierarchie sollte allerdings nicht in zu viele Ebenen aufgeteilt werden (typisch sind 3 bis 10 Ebenen⁸). Um den Nutzwert zu erhalten, muss schließlich das Produkt aus Gewichtungs- und Erfüllungsfaktoren gebildet und die einzelnen Nutzwerte der Kriterien addiert werden. Die Alternative mit dem höchsten Nutzwert, ist die für die gewählte Zielvorgabe beste Alternative.

Für die Gewichtung der (Teil)-Kriterien und der Festlegung der Erfüllungsfaktoren können Skalen genutzt werden, die sich in statistischen Auswertungsverfahren je nach Art der erhobenen Merkmale unterscheiden. Eine Skala ist eine Anordnung von Werten, denen eindeutige Merkmalsausprägungen zugeordnet werden. Mit dem Skalenniveau verbunden sind unterschiedliche Aussagen, bezüglich der Verhältnisse zwischen den Merkmalsausprägungen.

Es werden folgende Skalenniveaus unterschieden:

- Nominalskala
- Ordinalskala
- Kardinalskala
 - Intervallskala
 - Verhältnisskala

Eine Nominalskala ist eine willkürliche Ordnung von Kategorien, anhand derer man Angaben zur Gleichheit und zur Verschiedenheit von Objekten machen kann. Den Objekten werden Zahlenwerte so zugeordnet, dass Objekte mit gleichen Merkmalen gleiche Zahlenwerte und Objekte mit verschiedenen Merkmalen verschiedene Zahlenwerte zugewiesen bekommen. Eine stringente Reihenfolge der Kategorien ist nicht möglich, weil die einzelnen Objekte nicht in Relation zueinander stehen und sich daher nicht bezüglich einer gemeinsamen Dimension aufreihen lassen (TU Dresden 2015). Beispiele für eine Nominalskala sind Farben, Berufe, Familienstand. Die Kategorien einer Nominalskala schließen einander aus (keine Doppelnennung möglich), sie sind vollständig und exakt definiert. Es existiert kein Nullpunkt.

Eine Ordinalskala ist eine Ordnung von Objekten in einer sinnvollen Reihenfolge nach Rangplätzen. Objekten werden Zahlen so zugeordnet, dass das Objekt mit der größeren Merkmalsausprägung die größere Zahl erhält. Beispiele für Ordinalskalen sind Ranglisten beim Sport oder Schulnoten. Für die Ordinalskala gelten bestimmte Axiome (Konnexität⁹ und

⁸ Die Skalen können von 1 (erfüllt) über 2 (etwas erfüllt) bis 3 (nicht erfüllt) gehen oder differenzierter sein (beispielsweise 1 = nicht erfüllt, 2 = gerade noch, 6 = gut, 10 = überragend).

⁹ Für zwei Objekte oder Zahlen muss entweder die Beziehung $a \leq b$ oder $a \geq b$ zutreffen (Konnexitätsaxiom)

Transitivität¹⁰) (Uni HH 2013). Für eine Ordinalskala kann der Medianwert errechnet werden, aber nicht angegeben werden um wieviel ein Merkmal ausgeprägter ist als ein anderes, es existiert kein Nullpunkt.

Im Unterschied zur Nominal- und Ordinalskala (kategoriale Systeme ohne Nullpunkt) steht die Kardinalskala, welche als Intervall- oder als Verhältnisskala zusammengefasst werden kann (metrische Systeme mit Nullpunkt).

Bei der Intervallskala werden Objekte in eine sinnvolle Reihenfolge gebracht, wobei sich die Intervallskala immer in gleich große Skalenabschnitte unterteilt. Daher können Differenzen zwischen den einzelnen Daten eindeutig berechnet werden. Beispiele sind Temperaturskala in °C oder Zeitpunkte, Der Nullpunkt wird willkürlich gesetzt. Man kann sagen, eine Temperaturerhöhung von 10 auf 15°C ist genauso groß wie von 20 auf 25°. Man kann aber nicht sagen, 20°C sind doppelt so warm wie 10°C. Die Verhältnisskala ist ebenfalls eine metrische Skala. Auch sie bringt Objekte in eine sinnvolle Ordnung von gleichabständigen Messwerten. Der Unterschied zu einer Intervallskala ist, dass bei der Verhältnisskala der Nullpunkt natürlich vorgegeben ist (TU Dresden 2015). Beispiele sind Geschwindigkeit, Entfernungen, Gewicht und Temperaturskala in Kelvin.

Je nach Merkmalsausprägung sind die Nutzwerte somit spezifisch zu skalieren und entsprechend zu interpretieren.

8. Ergebnisse der makroökologischen Bewertung

Der folgende Abschnitt beschreibt das Vorgehen der Ökobilanz und deren zentrale Ergebnisse.

8.1. Festlegung des Untersuchungsrahmens

Zunächst wird der Untersuchungsrahmen der Ökobilanz definiert. Dies umfasst die funktionelle Einheit, die Definition der Systemgrenzen, die Definition der Allokationsregeln und die Auswahl der Wirkungskategorien.

8.1.1. Funktion und funktionelle Einheit

Die Funktionelle Einheit (Functional Unit, FU) wird für die vorliegende Ökobilanz folgendermaßen definiert:

Bereitstellung von Trinkwasser, Entsorgung und Behandlung des Abwassers sowie Versorgung der Wohneinheiten mit Strom und Wärme im Hamburger Stadtquartier Jenfelder Au pro Einwohner und Jahr.

Untersucht wurden hierbei drei verschiedene Systemvarianten:

- System 1 – Konventionelles Infrastruktursystem, Referenzsystem (Konv-JA)
- System 2 – Hamburg-Water-Cycle Bau, tatsächliche Umsetzung (HWC-JA)
- System 3 – Hamburg Water Cycle Kreis, geplante Umsetzung (HWC-KREIS)
 - Basis-Version: System 3a
 - Szenario-Version: System 3b

¹⁰ Sind x , y und z Zahlen für die gilt: $x \leq y$ und $y \leq z$, dann muss auch gelten $x \leq z$. (Transitivitätsaxiom)

8.1.2. Festlegung der Systemgrenzen

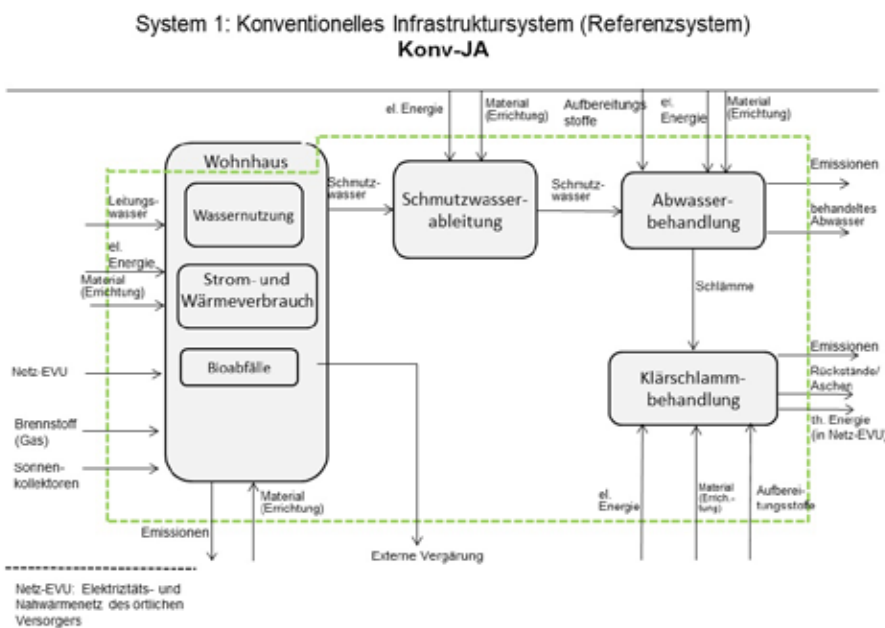
Die Festlegung der Systemgrenzen beschreibt die Stoff-, Energie- und Materialflüsse, die in den jeweiligen Systemvarianten beachtet werden müssen.

8.1.2.1. System 1: Konventionelles Infrastruktursystem (Konv-JA)

Konv-JA beinhaltet die zentrale konventionelle Entwässerung und die Anbindung an einen öffentlichen Energieversorger als Referenzsystem.

Die Systemgrenzen umfassen die Versorgung mit Trinkwasser, die konventionelle Entwässerung und Abwasserbehandlung, die Versorgung mit Wärme aus dezentralen Gasheizungen und Solarthermieanlagen und die Versorgung mit konventionellem Strom.

Abbildung 8-1: Systemfließbild der Systemvariante Konv-JA mit Systemgrenze

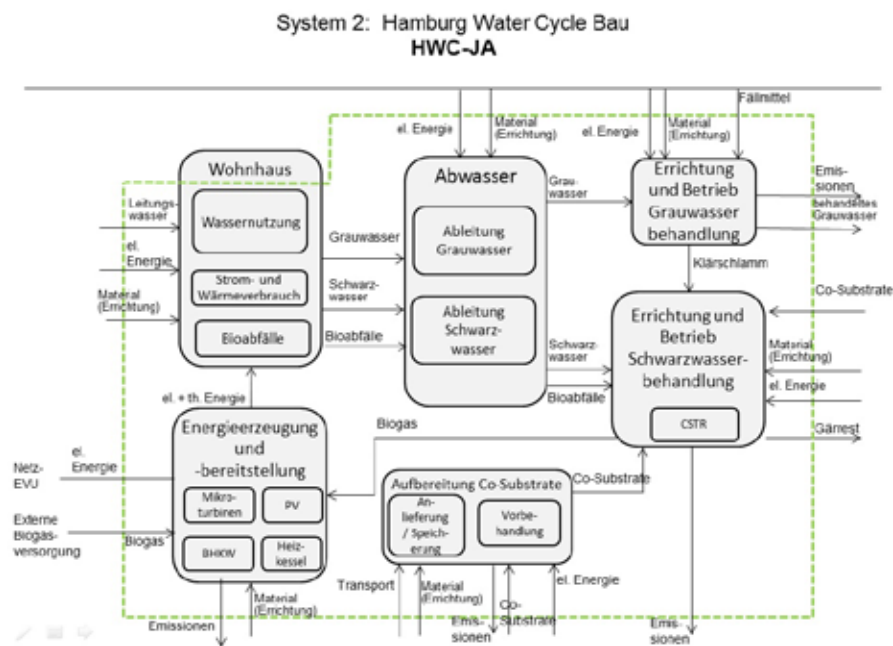


Quelle: eigene Darstellung

8.1.2.2. System 2: Hamburg-Water-Cycle Bau (HWC-JA)

Diese Systemvariante beschreibt die tatsächliche Umsetzung und Realisierung des Hamburg Water Cycles in der Jenfelder Au für die ökologische Bewertung. Die Systemgrenzen umfassen die Versorgung mit Trinkwasser, die Trennung der Abwässer in Schwarz- und Grauwasser und die Behandlung der Abwässer, die Gewinnung von Energie aus der Abwasserbehandlung, die Versorgung mit zusätzlicher Wärme aus einem BHKW und Versorgung mit zusätzlicher Strom aus Photovoltaikanlagen und konventioneller Erzeugung.

Abbildung 8-2: Systemfließbild der Systemvariante HWC-JA mit Systemgrenze



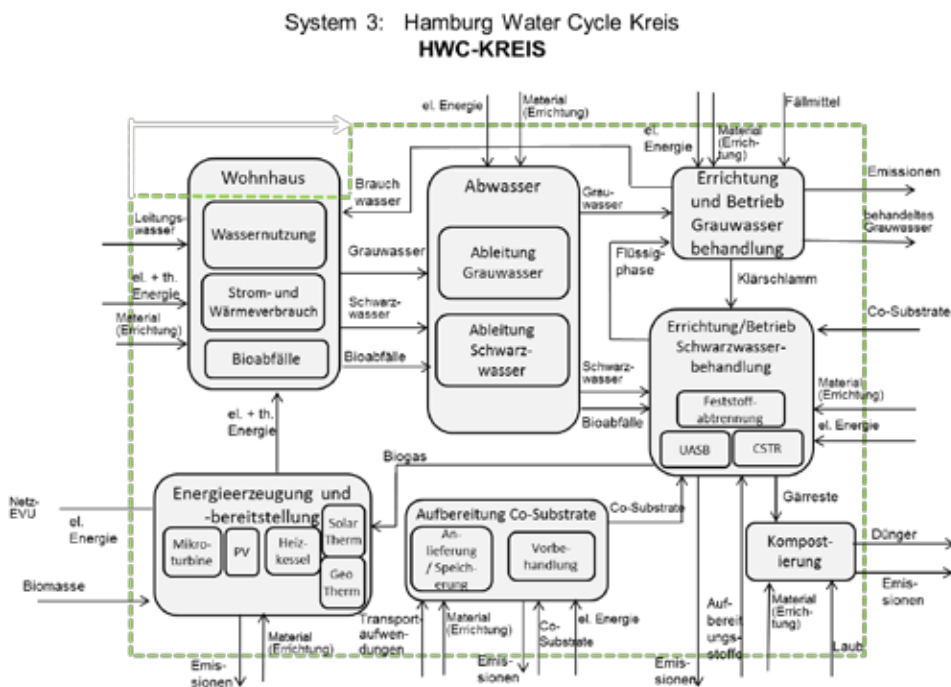
Quelle: eigene Darstellung

8.1.2.3. System 3: Hamburg Water Cycle Kreis (HWC-KREIS)

Das System 3 beschreibt die Systemgrenzen der im Rahmen des KREIS-Projektes geplanten und weiter untersuchten Komponenten im Maßstab Jenfelder Au nach Stand der Wissenschaft.

Die Systemgrenzen umfassen die Versorgung mit Trinkwasser, die Trennung der Abwässer in Schwarz- und Grauwasser und die Behandlung der Abwässer, die Gewinnung von Energie aus der Abwasserbehandlung, die Versorgung mit zusätzlicher Wärme aus Solar- und Geothermieanlagen und die Versorgung mit zusätzlichem Strom aus Photovoltaikanlagen und konventioneller Erzeugung.

Abbildung 8-3: Systemfließbild der Systemvariante HWC-KREIS mit Systemgrenze



Quelle: eigene Darstellung

8.1.3. Anforderungen an die Daten und Datenqualität

Die Datenerhebung für die Sachbilanzen wurde in Zusammenarbeit mit den KREIS-Projektpartnern, welche für die Arbeitspakete 1, 2, 3 und 5 verantwortlich sind, durchgeführt. Die Hauptbeiträge zu den Sachbilanzen sind die Produktion von Strom und Wärme.

Aufgrund des experimentellen Stadiums der Entwicklungsarbeiten innerhalb des KREIS-Projektes beruht der überwiegende Teil der Sachbilanzdaten auf Labordaten. Weitere Sachbilanzdaten werden aus Konsistenzgründen primär aus der Datenbank ecoinvent v2.2 entnommen. Die neuere Version ecoinvent v3.1 wurde nicht verwendet, da die neuen Allokationsansätze contributiv und attributional modelling noch Inkonsistenzen beinhalten.

In der Datenerhebung wird als Abschneidekriterium in der Regel eine „1-Prozentregel“ bezüglich Masse verfolgt, das heißt, es werden z. B. entsprechende Hilfsstoffeinsätze bezogen auf den jeweiligen Gesamteinsatz vernachlässigt, sofern die Vorkettendaten nicht ohnehin vorliegen.

8.1.3.1. Technologische Repräsentativität

Die Daten für die in Entwicklung befindlichen Reuse- und Recyclingrouten entsprechen dem aktuellen Stand von Forschung und Entwicklung. Die Daten basieren auf exklusiven Informationen der involvierten Projektpartner. Die Daten repräsentieren für die meisten Module einen Pilot-/Labormaßstab und keine realisierte technische Umsetzung im Stadtquartier Jenfelder Au, da diese zum Zeitpunkt der Erstellung der Ökobilanz noch nicht realisiert ist.

8.1.3.2. Geographische Repräsentativität

Die vergleichende Ökobilanz der drei Systeme hat nach Abstimmung mit den Projektpartnern den geographischen Bezug Jenfelder Au. Entsprechend wurden geeignete einschlägige externe Datensätze (Strommix Deutschland etc.) für die Sachbilanz herangezogen. Für die Bilanzierung eingesetzter Hilfsstoffe etc. (z. B. anorganische Chemikalien) wurde soweit wie möglich auf Datensätze mit Bezug auf deutsche und falls nicht vorhanden auf europäische Produktion zurückgegriffen.

8.1.3.3. Zeitrepräsentativität

Die zeitliche Repräsentativität der Daten bezieht sich auf die letzten 5 Jahre. Datensätze aus ecoinvent v2.2 stammen aus den letzten 10 Jahren. Alle internen Daten bzgl. der Abwasserbehandlungs- und Energieversorgungssysteme wurden im Jahr 2013 bzw. im 1. Halbjahr 2014 erhoben.

Diese LCA hat einen prospektiven Charakter, da sie zukünftige Prozesse abzubilden versucht, die so zurzeit noch nicht existieren. Aus den Pilot-/Laborergebnissen sind die Prozesse bekannt, die Ergebnisse aus ihren konkreten technischen Umsetzungen hingegen nicht. Theoretisch wäre für die gesamte Prozesskette ihre zukünftige Umweltwirkung zu modellieren. Auf diesen Ansatz musste verzichtet werden und es wird stattdessen für die Recyclingaktivitäten auf Laborergebnisse und für die Prozesskette auf existierende Datenbanken zurückgegriffen.

8.1.4. Allokation

Unter Allokation werden bei der Durchführung von Ökobilanzen Zuordnungsverfahren verstanden, die dann erforderlich sind, wenn bei Prozessen mehrere verwertbare Produkte erzeugt werden, aber nur ein Teil der Produkte in dem betrachteten ökobilanziellen System genutzt wird. Sie wird immer dann durchgeführt, wenn eine Systemerweiterung praktisch nicht mehr möglich ist. Allokationen führen immer zu einer eingeeengten Betrachtungsweise. Klassische Beispiele für Allokationen sind der Chloralkaliprozess oder die Erdölraffination. So werden in der Erdölraffination aus dem Hauptinput Erdöl viele Raffinerieprodukte wie Benzin und Diesel, aber auch Naphtha, schweres Heizöl und andere erzeugt. Bei der Raffinerie werden aufgrund der Komplexität die gesamten ökologischen Aufwendungen auf die Gesamtprodukte anhand eines Kriteriums umgelegt, z. B. über den Heizwert. Dieses Verfahren ist allgemein akzeptiert und entspricht der ISO-Norm, indem einer Allokation nach physikalischen Größen der Vorzug gegeben wird.

Bei den aus ecoinvent v2.2 übernommenen Datensätzen sind in einigen Fällen bereits Allokationen vorgenommen. Soweit diese keinen maßgeblichen Einfluss auf das Ergebnis haben, werden sie hier nicht explizit aufgeführt und können der entsprechenden Dokumentation in ecoinvent v2.2 entnommen werden.

8.1.5. Auswahl der relevanten Wirkungskategorien

Von den einzelnen Schritten der Trinkwasserbereitstellung, der Abwasserbehandlung bzw. der Energieversorgung können unterschiedliche Auswirkungen auf die Umwelt ausgehen. Diese möglichen Auswirkungen sind bei der Schadstoffbewertung in der Wirkungsabschätzung zu berücksichtigen. Die Aufgabe der Wirkungsabschätzung ist es, die in der Sachbilanz erhobenen Daten in Hinblick auf bestimmte Umweltauswirkungen, sogenannte Wirkungskategorien, zu untersuchen und damit zusätzliche Informationen zu liefern, die in die Bewertung einfließen. Der PEF Guide (EC 2013) führt folgende Standardwirkungskategorien auf:

- Klimaänderung
- Abbau der Ozonschicht
- Ökotoxizität - Süßwasser
- Humantoxizität - kanzerogene Folgen
- Humantoxizität - nichtkanzerogene Folgen
- Feinstaub/anorganische Emissionen
- Ionisierende Strahlung - Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit
- Fotochemische Bildung von Ozon
- Versauerung
- Eutrophierung – Land
- Eutrophierung – Wasser

- Ressourcenerschöpfung – Wasser
- Ressourcenerschöpfung – mineralisch, fossil
- Landnutzungsänderungen

Das ILCD-Handbuch (ILCD 2010) empfiehlt diese Wirkungskategorien:

Climate change, (Stratospheric) Ozone depletion, Human toxicity, Respiratory inorganics, ionizing radiation, (Ground-level) Photochemical ozone formation, Acidification (land and water), Eutrophication (land and water), Ecotoxicity, Land use, Resource depletion (minerals, fossil and renewable energy resources, water).

Weitere Wirkungskategorien sind z. B. Geruchsbelästigung, Lärm, Belastung am Arbeitsplatz, Abwärme und Abfallaufkommen, Bedrohung von Naturschönheit und –vielfalt (UBA 1995)

Bezüglich der zu betrachtenden Wirkungskategorien führt die Fachliteratur aus:

Da ISO 14044 keine feste Liste von Wirkungskategorien vorgibt, nicht einmal eine Empfehlungsliste, obliegt die Auswahl der Kategorien den Erstellern der Ökobilanz (Klöpffer 2009)

In Anpassung an die Thematik und die bestehenden Fragestellungen bzgl. Wasser- und Energieversorgung wurden die folgenden Wirkungskategorien als Grundlage der Ökobilanzierung verwendet: Kumulierter Energie-Aufwand (KEA), Treibhauspotenzial (GWP), Eutrophierung (EP), Versauerung (AP), Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial (POCP).

8.1.5.1. Primärenergieverbrauch (kumulierter Energieaufwand, KEA)

Der KEA stellt den gesamten Verbrauch an energetischen Ressourcen dar, der alle nicht-erneuerbaren (fossil und nuklear) und erneuerbaren (Sonne, Wind, Wasserkraft und Biomasse) Energieverbräuche als Primärenergiewerte ausweist. Im KEA inbegriffen ist auch der Energiegehalt, der im Produkt selbst enthalten ist. Der KEA weist generell alle nicht erneuerbaren und erneuerbaren energetischen Ressourcen als Primärenergiewerte aus. In der vorliegenden Ökobilanz werden mit dem KEA gesamt sowohl die nicht erneuerbaren als auch die erneuerbaren energetischen Ressourcen berücksichtigt. Zur Berechnung wird der untere Heizwert der verschiedenen Energieträger angesetzt.

8.1.5.2. Treibhauspotenzial (Global Warming Potential, GWP)

Unter dem Treibhauseffekt wird die klimarelevante Veränderung der Atmosphäre durch den anthropogenen Beitrag von Treibhausgasemissionen verstanden, die zu einer Erwärmung der Erde führt. Zur Erfassung des Treibhauspotenzials werden die in der Sachbilanz erfassten Treibhausgase mit so genannten Charakterisierungsfaktoren¹¹ multipliziert, die ihre Klimarelevanz in Relation zu CO₂ mit dem Charakterisierungsfaktor 1 abbilden, und die einzelnen Beiträge addiert. Auf diese Weise wird das Treibhauspotenzial in Form von CO₂-Äquivalenten errechnet.

Mit dem Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) besteht ein internationales Fachgremium, das sowohl die Methode als auch die entsprechenden Kennzahlen für klimawirksame Substanzen errechnet und fortschreibt. Bei der Berechnung von CO₂-Äquivalenten wird die Verweilzeit der Gase in der Troposphäre berücksichtigt; daher stellt sich die Frage, welcher Zeitraum der Klimamodellrechnung für die Zwecke der Ökobilanz verwendet werden soll. ISO TS 14067 (ISO 2013) legt die Modellierung auf der 100-Jahre-Basis fest. Die in den Berechnungen des Treibhauspotenzials berücksichtigten Substanzen werden mit ihren CO₂-Äquivalenzwerten nach (IPCC 2007) bewertet.

¹¹ Faktor, der aus einem Charakterisierungsmodell abgeleitet wurde, das für die Umwandlung der zugeordneten Sachbilanzergebnisse in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators angewendet wird (DIN EN ISO 14044)

8.1.5.3. Eutrophierungspotenzial (EP)

Die übermäßige Anreicherung von Nährstoffen, meist in Form von Stickstoff- und Phosphorverbindungen, in Böden und Gewässern wird als Eutrophierung oder Überdüngung bezeichnet. Die relevanten Luft- und Wasseremissionen werden dabei in Form von Phosphat-Äquivalenten nach (CML 2010) quantifiziert.

8.1.5.4. Versauerungspotenzial (AP)

Die wichtigsten Substanzen, die zu einer Erniedrigung des pH-Wertes von Niederschlagswasser führen und damit ein Versauerungspotenzial besitzen, sind Schwefeldioxid (SO_2), Stickoxide (NO_x) und Ammoniak (NH_3). Schwefeldioxid dient als Leitindikator für die Quantifizierung des Versauerungspotenzials. Der Gesamtbeitrag wird als Summe der einzelnen Emissionen gewichtet mit ihrem jeweiligen Versauerungspotenzial ermittelt. Die Berechnung erfolgt in Form von Säurebildungspotenzialen (AP) (CML 2001) mit den Charakterisierungsfaktoren nach (CML 2010).

8.1.5.5. Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial (POCP)

Die Wirkungskategorie Photooxidantien (Photochemical Ozone Creation Potential, Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial, POCP) bildet die Entstehung von Sommersmog oder bodennahem Ozon ab. Ozon führt zu Wald- und Vegetationsschäden. In höheren Konzentrationen ist es humantoxisch (Reizung der Atmungsorgane, Asthma, Husten und Augenreizung) [Schmid 2006]. Die Ozonbildung ist ein komplexer Prozess, bei dem den Kohlenwasserstoffen ein Ozonbildungspotenzial zugewiesen werden kann. Genaue Potenziale gelten nur für eine definierte Umgebung mit einer bestimmten Lichtintensität, einer bestimmten NO_x -Konzentration und definierten meteorologischen Bedingungen. In der Ökobilanzierung werden als Mittelwerte die Wirkfaktoren nach (CML 2010) angesetzt, die auf 1 kg Äthyl-Äquivalent bezogen werden.

8.1.5.6. Weitere Wirkungskategorien

Zur Charakterisierung von human- und ökotoxischen Belastungen sind in den letzten Jahren eine Reihe von methodischen Konzepten erarbeitet worden. Neben klassischen Methoden wie CML (Guinée et al. 2001) und EDIP (Hauschild/Wenzel 1998), die potenzielle Wirkungen quantifizieren, versuchen andere Methoden tatsächliche Schäden abzuschätzen, wie z. B. ReCiPe (Goedkoop et al. 2000), Eco-indicator 99 [Goedkoop/Spriensma 1999] oder EPS [Steen 1999] oder kombinieren beide Konzepte, wie z. B. IMPACT 2002+ [Humbert et al. 2012].

Mit dem USEtox Modell der UNEP/SETAC Life Cycle Initiative [Rosenbaum et al. 2011, Rosenbaum et al. 2008, Hauschild et al. 2008] wurde versucht, die verschiedenen Modelle zu harmonisieren. USEtox stellt ein Bewertungssystem dar für die Kategorien Humantoxizität und aquatische Ökotoxizität. Das Modell stellt sehr hohe Anforderungen an die Datenqualität und die Anzahl der zu betrachtenden Stoffe. Da die Datenlage zu zahlreichen human- und ökotoxischen Stoffen so schlecht ist, dass fundierte Aussagen nur schwer abzuleiten sind, wird in dieser Studie auf die Einbeziehung der Humantoxizität und Ökotoxizität anhand einer Wirkungsabschätzung verzichtet.

Die Wirkungskategorien „Abwärme“, „Respiratory inorganics“, „Flächenverbrauch“, „Geruchsbelästigungen/Lärm“, „Belastungen am Arbeitsplatz“ sowie „Bedrohung von Naturschönheit und -vielfalt“ werden für die Ökobilanz nicht berücksichtigt, da das Quartier Jenfelder Au noch nicht realisiert ist und damit diese spezifischen Wirkungen noch nicht quantifiziert werden können.

Das ODP beschreibt den Ozonabbau in der Stratosphäre durch Ozone Depleting Substances (ODS), wie z. B. Chlorfluorkohlenwasserstoffe. Die Produktion und der Einsatz von ODS sind im Montrealer Protokoll bzw. für Europa durch EC 2037/2000 beschränkt bzw. verboten. Die ODS-Emissionsdaten verändern sich deutlich über die Jahre. So haben sich z. B. die weltweiten Halon-Emissionen von 6174 t/a in 1990 auf 1931 t/a in 2005 und auf 1482 t/a in 2010 reduziert [HTOC

2010]. So fand allein von 2005 bis 2010 eine Reduktion um 23 % statt. Nach einer Normierung ist der normierte ODP-Indikator (netto) um den Faktor 10 geringer als das EP (netto), bzw. um den Faktor 18 geringer als GWP (netto). Der deutlich geringere Abdeckungsgrad ist aus den Prozessstufen selbst nicht erklärbar. Aus dem Screening von ODS in diversen Datenbanken und eigener Recherche kam VHK [VHK 2005] zu dem Schluss, dass ODS-Emissionen gering (negligible) sind und ihre Erfassung lückenhaft (sketchy) ist. Aus diesen Gründen ist der ODP-Indikator unserer Ansicht nach nicht anwendbar.

Strahlenbelastung wird aus Gründen fehlender Relevanz für das untersuchte System nicht berücksichtigt, ebenso der Verbrauch an abiotischen Ressourcen (ADP).

Das Abfallaufkommen wird als Flussgröße erfasst und diskutiert. Der anfallende Abfall wird behandelt und die resultierenden Umweltbelastungen in den entsprechenden Wirkungskategorien quantifiziert.

Die Abbaurate von Arzneimitteln in der Schwarzwasserbehandlung wird im Arbeitspaket 3.1 untersucht.

8.2. Sachbilanz

Im folgenden Abschnitt werden die verschiedenen Prozesse unter Berücksichtigung der jeweiligen Datenlage quantifiziert dargestellt.

8.2.1. Prozessbeschreibung

Die genauen Unterschiede der drei Systeme (incl. Basis und Szenario) bezüglich Abwasserbehandlung, Energieversorgung und Bioabfallverwertung werden in den folgenden Abschnitten tabellarisch dargestellt (siehe Tabelle 8-1 bis Tabelle 8-4).

Tabelle 8-1: System 1: Konventionelles Entwässerungs- und Energiesystem (Konv-JA)

Stoffstrom	Beschreibung
Trinkwasser	konventionelle Trinkwasserbereitstellung durch Hamburg Wasser,
Abwasser	Spültoiletten in den Gebäuden, Konventionelle Schmutzwasserableitung ins Schmutzwassersiel der HSE, Abwasserbehandlung in zentraler Kläranlage,
Energieerzeugung und –verteilung	dezentrale Gasheizungen und einzelne Solaranlagen zur Trinkwassererwärmung (Erfüllung der aus dem EEWärmeG resultierenden Anforderung von 15 % erneuerbaren Energien zur Wärmeversorgung), Stromversorgung konventionell aus Steckdose,
Bioabfälle	konventionelle Sammlung von Bioabfälle über Biotonne und Vergärung in externer Vergärungsanlage.

Tabelle 8-2: System 2: Ausgeschriebenes und im Bau befindliches KREIS-Projekt (HWC-JA)

Stoffstrom	Beschreibung
Trinkwasser	Konventionelle Trinkwasserbereitstellung durch Hamburg Wasser,
Abwasser	Unterdrucktoiletten in den Gebäuden, Unterdruckstation (Gebäude und Maschinentchnik) incl. Unterdruckpumpen und Druckpumpen und Abluftbehandlung,
Schwarzwasser	Schwarzwasserableitung vom Übergabeschacht bis zur Sammelleitung, Schwarzwasserbehandlung in CSTR-Anaerobanlage (900 m ³), Fettwasserannahme mit Speicher (35 m ³), Rasenschnitt als Cosubstrat mit externer Zerkleinerung und Silage, Anlieferung im Wechselcontainer, Übergabestation der Gärreste an Schmutzwassersiel, Gasaufbereitung inkl. Speicher und Notfackel, Erzeugung einer Gasmenge entsprechend einer Energieleistung von 450 kW (130 kW _{el} , 200 kW _{therm} und 120 kW _{Verlust}), KWK: 2 Mikroturbinen je 65 kW _{el} und 100 kW _{therm}),
Grauwasser	Grauwasserableitung vom Übergabeschacht bis zur Grauwasserbehandlung (Tropfkörper) mit P-Fällung, Nachklärung und Mikrofiltration, Ableitung des Primär- und Überschussschlammes zur Anaerobanlage, Ableitung des behandelten Grauwassers in die Rahlau,
Energieerzeugung und –verteilung (Wärme)	Wärmeversorgung über Nahwärmenetz, Speisung durch BHKW-Anlage (Bio-Erdgasbetrieb) mit 1.200 kW _{therm} . Biogas wird extern aus Zuckerrübenschnitzeln produziert, Heizkessel Spitzenlast (Erdgasbetrieb):

	<p>2 x 1.000 kW_{therm} Wärmespeicher 30 m³ Nahwärmeverteilungsnetz von der Wärmezeugung bis zur Übergabestation in den Gebäuden,</p> <p>2 x 100 kW_{therm} aus Mikrogasturbinen,</p>
Energieerzeugung und –verteilung (Strom)	<p>2 x 65 kW_{el} aus Mikrogasturbinen,</p> <p>Übrige Stromversorgung konventionell aus Steckdose,</p>
Bioabfälle	<p>Küchenabfallzerkleinerer in 10 Haushalten,</p> <p>Übrige Haushalte: konventionelle Sammlung von Bioabfälle über Biotonne und Vergärung in externer Vergärungsanlage.</p>

Tabelle 8-3: System 3a: Geplantes KREIS-Projekt (HWC-KREIS Basis)

Stoffstrom	Beschreibung
Trinkwasser	Konventionelle Trinkwasserbereitstellung durch Hamburg Wasser,
Abwasser	<p>Unterdrucktoiletten in den Gebäuden,</p> <p>Unterdruckstation (Gebäude und Maschinentchnik) incl. Unterdruckpumpen und Druckpumpen und Abluftbehandlung,</p>
Schwarzwasser	<p>Schwarzwasserableitung vom Übergabeschacht bis zur Sammelleitung,</p> <p>Schwarzwasserbehandlung in CSTR-Reaktor (500 m³),</p> <p>Fettwasserannahme mit Speicher (35 m³),</p> <p>Rasenschnitt als Cosubstrat mit externer Zerkleinerung und Silage, Anlieferung im Wechselcontainer,</p> <p>Fest-/Flüssigtrennung (Rechen),</p> <p>Behandlung der flüssigen Phase in UASB-Reaktor (100 m³),</p> <p>Behandlung der festen Phase aus Fest-/Flüssigtrennung nach Mischung mit Cosubstraten in CSTR-Reaktor (500 m³),</p> <p>Fest-/Flüssigtrennung durch Eindicker, Zugabe</p>

	<p>der flüssigen Phase in den UASB-Reaktor, Fest/Flüssigtrennung nach UASB-Reaktor, Mischung der festen Phase mit der festen Phase aus dem Eindicker Ablauf CSTR-Reaktor, Ausfällung von Phosphor aus der flüssigen Phase im Rührkessel; Fällprodukt wird dem Kompost zugegeben, Flüssigphase aus der Fällung wird der Grauwasserbehandlung zugegeben, Erzeugung einer Gasmenge entsprechend einer Energieleistung von 450 kW (130 kW_{el}, 200 kW_{therm} und 120 kW_{Verlust}), KWK: 2 Mikroturbinen je 65 kW_{el} und 100 kW_{therm}), Gasaufbereitung inkl. Speicher und Notfackel, Entwässerung des eingedickten Gärrestes aus CSTR und UASB, Zugabe der flüssigen Phase aus Entwässerung in die Grauwasserbehandlung, Kompostierung der festen Bestandteile, Zugabe von Grünschnitt und Laub zum Kompost</p>
<p>Grauwasser</p>	<p>Grauwasserableitung vom Übergabeschacht bis zur Grauwasserbehandlung (Tropfkörper) mit Vorbehandlung (Sedimentation mit Mikrosiebung), biologischer Behandlung mit N-Elimination, P-Fällung, Nachklärung und Mikrofiltration, Ableitung des Primär- und Überschussschlammes zur Anaerobanlage, Ableitung des behandelten Grauwassers in die Rahlau,</p>
<p>Energieerzeugung und –verteilung (Wärme)</p>	<p>2 x 100 kW_{therm} aus Mikrogasturbinen, 4.500 m² Sonnenkollektoren, Heizkessel für Spitzenlast (Hackschnitzelanlage), 2.000 m³ Wärmespeicher kaltes Nahwärmenetz, Zur Wärmeversorgung der Gebäude im</p>

	<p>südlichen Bereich (Energieinseln) dient Grundwasser (50 m³/h), Abkühlung von 10 °C auf 5 °C als Wärmequelle für die Wärmepumpen mit einer thermischen Leistung von insgesamt 400 kW_{therm} (el. Leistungsaufnahme 100 kW_{el}).</p> <p>Bei diesen Gebäuden werden insgesamt ca. 500 m² Sonnenkollektoren dezentral, primär zur Trinkwassererwärmung, eingesetzt.</p>
Energieerzeugung und –verteilung (Strom)	<p>2 x 65 kW_{el} aus Mikrogasturbinen, 5.000 m² Photovoltaik (PV), übrige Stromversorgung konventionell aus Steckdose,</p>
Bioabfälle	<p>Küchenabfallzerkleinerer in allen Haushalten, Bioabfälle werden in der Schwarzwasserbehandlungsanlage mitvergoren,</p>

Tabelle 8-4: System 3b: Geplantes KREIS-Projekt (HWC-KREIS Szenario)

Stoffstrom	Beschreibung
Trinkwasser	Konventionelle Trinkwasserbereitstellung durch Hamburg Wasser,
Abwasser	<p>Unterdrucktoiletten in den Gebäuden, Unterdruckstation (Gebäude und Maschinenteknik) incl. Unterdruckpumpen und Druckpumpen und Abluftbehandlung,</p>
Schwarzwasser	<p>Schwarzwasserableitung vom Übergabeschacht bis zur Sammelleitung, Schwarzwasserbehandlung in CSTR-Reaktor (500 m³), Fettwasserannahme mit Speicher (35 m³), Rasenschnitt als Cosubstrat mit externer Zerkleinerung und Silage, Anlieferung im Wechselcontainer, Fest-/Flüssigtrennung (Rechen), Behandlung der flüssigen Phase in UASB-Reaktor (100 m³), Behandlung der festen Phase aus Fest-</p>

	<p>/Flüssigtrennung nach Mischung mit Cosubstraten in CSTR-Reaktor (500 m³),</p> <p>Fest-/Flüssigtrennung durch Eindicker, Zugabe der flüssigen Phase in den UASB-Reaktor,</p> <p>Fest/Flüssigtrennung nach UASB-Reaktor, Mischung der festen Phase mit der festen Phase aus dem Eindicker Ablauf CSTR-Reaktor,</p> <p>Ausfällung von Phosphor aus der flüssigen Phase im Rührkessel, Fällprodukt wird dem Kompost zugegeben.</p> <p>Flüssigphase aus der Fällung wird der Grauwasserbehandlung zugegeben</p> <p>Erzeugung einer Gasmenge entsprechend einer Energieleistung von 500 kW. Nutzung des Gas sowohl in KWK-Anlage (130 kW_{el}, 200 kW_{therm} und 120 kW_{Verlust}) als auch direkt in den Gebäuden zum Kochen und Backen,</p> <p>KWK: 2 Mikroturbinen je 65 kW_{el} und 100 kW_{therm},</p> <p>Gasaufbereitung inkl. Speicher und Notfackel,</p> <p>Entwässerung des eingedickten Gärrestes aus CSTR und UASB,</p> <p>Zugabe der flüssigen Phase aus Entwässerung in die Grauwasserbehandlung,</p> <p>Kompostierung der festen Bestandteile, Zugabe von Grünschnitt und Laub zum Kompost,</p>
<p>Grauwasser</p>	<p>Grauwasserableitung vom Übergabeschacht bis zur Grauwasserbehandlung (Tropfkörper) mit Vorbehandlung (Sedimentation mit Mikrosiebung), biologischer Behandlung mit N-Elimination, P-Fällung, Nachklärung und Mikrofiltration,</p> <p>Ableitung des Primär- und Überschussschlamms zur Anaerobanlage,</p> <p>Ableitung des behandelten Grauwassers in die Rahlau,</p>
<p>Energieerzeugung und –verteilung (Wärme)</p>	<p>2 x 100 kW_{therm} aus Mikrogasturbinen,</p> <p>19.500 m² Sonnenkollektoren,</p>

	<p>Heizkessel für Spitzenlast (Hackschnitzelanlage),</p> <p>4.000 m³ Wärmespeicher kaltes Nahwärmenetz,</p> <p>Zur Wärmeversorgung der Gebäude im südlichen Bereich (Energieinseln) dient Grundwasser (50 m³/h), Abkühlung von 10 °C auf 5 °C als Wärmequelle für die Wärmepumpe(n) mit einer thermischen Leistung von insgesamt 400 kW_{th} (el. Leistungsaufnahme 100 kW_{el}) Bei diesen Gebäuden werden insgesamt ca. 500 m² Sonnenkollektoren dezentral, primär zur Trinkwassererwärmung eingesetzt.</p>
Energieerzeugung und –verteilung (Strom)	<p>Durch Nutzung von Gasherden Reduzierung des Stromverbrauchs um ca. 15 %,</p> <p>2 x 65 kW_{el} aus Mikrogasturbinen,</p> <p>5.000 m² Photovoltaik (PV),</p> <p>übrige Stromversorgung konventionell aus Steckdose,</p>
Bioabfälle	<p>Küchenabfallzerkleinerer in allen Haushalten,</p> <p>Bioabfälle werden in der Schwarzwasserbehandlungsanlage mitvergoren.</p>

8.2.2. Datengrundlage

Im Rahmen des KREIS-Verbundes werden für die meisten der Prozessschritte innerhalb des Systems 3 (HWC-KREIS) Daten erhoben (vgl. Tabelle 8-5). Andere Datenquellen werden vor allem für eine Reihe von Vorprozessen verwendet. Zur Bereitstellung von Trinkwasser und zur konventionellen Abwasserbehandlung wurden Informationen aus dem Umweltbericht von Hamburg Wasser für das Berichtsjahr 2012 verwendet. Die Strom- und Wärmeversorgung im System 2 (HWC-JA) wurde mit den vorliegenden Daten des SWT und der Getec nachmodelliert. Für einzelne Prozessschritte wurden spezifische Daten aus Literaturquellen verwendet, so zum Beispiel zu Herstellung und Betrieb eines Küchenabfallzerkleinerers (Kegebein 2006) und zum Betrieb der Vakuumentoiletten (Meinzinger 2010). Zur Nutzung von Biogas aus der Schwarzwasserbehandlung zum Kochen mit einem Gasherd im Vergleich zur Nutzung eines Elektroherdes wurden Daten aus der Datenbank Gemis 4.8 und aus einer Prognos-Studie (Prognos 2007) verwendet. Daten zur konventionellen Strom- und Wärmeversorgung stammen aus Statistiken des Umweltbundesamtes¹² und der Freien und Hansestadt Hamburg (Statistik Hamburg 2012).

Tabelle 8-5: Herkunft der prozessspezifischen Daten

Prozessschritt	Datenquelle
Trinkwasserbereitstellung	Umweltbericht 2012 Hamburg

¹² <http://www.umweltbundesamt.de/daten/energiebereitstellung-verbrauch>, abgerufen 10.01.2015

	Wasser
Abwasserbehandlung, konventionell	Umweltbericht 2012 Hamburg Wasser
Schwarzwasserbehandlung	TUHH, Uni Weimar
Grauwasserbehandlung	TUHH, Uni Weimar
Behandlung von Bioabfällen in der Schwarzwasseranlage	TUHH
Behandlung von Fettabscheideresten	TUHH
Behandlung von Rasenschnitt	TUHH
Stromversorgung System 1 (Konv-JA)	SWT
Stromversorgung System 2 (HWC-JA)	SWT
Stromversorgung System 3 (HWC-KREIS)	SWT
Wärmeversorgung System 1 (Konv-JA)	SWT
Wärmeversorgung System 2 (HWC-JA)	SWT, Getec
Wärmeversorgung System 3 (HWC-KREIS)	SWT, TUHH

8.2.2.1. Spezifische Daten: Allgemein

Für folgende Prozesse sind die für die Modellierung benötigten Daten im Anhang (Kapitel 17) dargestellt:

System 1, Konv-JA:

- Trinkwasserbereitstellung (Tabelle 17-1),
- Abwasserbehandlung im Trennsystem (Tabelle 17-2),
- Klärwerke und Sietnetze der konventionellen Trinkwasserbereitstellung und Abwasserbehandlung (Tabelle 17-3),
- Fracht des Gesamtabwasseraufkommens in Hamburg (inklusive Reduktion durch die Abwasserbehandlung) und die daraus resultierenden Emissionen in die Umwelt (Tabelle 17-4),
- Energieerzeugung für System 1, Konv-JA (Wärme, Strom) (Tabelle 17-5 bis Tabelle 17-7),
- Bioabfallentsorgung System 1, Konv-JA (Tabelle 17-8),

System 2, HWC-JA:

- Energieerzeugung System 2, HWC-JA (Wärme, Strom) (Tabelle 17-9 und Tabelle 17-10),
- Bioabfallentsorgung System 2, HWC-JA (Tabelle 17-11),

System 3, HWC-KREIS:

- Energieerzeugung System 3a, HWC-KREIS, Basis (Wärme, Strom) (Tabelle 17-12 und Tabelle 17-13),
- Bioabfallentsorgung System 3a, HWC-KREIS, Basis (Tabelle 17-14),
- Energieerzeugung System 3b, HWC-KREIS Szenario (Wärme, Strom) (Tabelle 17-15 und Tabelle 17-16),
- Bioabfallentsorgung System 3b, HWC-KREIS Szenario (Tabelle 17-17).

8.2.2.2. Generische Daten

Als Bilanzierungswerkzeug wird die Ökobilanzierungssoftware „Umberto 5.6“ eingesetzt. Sofern im KREIS-Verbund keine Daten zu einzelnen Prozessschritten vorliegen und auch keine spezifische Literatur hierzu vorhanden ist, werden Datensätze aus der Datenbank ecoinvent v2.2 eingesetzt: Dies gilt insbesondere für die Datensätze zu den Vorketten der konventionellen Strom- und Wärmeproduktion und zu einzelnen Vorprodukten und Dienstleistungen wie z. B. Transporten. Aus Gründen der Konsistenz wird - soweit möglich - stets die ecoinvent-Datenbank verwendet. Tabelle 8-6 zeigt die verwendeten generischen Datensätze.

Tabelle 8-6 Liste generischer Datensätze

Produkt/Schritt	Datensatz
Strom	Strom, Niederspannung, ab Netz [DE]
	Strommix, Photovoltaik, ab Anlage [DE]
	Strom, ab Windkraftanlage 800kW [RER]
Wärme	Nutzwärme, Erdgas, ab Heizkessel kond., mod. < 100 kW [RER]
	Nutzwärme, ab Flachkollektoranlage, Mehrfamilienhaus, für Warmwasserspeicher [CH]
	Nutzwärme, Luft-Wasser-Wärmepumpe 10kW, ab Raumheizung [RER]
	Nutzwärme, ab Schnitzelheizung 1000kW, Wald-HS, Holzmix [CH]
Trinkwasseraufbereitung	Aluminiumhydroxid, ab Werk [RER]
	Natriumhydroxid, 50% in H2O, Produktionsmix, ab Werk [RER]
	Sauerstoff, flüssig, ab Werk [RER]
	Chlor, flüssig, Produktionsmix, ab Werk [RER]
	operation, passenger car, petrol, fleet average 2010
	operation, passenger car, natural gas
	operation, passenger car, diesel, fleet average 2010
	Benzin, schwefelarm, ab Regionallager [RER]
	Erdgas, Produktionsmix, ab Tankstelle [CH]
	Diesel, schwefelarm, ab Regionallager [RER]
	Schmieröl, ab Werk [RER]
	Entsorgung, Altöl, 10% Wasser, in Sonderabfallverbrennung [CH]
	Trinkwassernetz [CH, Infra]
Abwasserbehandlung	Strom, ab BHKW mit Gasmotor, Biogas, Allokation Exergie [CH]
	Nutzwärme, ab BHKW mit Gasmotor, Biogas, Allokation Exergie [CH]
	Biogas, aus Klärschlamm, ab Speicher [CH]
	BHKW 160kWel, gemeinsame Komponenten für Wärme+Strom [RER, Infra]
	BHKW 160kWel, Komponenten nur für Strom [RER, Infra]
	BHKW 160kWel, Komponenten nur für Wärme [RER, Infra]
	Strom, Klärfaulschlamm, ab Kehrlichtverbrennung, Zukunft, Allokation Preis [CH]
	Wärme, Klärfaulschlamm, ab Kehrlichtverbrennung, Zukunft, Allokation Preis [CH]
	Eisensulfat, ab Werk [RER]
	Wasserstoffperoxid, 50% in H2O, ab Werk [RER]
	disposal, digester sludge, to municipal incineration
Kanalisation, Gr.Kl. 1 [CH, Infra]	
Müllverbrennung	Entsorgung, Bioabfall, 60% H2O, in Kehrlichtverbrennung, Allokation Preis [CH]
Mikrogasturbine	Biogas, in Mikrogasturbine 100kWel
Wärme aus externem Biogas	Nutzwärme, ab BHKW, mit Gasmotor, Biogas Landw. abgedeckt, Allokation Exergie [CH]
	Biogas, Mix, ab landwirtschaftliche Kovergärung, mit Abdeckung [CH]
	Rübenschnitzel, ab Zuckerherstellung [CH]

Quelle: ecoinvent v2.2

8.2.3. Einschätzung der Datenqualität

Die Datenqualität kann auf Basis der Datenherkunft näher diskutiert werden. Dazu können die eingesetzten Daten klassifiziert werden:

- Sekundärdaten aus validierten Datenbanken (Strom, Erdgas, Hilfsstoffe, etc.),

- Primärdaten von Projektpartnern auf Basis von etablierten Prozessen,
- Primärdaten von Projektteilnehmern auf Basis von eigenen Untersuchungen anhand von Labordaten.

Die Datenqualität von Sekundärdaten ist im Allgemeinen angemessen. Primärdaten auf Basis von etablierten Prozessen sind im Allgemeinen ebenfalls als gut zu bezeichnen. Bei den Primärdaten auf Basis von Labordaten konnte eine Hochrechnung auf den Maßstab einer Pilotanlage im Rahmen des Projektes aufgrund fehlender Informationen nicht erfolgen.

8.3. Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Ökobilanz nach einzelnen Wirkungskategorien dargestellt. Hierbei werden die Lasten und Gutschriften in 15 Teilschritten zusammengefasst:

1. Bioabfall extern (Transport von Bioabfällen zur externen Vergärung)
2. Trinkwasserbereitstellung
3. Abwasserbehandlung (konventionell bzw. innovativ incl. Mikrogasturbine)
4. Transport von Fettabscheideresten zur Schwarzwasserbehandlung
5. Transport von Rasenschnitt zur Schwarzwasserbehandlung
6. Strom, konventionell
7. Strom aus Photovoltaikanlagen
8. Wärme aus Erdgas
9. Wärme aus Geothermie
10. Wärme aus Solarthermie
11. Wärme aus der Verbrennung von Hackschnitzeln
12. Biogas extern (Getec): externe Biogasproduktion aus Rübenschnitzeln
13. Gutschrift durch Gewinnung von P- bzw. N-Dünger aus der Schwarzwasserbehandlung
14. Bioabfall, Co-Vergärung (Nutzung von Bioabfällen als Co-Substrat, inklusive Last durch Küchenabfallzerkleinerer)
15. Bioabfall, extern: konventionelle, externe Vergärung von Bioabfällen
16. Gasherddung (Nutzung von Biogas aus der Schwarzwasserbehandlung in einem Gasherddung)

8.3.1. Treibhauspotenzial (GWP)

Da der Energieversorgungsmix im Hinblick auf die Treibhausgasemissionen (GWP) optimiert worden ist, ist hier eine sehr deutliche Reduktion zu beobachten (vgl. Abbildung 8-4 und Tabelle 8-7). Die Treibhausgase aus dem System 2 HWC-JA liegen um 58% niedriger als im konventionellen Vergleichssystem, in den HWC-KREIS-Systemen sogar um 76% (Basis) bzw. 80% (Szenario).

Abbildung 8-4 Ergebnisse: Treibhausgaspotenzial (GWP)

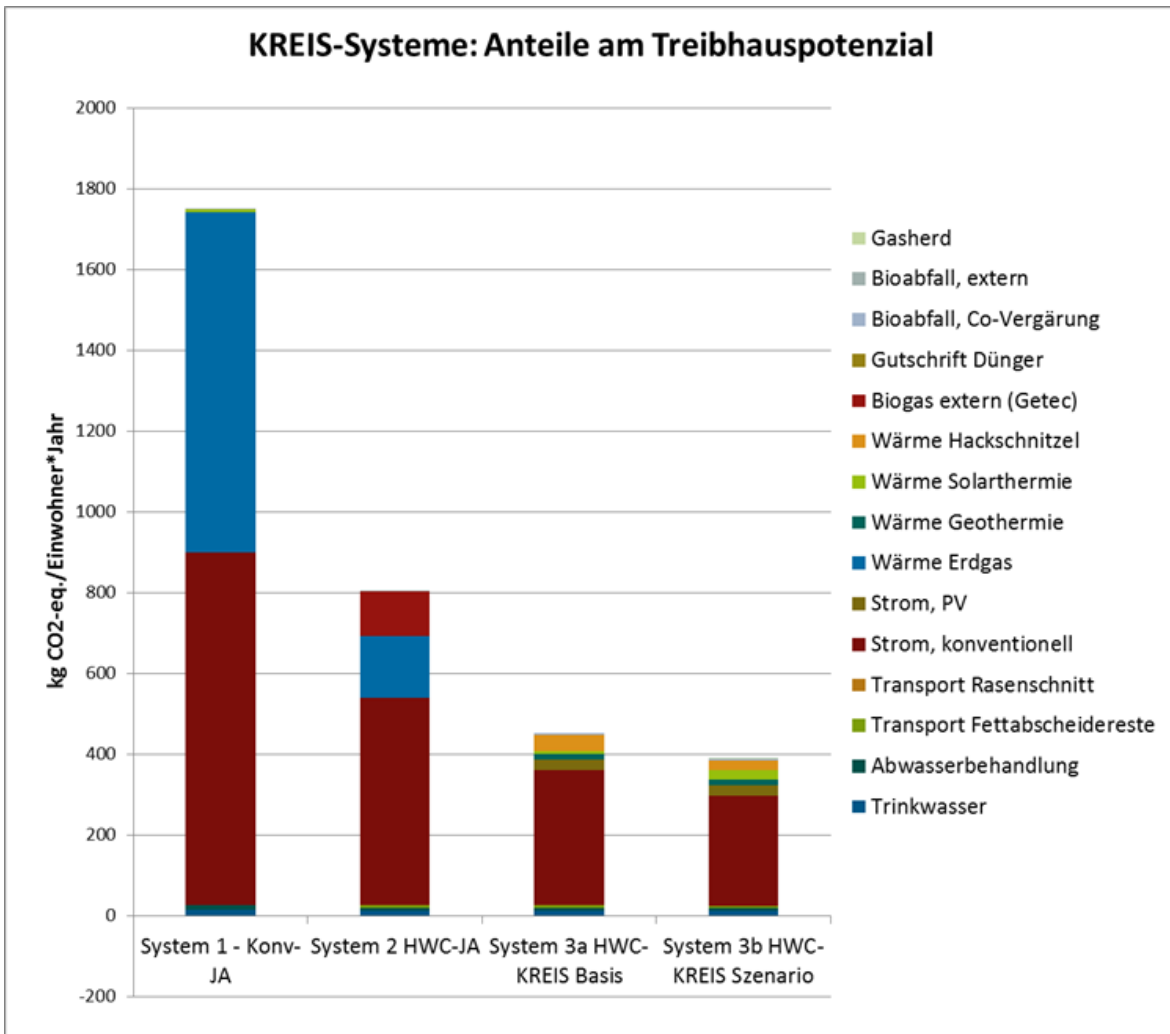


Tabelle 8-7 KREIS-Systeme: Anteile am Treibhauspotenzial

GWP [kg CO2-eq./Einwohner*Jahr]	System 1 Konv-JA	System 2 HWC-JA	System 3a HWC-KREIS Basis	System 3b HWC-KREIS Szenario
Trinkwasserbereitstellung	1,566E+01	1,215E+01	1,251E+01	1,251E+01
Abwasserbehandlung incl. Mikrogasturbine (HWC-JA, HWC-KREIS)	1,089E+01	7,853E+00	7,853E+00	7,088E+00
Transport Fettabscheidereste		5,658E+00	5,658E+00	5,658E+00
Transport Rasenschnitt		2,315E-01	2,315E-01	2,315E-01
Strom, konventionell	8,721E+02	5,144E+02	3,337E+02	2,709E+02
Strom, PV			2,602E+01	2,602E+01
Wärme Erdgas	8,436E+02	1,529E+02		
Wärme Geothermie			1,582E+01	1,598E+01
Wärme Solarthermie	7,530E+00		6,745E+00	2,174E+01
Wärme Hackschnitzel			3,973E+01	2,373E+01
Biogas extern (Getec)		1,099E+02		
Gutschrift Dünger		- 2,174E+00	-2,174E+00	-2,174E+00
Bioabfall, Co-Vergärung		2,563E-02	4,690E+00	4,690E+00
Bioabfall, extern	1,430E+00	1,413E+00		
Gasherd				5,363E-01
Total	1,751E+03	8,024E+02	4,508E+02	3,869E+02

8.3.2. Kumulierter Energieaufwand (CED)

Der Kumulierte Energieaufwand (CED) wird aus methodischen Gründen dominiert von den Energieträgern (vgl. Abbildung 8-5 und Tabelle 8-8). Hierbei spielen sowohl fossile wie auch regenerative Energieträger eine Rolle. Wegen der Nutzung von Solarthermie und der Wärmeerzeugung aus Holzhackschnitzeln schneiden System 3a HWC-KREIS Basis und 3b HWC-KREIS Szenario hier schlechter ab als System 2 HWC-JA.

Abbildung 8-5 Ergebnisse: Kumulierter Energieaufwand (KEA)

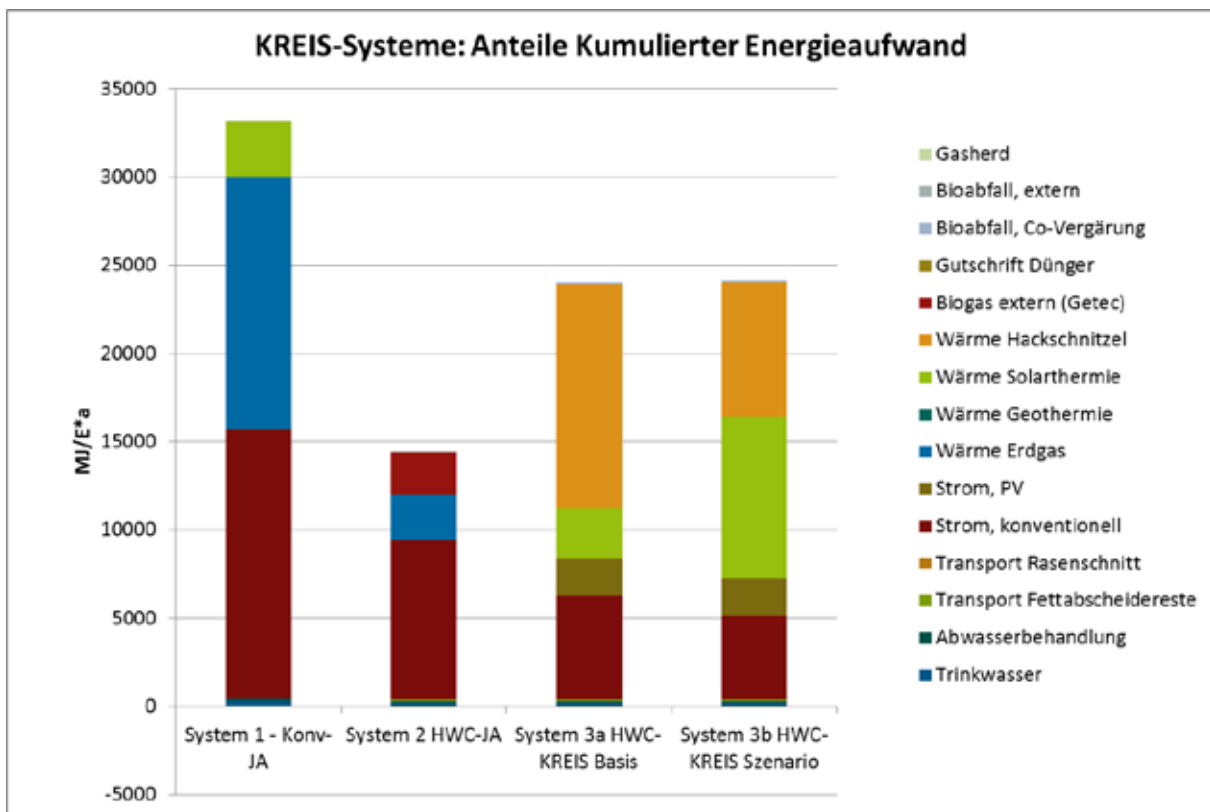


Tabelle 8-8 KREIS-Systeme: Anteile am Kumulierten Energieaufwand

KEA [MJ/Einwohner*Jahr]	System 1 Konv-JA	System 2 HWC-JA	System 3a HWC-KREIS Basis	System 3b HWC-KREIS Szenario
Trinkwasserbereitstellung	2,709E+02	2,102E+02	2,164E+02	2,164E+02
Abwasserbehandlung incl. Mikrogasturbine (HWC- JA, HWC-KREIS)	1,547E+02	8,973E+01	8,973E+01	8,247E+01
Transport Fettabscheidereste		9,805E+01	9,805E+01	9,805E+01
Transport Rasenschnitt		4,011E+00	4,011E+00	4,011E+00
Strom, konventionell	1,526E+04	9,002E+03	5,840E+03	4,740E+03
Strom, PV			2,116E+03	2,116E+03
Wärme Erdgas	1,430E+04	2,593E+03		
Wärme Geothermie			1,923E+01	1,942E+01
Wärme Solarthermie	3,173E+03		2,844E+03	9,167E+03
Wärme Hackschnitzel			1,272E+04	7,595E+03
Biogas extern (Getec)		2,408E+03		
Gutschrift Dünger		-4,288E+01	-4,288E+01	-4,288E+01
Bioabfall, Co-Vergärung		4,472E-01	8,183E+01	8,183E+01
Bioabfall, extern	1,947E+01	1,915E+01		
Gasherd				0
Total	3,318E+04	1,438E+04	2,398E+04	2,408E+04

8.3.3. Kumulierter Energieaufwand, nicht erneuerbar (CED, n.r.)

Beim nicht erneuerbaren Kumulierten Energieaufwand (CED n.r.) werden erneuerbare Energieträger nicht berücksichtigt (vgl. Abbildung 8-6 und Tabelle 8-9). Wie schon beim GWP werden auch hier die Ergebnisse dominiert von der konventionellen Stromerzeugung und der Wärmegewinnung aus Erdgas. Der nicht-erneuerbare Kumulierte Energieaufwand liegt im System 2 HWC-JA 59% niedriger als im konventionellen Vergleichssystem, in den HWC-KREIS-Systemen sogar um 77% (Basis) bzw. 80% (Szenario).

Abbildung 8-6 Ergebnisse: Kumulierter Energieaufwand, nicht erneuerbar (KEA, n.e.)

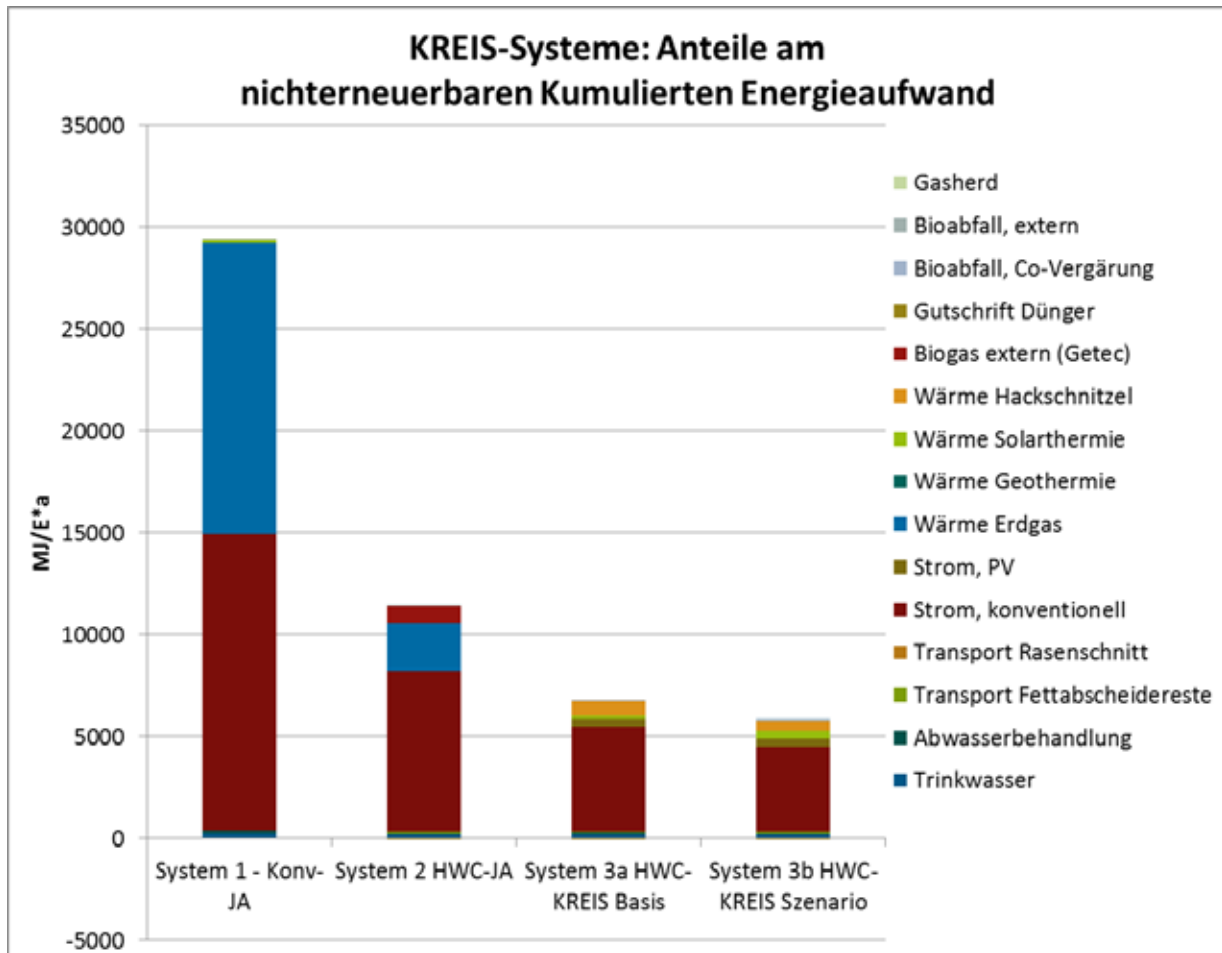


Tabelle 8-9 KREIS-Systeme: Anteile am Kumulierten Energieaufwand, nicht erneuerbar

KEA, n.e. [MJ/Einwohner*Jahr]	System 1 Konv-JA	System 2 HWC-JA	System 3a HWC-KREIS Basis	System 3b HWC-KREIS Szenario
Trinkwasser	2,594E+02	1,842E+02	1,896E+02	1,896E+02
Abwasserbehandlung incl. Mikrogasturbine (HWC-JA, HWC-KREIS)	1,483E+02	7,734E+01	7,732E+01	7,078E+01
Transport Fettabscheidereste		8,798E+01	8,798E+01	8,798E+01
Transport Rasenschnitt		3,599E+00	3,599E+00	3,599E+00
Strom, konventionell	1,454E+04	7,881E+03	5,124E+03	4,166E+03
Strom, PV			3,845E+02	3,845E+02
Wärme Erdgas	1,425E+04	2,364E+03		
Wärme Geothermie			1,670E+01	1,686E+01
Wärme Solarthermie	1,494E+02		1,225E+02	3,948E+02
Wärme Hackschnitzel			7,578E+02	4,526E+02
Biogas extern (Getec)		8,260E+02		
Gutschrift Dünger	0,000E+00	-4,218E+01	-4,288E+01	-4,288E+01
Bioabfall, Co-Vergärung		3,814E-01	6,980E+01	6,980E+01
Bioabfall, extern	1,906E+01	1,716E+01		
Gasherd				
Total	2,937E+04	1,140E+04	6,791E+03	5,793E+03

8.3.4. Versauerungspotenzial (AP)

Auch bei der Versauerung (AP) dominieren die Beiträge aus der konventionellen Stromproduktion und der Wärme aus Erdgas (vgl. Abbildung 8-7 und Tabelle 8-10). Weitere Emissionen, die zur Versauerung beitragen, stammen aus der Verbrennung des Biogases aus der Vergärungsanlage in den Mikrogasturbinen. Vor allem im System System 3b HWC-KREIS Szenario machen sich Emissionen durch die Nutzung von Solarthermieanlagen bemerkbar, die aus dem hohen Verbrauch von Kupfer und Aluminium in der Vorkette stammen. Bei den beiden KREIS-systemen schlagen sich zusätzlich aber auch spezifische Emissionen aus der Bereitstellung von Wärme mittels des mit Holzhackschnitzeln betriebenen BHKWs nieder. Aus diesem Grund liegt das HWC-KREIS-Basis-System bei der Versauerung etwas höher als das System HWC-JA, das Szenario liegt in der gleichen Größenordnung.

Abbildung 8-7 Ergebnisse: Versauerungspotenzial (AP)

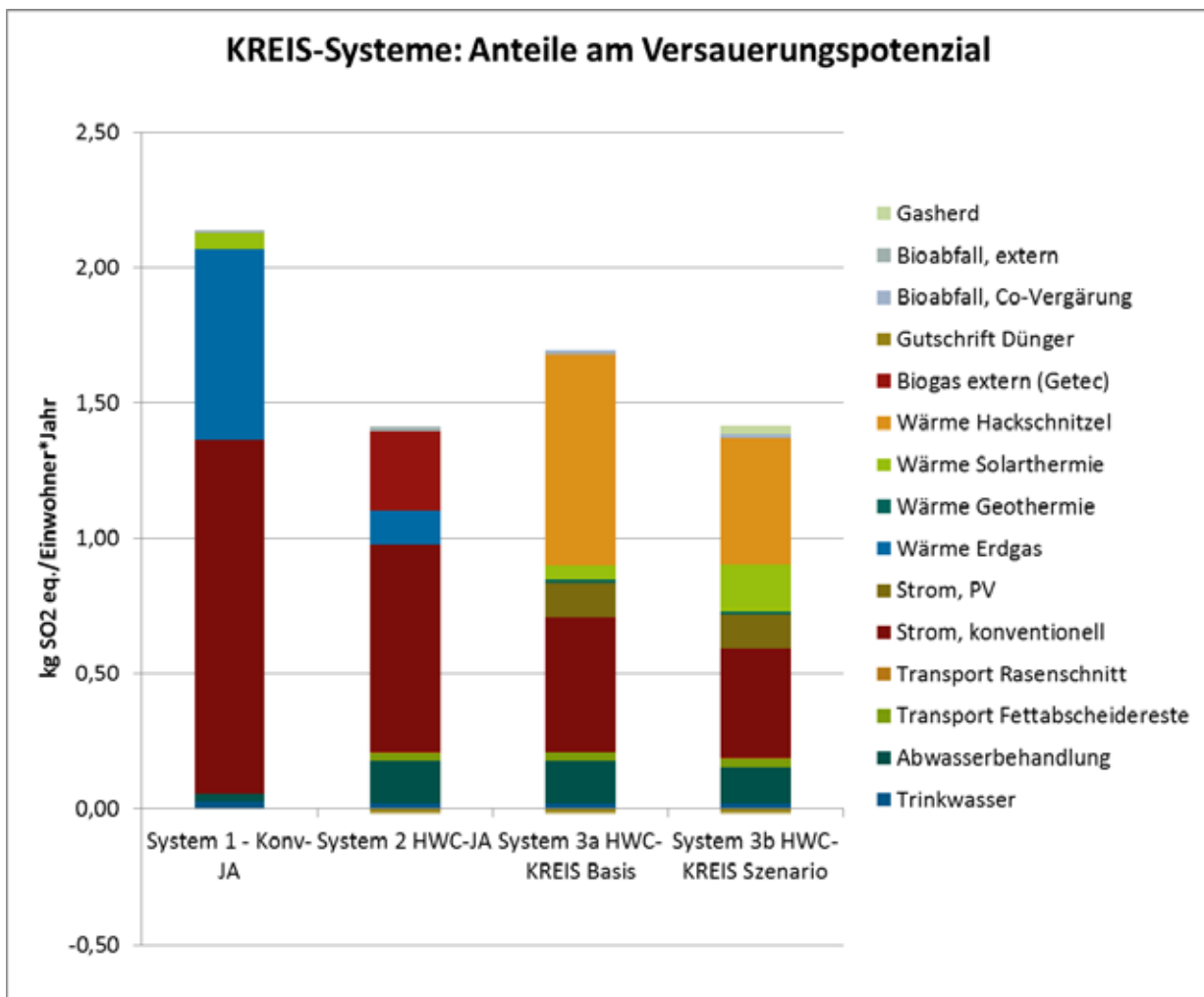


Tabelle 8-10 KREIS-System: Anteile am Versauerungspotenzial

AP [kg SO ₂ -eq./Einwohner*Jahr]	System 1 Konv-JA	System 2 HWC-JA	System 3a HWC-KREIS Basis	System 3b HWC-KREIS Szenario
Trinkwasserbereitstellung	2,739E-02	2,125E-02	2,188E-02	2,188E-02
Abwasserbehandlung incl. Mikrogasturbine (HWC-JA, HWC-KREIS)	3,136E-02	1,566E-01	1,566E-01	1,346E-01
Transport Fettabscheidereste		2,957E-02	2,957E-02	2,957E-02
Transport Rasenschnitt		1,210E-03	1,210E-03	1,210E-03
Strom, konventionell	1,305E+00	7,695E-01	4,992E-01	4,052E-01
Strom, PV			1,260E-01	1,260E-01
Wärme Erdgas	7,031E-01	1,274E-01		
Wärme Geothermie			1,088E-02	1,099E-02
Wärme Solarthermie	6,118E-02		5,483E-02	1,767E-01
Wärme Hackschnitzel			7,782E-01	4,648E-01
Biogas extern (Getec)		2,933E-01		
Gutschrift Dünger		-1,380E-02	-1,380E-02	-1,380E-02
Bioabfall, Co-Vergärung		8,060E-05	1,475E-02	1,475E-02
Bioabfall, extern	1,225E-02	1,205E-02		
Gasherd				2,998E-02
Total	2,140E+00	1,397E+00	1,679E+00	1,402E+00

8.3.5. Eutrophierungspotenzial (EP)

Das Eutrophierungspotenzial (EP) wird im Wesentlichen dominiert von der Kohleverstromung (vor allem Braunkohle), die in die konventionelle Stromproduktion eingerechnet ist (vgl. Abbildung 8-8 und Tabelle 8-11). Geringere Beiträge kommen aus dem Zuckerrübenanbau und aus der Verbrennung der Hackschnitzel sowie aus den Phosphor-Emissionen ins Wasser. Die Unterschiede in den P-Emissionen zwischen dem konventionellen System 1 und der alternativen Systemen 2, 3a und 3b sind unsicher, da die Bilanzierung bisher auf Labordaten bzw. auf Schätzungen beruht. Eine genauere Bewertung kann erst durch die Berücksichtigung gemessener Daten im laufenden Betrieb der Schwarzwasserbehandlungsanlage erfolgen.

Abbildung 8-8 Ergebnisse: Eutrophierungspotenzial (EP)

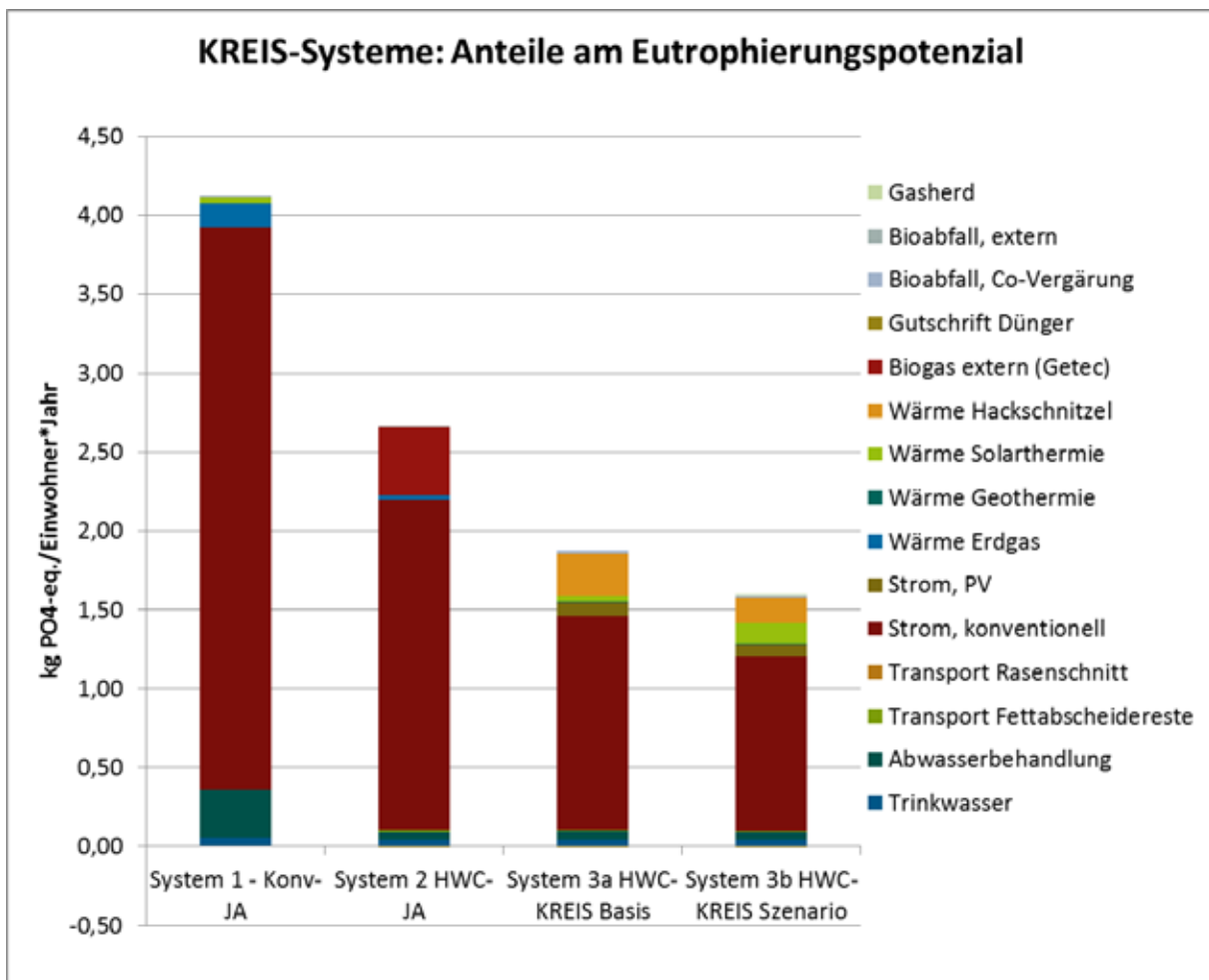


Tabelle 8-11 KREIS-System: Anteile am Eutrophierungspotenzial

EP [kg PO ₄ - eq./Einwohner*Jahr]	System 1 Konv-JA	System 2 HWC-JA	System 3a HWC-KREIS Basis	System 3b HWC-KREIS Szenario
Trinkwasserbereitstellung	5,545E-02	4,302E-02	4,430E-02	4,430E-02
Abwasserbehandlung incl. Mikrogasturbine (HWC- JA, HWC-KREIS)	3,080E-01	4,874E-02	4,874E-02	4,230E-02
Transport Fettabscheidereste		8,005E-03	8,005E-03	8,005E-03
Transport Rasenschnitt		3,275E-04	3,275E-04	3,275E-04
Strom, konventionell	3,559E+00	2,100E+00	1,362E+00	1,106E+00
Strom, PV			7,925E-02	7,925E-02
Wärme Erdgas	1,483E-01	2,688E-02		
Wärme Geothermie			9,231E-03	9,324E-03
Wärme Solarthermie	4,467E-02		4,003E-02	1,290E-01
Wärme Hackschnitzel			2,656E-01	1,587E-01
Biogas extern (Getec)		4,315E-01		
Gutschrift Dünger		-9,781E- 04	-9,781E-04	-9,781E-04
Bioabfall, Co-Vergärung		7,757E-05	1,420E-02	1,420E-02
Bioabfall, extern	8,474E-03	8,335E-03		
Gasherd				7,972E-03
Total	4,124E+00	2,665E+00	1,871E+00	1,598E+00

8.3.6. Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial (POCP)

Bei der Bildung von Photooxidantien (POCP) zeigen ebenfalls die konventionelle Stromerzeugung und die Wärme aus Erdgas die größten Beiträge (vgl. Abbildung 8-9 und Tabelle 8-12). Vor allem im System System 3b HWC-KREIS Szenario machen sich Emissionen durch die Nutzung von Solarthermieanlagen bemerkbar, die aus dem hohen Verbrauch von Kupfer und Aluminium in der Vorkette stammen. Weiterhin ist die Verbrennung der Hackschnitzel relevant. Insgesamt bleibt die Bildung von Photooxidantien in den System 3a und 3b aber etwas niedriger als im System 2 und deutlich niedriger als im konventionellen System 1.

Abbildung 8-9 Ergebnisse: Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial (POCP)

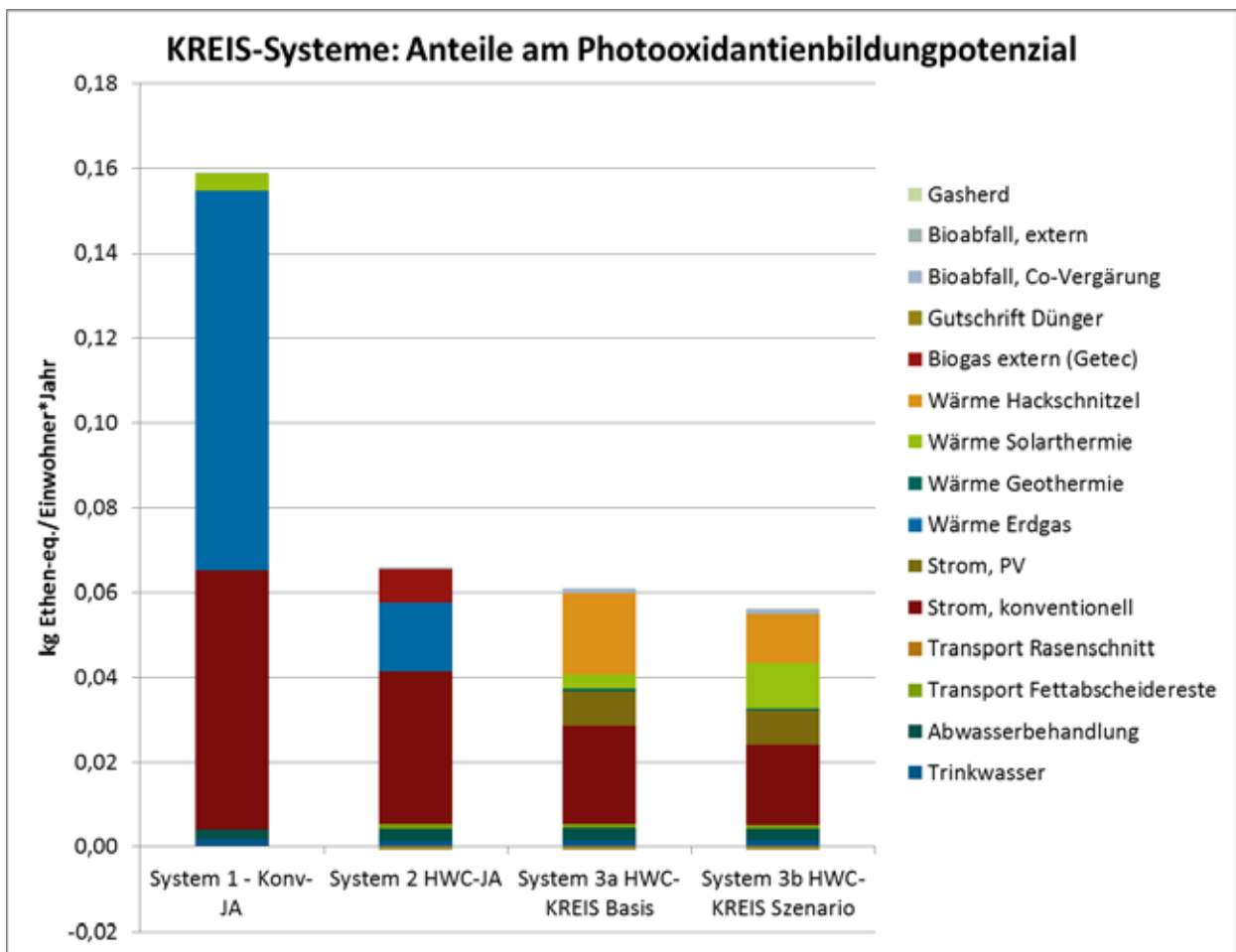


Tabelle 8-12 KREIS-System: Anteile am Photochemischen Oxidantienbildungspotenzial

POCP [kg Ethen-eq./Einwohner*Jahr]	System 1 Konv-JA	System 2 HWC-JA	System 3a HWC-KREIS Basis	System 3b HWC-KREIS Szenario
Trinkwasserbereitstellung	1,814E-03	1,408E-03	1,449E-03	1,449E-03
Abwasserbehandlung incl. Mikrogasturbine (HWC-JA, HWC-KREIS)	2,337E-03	2,975E-03	2,975E-03	2,720E-03
Transport Fettabscheidereste		9,310E-04	9,310E-04	9,310E-04
Transport Rasenschnitt		3,809E-05	3,809E-05	3,809E-05
Strom, konventionell	6,112E-02	3,605E-02	2,339E-02	1,898E-02
Strom, PV			7,983E-03	7,983E-03
Wärme Erdgas	8,968E-02	1,625E-02		
Wärme Geothermie			5,572E-04	5,628E-04
Wärme Solarthermie	3,742E-03		3,353E-03	1,081E-02
Wärme Hackschnitzel			1,920E-02	1,147E-02
Biogas extern (Getec)		7,863E-03		
Gutschrift Dünger		-8,393E-04	-8,393E-04	-8,393E-04
Bioabfall, Co-Vergärung		6,525E-06	1,194E-03	1,194E-03
Bioabfall, extern	2,342E-04	2,304E-04		
Gasherd				1,058E-04
Total	1,589E-01	6,492E-02	6,023E-02	5,540E-02

8.3.7. Verbrauch abiotischer Ressourcen (ADP)

Wie schon das GWP und der KEA werden auch die Ergebnisse beim Verbrauch abiotischer Ressourcen dominiert durch die konventionelle Stromerzeugung und die Wärme aus Erdgas, da in das ADP neben mineralischen auch fossile Ressourcen eingerechnet sind (vgl. Abbildung 8-10 und Tabelle 8-13). Somit zeigt sich in dieser Wirkungskategorie dasselbe Bild wie beim GWP und beim KEA, das System 2 hat klare ökologische Vorteile gegenüber dem konventionellen Ssystem und die beiden KREIS-Systeme 3a und 3b haben einen noch geringeren Verbrauch abiotischer Ressourcen.

Abbildung 8-10 Ergebnisse: Verbrauch abiotischer Ressourcen (ADP)

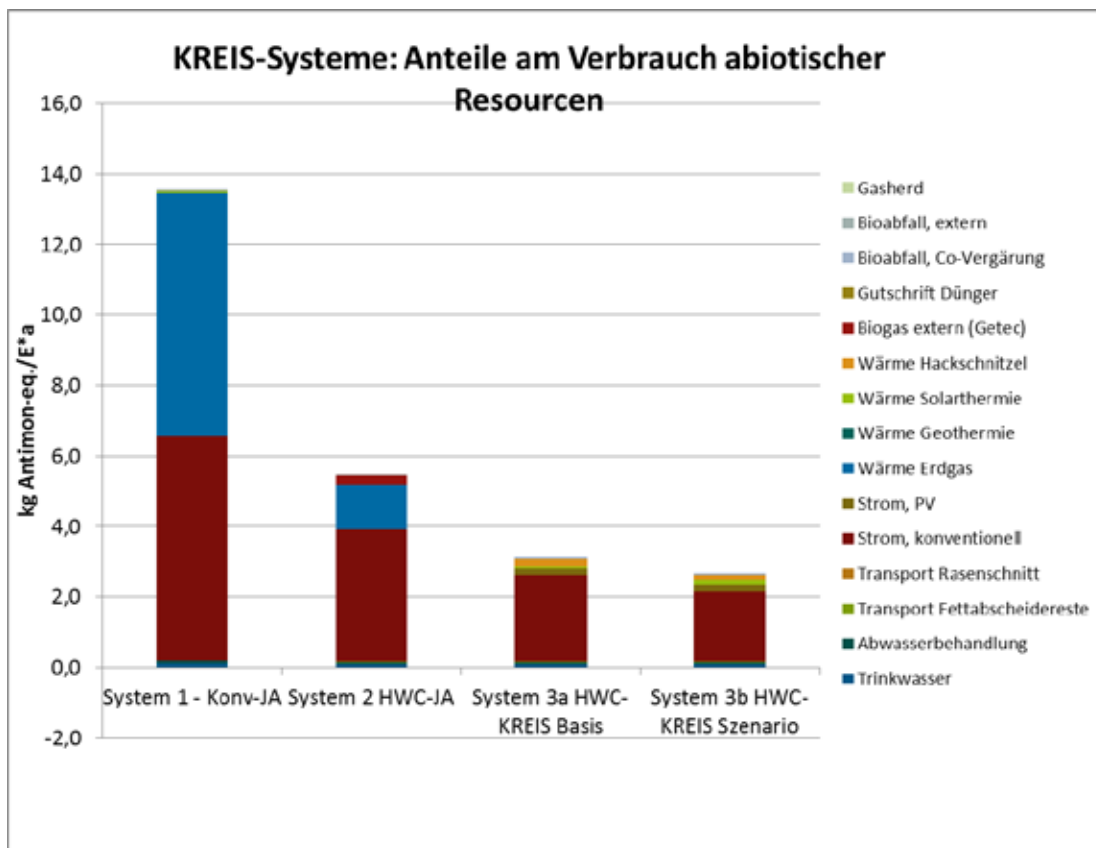


Tabelle 8-13 KREIS-Systeme: Anteile am Verbrauch abiotischer Ressourcen

ADP [kg Antimon-eq./Einwohner*Jahr]	System 1 Konv-JA	System 2 HWC-JA	System 3a HWC-KREIS Basis	System 3b HWC-KREIS Szenario
Trinkwasserbereitstellung	1,165E-01	9,035E-02	9,304E-02	9,304E-02
Abwasserbehandlung incl. Mikrogasturbine (HWC-JA, HWC-KREIS)	6,581E-02	4,299E-02	4,252E-02	3,976E-02
Transport Fettsäureester		4,004E-02	4,004E-02	4,004E-02
Transport Rasenschnitt		1,638E-03	1,638E-03	1,638E-03
Strom, konventionell	6,365E+00	3,755E+00	2,436E+00	1,977E+00
Strom, PV			1,828E-01	1,828E-01
Wärme Erdgas	6,907E+00	1,252E+00		
Wärme Geothermie			7,896E-03	7,976E-03
Wärme Solarthermie	5,299E-02		4,749E-02	1,531E-01
Wärme Hackschnitzel			2,295E-01	1,371E-01
Biogas extern (Getec)		2,722E-01		
Gutschrift Dünger		-1,951E-02	-1,951E-02	-1,951E-02
Bioabfall, Co-Vergärung		1,934E-04	3,538E-02	3,538E-02
Bioabfall, extern	6,581E-02	8,170E-03		
Gasherd				0
Total	1,357E+01	5,443E+00	3,097E+00	2,648E+00

8.3.8. Abbau von Arzneimitteln und Arzneimittelrückständen

Im Arbeitspaket 3.1 wurden Methoden der anaeroben Behandlung zur Elimination von Arzneimittelrückständen erforscht. Aufgrund der geringen Verdünnung der Fäkalien durch Spülwasser sind die Arzneimittelkonzentrationen im Schwarzwasser höher als in konventionellen Systemen. Angesichts der Vielfalt und Komplexität der zu eliminierenden Arzneimittelreststoffe wurde eine Begrenzung der zu untersuchenden Substanzen auf Grundlage einer Literaturstudie und durch Voruntersuchungen vorgenommen. Hierbei wurden zwei Reaktortechnologien (CSTR und UASB) untersucht, die sich in ihrer Verfahrensverlauf stark unterschieden. Bei der CSTR-Technologie befindet sich die anaerobe Biozönose in Suspension. Bei der UASB-Technologie handelt es sich um ein anaerobes Behandlungsverfahren, bei dem die anaerobe Biozönose in Form eines Biofilms im Reaktorsystem vorliegt. Eine genauere Beschreibung der Versuchsbedingungen kann dem Synthesebericht zum KREIS-Verbundprojekt (Giese/Londong (in Vorber.)) entnommen werden.

Bei der CSTR-Technologie wurde die Abbauraten von vier verschiedenen Arzneimittelrückständen untersucht, vgl. Tabelle 8-14.

Tabelle 8-14 CSTR-Reaktor: Abbauraten von Arzneimittelrückständen

Arzneimittelrückstand	Abbauraten [%]
Carbamazepin	13,6
Metformin	43,4
17-alpha Ethinyl- Estradiol	99,9
Metoprolol	39,1

Quelle: Giese/Londong (in Vorber.)

Bei der UASB-Technologie wurden vier verschiedene Reaktoren getestet und die Abbauraten von drei Arzneimitteln untersucht, vgl. Tabelle 8-15.

Tabelle 8-15 UASB-Reaktor: Abbauraten von Arzneimitteln

Arzneimittel	UASB 1	UASB 2	UASB 3	UASB 4
	Abbauraten [%]	Abbauraten [%]	Abbauraten [%]	Abbauraten [%]
Ibuprofen	25,8	23	11,6	11,6
Amoxicillin	76,3	63,5	59,4	49
Diclofenac	91,3	86	78,4	77,4

Quelle: Giese/Londong (in Vorber.)

Bei den Untersuchungen in AP 3.1 wurde festgestellt, dass es bezüglich der Arzneimitteldegradation aus Schwarzwasser substanzspezifisch nur geringfügige Leistungsunterschiede zwischen den beiden Reaktortechnologien CSTR und UASB feststellen ließen. Die vermuteten negativen Effekte einer anaeroben Co- Fermentation auf die Leistungsfähigkeit der Arzneimitteldegradation konnten dabei nicht bestätigt werden Giese/Londong (in Vorber.).

8.4. Zusammenfassung der Ergebnisse der makroökologischen Betrachtung

Wie aus den Ergebnissen der Wirkungsabschätzungen hervorgeht, sind alle untersuchten Systeme, in denen eine innovative Stadtteilentwässerung mit regenerativer Energieerzeugung gekoppelt wird, bezüglich der untersuchten ökologischen Wirkungskategorien vorteilhaft im Vergleich zum konventionellen System.

In den Wirkungskategorien GWP, KEA, n.e., EP, POCP und ADP sind die KREIS-Systeme 3a (HWC-KREIS Basis) und 3b (HWC-KREIS Szenario) aus ökologischer Sicht vorteilhafter im

Vergleich zu System 2 (HWC-JA), in den Kategorien KEA, total und AP weist das System 2 die größten ökologischen Vorteile auf.

Die Trinkwasserproduktion und damit auch die Trinkwassereinsparung durch das innovative System haben kaum Auswirkungen auf die Ökobilanzergebnisse. Auch die eigentliche Abwasserbehandlung – ob konventionell oder innovativ – wirkt sich in den meisten Wirkungskategorien nur wenig aus. Ausnahmen bilden das Versauerungs- und das Eutrophierungspotenzial, wobei die Datenlage hier unsicher ist, da die Berechnungen auf reinen Laborwerten bzw. Schätzungen beruhen. Sobald reale Messwerte aus dem laufenden Betrieb der Schwarzwasserbehandlung zur Verfügung stehen, kann hier eine genauere Bewertung erfolgen.

Bei den meisten Wirkungskategorien stammen die größten Beiträge aus der konventionellen Stromerzeugung und der Wärmegewinnung aus Erdgas. Die ökologischen Vorteile der alternativen Systeme liegen somit vor allem in der innovativen Energieerzeugung.

Bei Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen zur Energiegewinnung sollten auch indirekte Auswirkungen berücksichtigt werden (stoffliche Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen, iLUC, Teller-Tank-Diskussion). Dies sollte im Rahmen der Phase 2 des KREIS-Projekts erfolgen.

Co-Substrate bringen dann ökologische Vorteile, wenn sie bisher nicht genutzt werden, ansonsten sind die Vorteile (z. B. durch geringere Transportdistanzen) eher marginal. Wenn Bioabfälle alternativ ebenfalls vergoren werden, bringt ihre Nutzung als Co-Substrat wegen des hohen Stromverbrauchs der Bioabfallzerkleinerer keine ökologischen Vorteile. Auch die Gutschriften durch den gewonnenen Dünger aus der Schwarzwasservergärung können in den betrachteten Wirkungskategorien nur marginale Verbesserungen bringen.

In Deutschland werden sich die ökologischen Lasten des konventionellen Stroms durch die eingeschlagene Energiewende zukünftig verringern. Bei der Übertragung der Kopplung von regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung auf Städte in anderen Ländern können die ökologischen Vorteile des System je nach dem dortigen unterstellten Strom- und Wärmemix noch deutlicher ausfallen.

Die Ökobilanz ist aus methodischen Gründen nicht geeignet, ökologische Wirkungen durch mangelhaften Abbau von Arzneimitteln und anderen toxischen Stoffen im Schwarzwasser zu bewerten. Die ökologische Optimierung der Energieerzeugung im KREIS-Verbundprojekt war bisher vor allem ausgerichtet auf eine Reduktion von Treibhausgasen. Im weiteren Projektverlauf sollten hier auch andere ökologische Parameter wie AP, EP oder POCP mitberücksichtigt werden.

9. Mikroökologische Auswirkungen

Der folgende Abschnitt geht auf die Untersuchung der mikroökologischen Bewertung ein.

9.1. Relevante mikroökologischer Emissionen im Untersuchungsbereich

Die Entsorgung von häuslichem Abwasser und Abfall sowie die Bereitstellung von Energie kann zu relevanten mikroökologischen Emissionen führen. Diese treten unter anderem in Form von Geräuschen und Gerüchen auf und stellen in Form der mikroökologischen Wirkungskategorien Lärm und Gestank potenzielle Belästigungen dar. Eine weitere mikroökologische Emission stellt die angedachte Einleitung des behandelten Grauwassers in die Rahlau dar.

Die konkreten Emissionsorte im Stadtquartier Jenfelder Au werden im Folgenden detailliert beschrieben.

9.1.1. Vakuumtoiletten, Unterdrucksystem und herkömmliche Toilettensysteme

Die durch Vakuumtoiletten verursachten Schallemissionen entstehen in erster Linie beim Spülvorgang im Zusammenhang mit dem durch das Ansaugventil verursachten Unterdruck. Auch das abfließende Abwasser in den Rohren der Hauswände sowie Prall- und Strömungsgeräusche sind Geräuschquellen. Daneben bestehen Geräusche bei der Nutzung selbst, wie zuklappende Toilettendeckel und Armaturengeräusche, die allerdings in jedem System in vergleichbarem Maße auftreten und daher im Systemvergleich nicht berücksichtigt werden. Tabelle 9-1 stellt Geräuschmessungen dar, die in verschiedenen Bauprojekten, mit unterschiedlichen Bauweisen, mit Unterdrucksystemen und Vakuumtoiletten verschiedener Hersteller durchgeführt wurden.

Tabelle 9-1 Ergebnisse der Geräuschmessungen bei verschiedenen Toilettensystemen

Ergebnisse in dB(A)	Deckel	Maximale dB(A) nach Korrektur der Reflexionen
Deventer (Casa Vita), Jets	geschlossen	91
	offen	95
Sneek, Roediger	geschlossen	102
	offen	104
Sneek, Evac	geschlossen	93
	offen	97
Sneek, Jets	geschlossen	95
	offen	99
Sneek, Roediger + silencer	geschlossen	89
	offen	93
Conventional Dutch toilet	geschlossen	80
	offen	87
Konventionelle Toilette	geschlossen	83
	offen	85
Durchschnittliche Ergebnisse	Ø dB(A) nach Korrektur der Reflexionen	
Vakuum Toilette: Durchschnitt (mit Standardabweichung)	96 (+/-5)	
Konventionelle Toilette: Durchschnitt (mit Standardabweichung)	84 (+/-3)	

Quelle: Telkamp 2008

Es zeigt sich, dass die Vakuumtoiletten im Durchschnitt um 12 dB(A) lauter sind, als konventionelle Toiletten. Zusätzlich ist zu beachten, dass die Dauer der Geräuschbelastung bei Vakuumtoiletten 2-3 Sekunden beträgt, wohingegen diese bei konventionellen Toiletten 30-40 Sekunden andauert. Die Tabelle zeigt auch, dass im Falle Deventer (GB) und Sneek (NL) zwar die gleiche Vakuumtoilette verbaut wurde, die Geräuschmessungen aber zu unterschiedlichen Ergebnissen führten. Als Ursache werden hierbei Unterschiede in der Isolierung der Leitungen, ihrer Installation und der Bauweise vermutet. Somit kann die Geräuschexposition durch die Art der Installation der Rohrleitungen, ihrer Durchmesser und der Beschaffenheit des Mauerwerks beeinflusst und optimiert werden. Bei den hier untersuchten Vakuumtoiletentypen stellt das Modell „Jets“ die beste Variante dar und ist durch den Einbau eines Schalldämpfers (silencer) mit der Spitzengeräuschbelastung einer herkömmlichen Toilette vergleichbar (Telkamp 2008). Ein wesentliches Forschungsergebnis im Verbund macht deutlich, dass der sachgemäße Einbau der Unterdrucksysteme einen wesentlichen Faktor für die spätere Akzeptanz der Bewohnerinnen und Bewohner darstellt, da hierdurch wirkungsvoll Geräuschemissionen bereits durch den sachgemäßen Einbau vermieden werden können. Im Rahmen der Verbundforschung entstand daher auch die Broschüre „Handbuch Unterdruckentwässerung: Ein Leitfaden für die Installation in Gebäuden“ (Oldenburg 2015).

In der Systemvariante HWC-KREIS müssen noch die Geräuschemissionen der Küchenabfallzerkleinerer berücksichtigt werden. Diese Emissionen stehen im Zusammenhang mit der Menge der Bioabfälle. Die Bioabfälle werden durch den Zerkleinerer für die Erfassung im Vakuum- und Schwarzwassersystem vorbereitet. Zur Herstellung der Nutzengleichheit, müssen im Referenzsystem Konv-JA und HWC-JA Geruchs- und Geräuschemissionen berücksichtigt werden, die mit der Sammlung und dem Abtransport der Bioabfälle im Quartier zusammenhängen. Zusätzlich wird hier weiterer Verkehrslärm emittiert, die mit der Abholung der Bioabfalltonnen zusammenhängen (Systemerweiterung um die Abholung von Bioabfall).

9.1.2. Biogasanlage und BHKW auf dem Betriebsgelände

Der Betrieb der Biogasanlage und der Mikrogasturbinen ist eine weitere potenzielle Quelle für Geräusch- und Geruchsemissionen. Diese entstehen sowohl im Normalbetrieb (durch Motoren, Kühlaggregate, Auffüllen der Silos, Fahrzeuge auf dem Betriebsgelände), wie auch im Falle von Störungen, Wartungs- und Reparaturarbeiten (durch Methanschlupf, sonstige Luftverunreinigungen durch Abbrennen der Gasfackel, zusätzlicher Verkehrslärm). Regelmäßige Geräusch- und Geruchsemissionen sind durch die tägliche Anlieferung der Co-Substrate, wie Rasenschnitt und Fettabscheiderreste zu erwarten. Schließlich können Belästigungen durch Entnahme und Abtransport der Gärreste entstehen.

Beim Referenzsystem (Konv-JA) können in diesem Zusammenhang keine mikroökologischen Belastungen berücksichtigt werden, da für Wärme- und Elektrizitätsversorgung lokal keine Emissionen einwirken, sondern diese am Ort ihrer Entstehung, also abseits des Baugebiets entstehen.

9.2. Geräusche

Lärm wird als Umweltbelastung Nummer eins angesehen. Insbesondere der Verkehrslärm aus Auto-, Schienen- und Flugverkehr gehören hier zu den wichtigsten auralen Emissionsquellen (Babisch 2011). In der Definition der WHO wird Lärm als „ein unerwünschtes Geräusch betrachtet, das sich nachteilig auf Gesundheit und Wohlbefinden von Einzelnen oder ganzen Populationen auswirken kann“ (WHO, 1980). Zwischen Geräuschen als physikalisch-akustische Größen und Lärm als psycho-akustischem Begriff muss unterschieden werden. Ersteres beschreibt das Phänomen der Geräusche als physikalische Erscheinung, letzteres setzt sich mit den subjektiven Bestimmungsgründen der Lärmerfahrung auseinander.

9.2.1. Physikalisch-akustische Geräusche

Geräusche sind Schallereignisse, die sich durch physikalische Größen beschreiben, analysieren und messen lassen. Zentrale Begriffe sind hierbei

- die Zahl der Schwingungen der Schallwelle pro Sekunde (die Frequenz, ausgedrückt in Hertz),
- der durch die Schallwelle erzeugte Wechseldruck mit dem bestehenden Luftdruck (der Schalldruck, ausgedrückt in Pascal),
- die Schallenergie, die pro Sekunde senkrecht durch eine Fläche (z.B. 1 m²) hindurchströmt (die Schallintensität, ausgedrückt in Watt pro Quadratmeter)
- die durch eine Schallquelle als Luftschall abgegebene akustische Leistung (die Schalleistung, ausgedrückt in Watt)¹³.

Gleiche physikalische Größen von Geräuschemissionen besitzen sehr unterschiedliche Wirkungen auf den Menschen. Erst wenn bestimmte Grenzwerte überschritten werden, können eindeutige Wirkungen auf die menschliche Gesundheit festgestellt werden (WHO 2011). Die meisten Grenzwerte beziehen sich hierbei auf die Lärmindikatoren L_{DEN} (DEN = day, evening, night) und auf den L_{Night}.¹⁴ Der L_{DEN} steht für einen über das Jahr gemittelten energie-äquivalenten Dauerschallpegel (Leq) in dB(A), der die Belastung über 24 Stunden angibt und Lärmereignisse der Abend- und Nachtstunden mit 5 bzw. 10 dB(A) stärker gewichtet. Im energie-äquivalenten Dauerschalldruckpegel Leq werden Intensität, Dauer und Häufigkeit der Schallereignisse berücksichtigt und dient dazu, die Lärmbelastung über einen Zeitraum anzugeben.¹⁵

9.2.2. Mess- und Berechnungsmethoden für Geräusche

In Abhängigkeit von Geräuschquelle und Immissionsort sind durch Vorschriften unterschiedliche Berechnungsverfahren und Messmethoden gültig. Für Schallschutzmaßnahmen (Lärmvorsorge, Lärmsanierung und Lärminderungsmaßnahmen) gegen Verkehrslärm sind nach 16. BImSchV in erster Linie Berechnungsverfahren anzuwenden, da Messungen immer von den jeweils vorherrschenden Randbedingungen (beispielsweise Witterungseinflüsse, Hintergrundgeräusche etc.) beeinflusst werden¹⁶.

Für die Geräuschemissionen von Anlagen (z.B. BHKW) sind die Vorgaben der „Technischen Anleitung zum Schutz gegen Lärm“ (TA Lärm) maßgeblich. Der Beurteilungspegel wird entsprechend den spezifischen Randbedingungen für den maßgeblichen Immissionsort prognostiziert oder gemessen. Im Beurteilungspegel wird der immissionswirksame Schalleistungspegel der Anlage, unter bestimmten Umständen auch der umgerechnete Schalldruckpegel unter Hinzurechnung von Zu- oder Abschlagsfaktoren für Hintergrundgeräusche, meteorologische Korrekturen, Tageszeit etc., erfasst (TA-Lärm). Bei der Messung des Schallpegels von BHKWs ist allerdings zu beachten, dass die schalltechnische Prognose i.d.R. nur A-bewertet durchgeführt wird, d.h. innerhalb einer Schallpegelmessung bis 60 dB liegt, in Abhängigkeit vom Schallpegel.

Je nach Art der eingesetzten Motoren und Kühlaggregate emittieren BHKW jedoch auch einen tieffrequenten Schall von 50-100 Hz (TLUG 2013). Aus diesem Grund ist es unter Umständen zusätzlich erforderlich, auch den tieffrequenten Schall nach DIN 45680 zu prognostizieren. Nach

¹³ www.uni-due.de/ibpm/BauPhy/Schall/indexschall.htm, abgerufen am 02.05.2014

¹⁴ der L_{DEN} wurde durch die EU-Richtlinie 2002/49/EG eingeführt

¹⁵ www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/laerm/schalldruckpegel, abgerufen am 02.05.2014

¹⁶ www.bmub.bund.de/themen/luft-laerm-verkehr/laermenschutz/laermenschutz-im-ueberblick/laermmessung-laermberechnung/, abgerufen am 02.05.2014

TA Lärm Nr. 7.3 ist für Geräusche, die vorherrschende Energieanteile im Frequenzbereich unter 90 Hz besitzen (tieffrequente Geräusche), im Einzelfall und nach den örtlichen Verhältnissen zu beurteilen, ob von ihnen schädliche Umwelteinwirkungen ausgehen.

Auf europäischer Ebene hat der Rat der Europäischen Union mit der Richtlinie 2002/49/EG einen einheitlichen Standard für die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm festgeschrieben. Im Zusammenhang mit der „Vorläufigen Berechnungsmethode zur Ermittlung der Belastetenzahlen durch Umgebungslärm“ (VBEB 2007) wurden weitere Berechnungs- und Messmethoden vereinheitlicht.

9.2.3. Psycho-akustischer Lärm und Dosis-Wirkungs-Relationen

Der Begriff Lärm ist ein psycho-akustischer Begriff und bezieht sich auf die Wirkung von Schallereignissen. Das bedeutet, nicht jedes Geräusch wird als Belästigung oder Störung wahrgenommen, es kommt auf die subjektive Wahrnehmung der Personen an.

In der Regel stellt tatsächlich die Lautstärke eines Geräuschs eine wichtige Ursache dafür dar, ob ein Geräusch als störend und lästig empfunden wird. Den Grad der Lästigkeit, also die Empfindung einer Störung durch ein Hörereignis hängt allerdings neben dem Schalldruckpegel auch von der Schärfe, der Tonhaltigkeit, der Rauigkeit sowie von der Impulshaltigkeit ab (UBA 1990).

Untersuchungen zur Wahrnehmung und Wirkung von Lärmereignissen bei gleichem Schalldruckpegel, Rauigkeit, Schärfe usw. weisen starke Varianzen der Ergebnisse auf. Untersuchungen in Meta-Studien haben gezeigt, dass nur zwischen 15-30% der Störwirkung auf die tatsächliche physikalische Exposition rückzuführen sind (UBA 2010).

Somit besteht die Annahme, dass situative, personale und soziale Faktoren die Störwirkungen maßgeblich beeinflussen. Wichtige Einflussfaktoren auf Lästigkeitsurteile, welche sich aus Umfragen ergeben haben, sind hierbei u.a.

- individuelle Lärmempfindlichkeit,
- Zeitpunkt des Auftretens (Tag/Nacht),
- die aktuell ausgeübte Tätigkeit,
- Einstellung zur Lärmquelle,
- Ausgeliefertsein gegenüber der Störung (UBA 2010).

Trotz der subjektiv unterschiedlichen Lärmwirkungen wurden Dosis-Wirkungs-Relationen zwischen Expositionsindikatoren und Wirkungsendpunkten durch Labor- und Feldstudien, sowie durch Meta-Studien hergeleitet. Wichtige Lärmwirkungen sind

- Kommunikationsstörungen,
- Schlafstörungen,
- Leistungsbeeinträchtigungen,

bei höheren Dosen auch gesundheitliche Schäden, wie

- Hörschäden,
- Bluthochdruck und
- Herz-Kreislaufkrankungen (Babisch, 2011).

Sowohl das bewusste Erleben von Lärm als auch die unbewusste Verarbeitung von Schallsignalen im Organismus können Auslöser für Körperreaktionen sein. „Im Schlaf zeigen zum Beispiel auch diejenigen Personen vegetative Veränderungen (Herzfrequenz, Blutdruck) als Reaktion auf einzelne Schallereignisse, die am nächsten Morgen sagen, der Lärm hätte sie nicht gestört“ (Babisch 2011). Somit gilt, dass auch bei Gewöhnungseffekten in Bezug auf Lärm ein Dosis-Wirkungszusammenhang besteht, und gesundheitliche Reaktionen in Bezug auf bestimmte Expositionen unterstellt werden können.

Grenzwerte legen einen bestimmten Zustand fest, der anhand von nachweisbaren Indikatoren festgestellt werden kann. Wenn Grenzwerte überschritten werden, besteht die Möglichkeit, dass bestimmte Zustände eintreten, die gesellschaftlich nicht erwünscht sind oder bei mittel- bis langfristigem Überschreiten zu größeren, möglicherweise auch irreversiblen Schädigungen führen.

Unterschieden werden muss zwischen gesetzlichen Grundlagen, die vom Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) vorgegeben werden und Richtlinien der Industrie, die vor allem den Stand der Technik widerspiegeln (VDI-Richtlinien, DIN-Normen). Die für Immissionen maßgeblichen konkretisierenden gesetzlichen Ausführungsvorschriften sind in der Technischen Anleitung zur Luftreinhaltung (TA-Luft) sowie der Technischen Anleitung zum Schutz gegen Lärm (TA-Lärm) festgeschrieben. Grenzwerte für Geruchsbelästigungen werden in der „Geruchsimmisions-Richtlinie – Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmisionen“ (GIRL) geregelt.

9.2.4. Grenzwerte zum Schallschutz

Gesetzesgrundlagen für den baulichen Schallschutz sind die Landesbauordnungen der einzelnen Bundesländer. Diese fordern einen ausreichenden Schallschutz im Gebäude.

9.2.4.1. Grenzwerte für Wohngebäude

Anforderungen und Hinweise zur Ausführung enthält die DIN 4109 „Schallschutz im Hochbau“. Sie regelt die Mindestanforderungen an den Schutz gegen Luft- und Trittschallübertragung zwischen fremden Wohn- und Arbeitsräumen im Hochbau. Hierfür wurden für Wasserinstallationen im Haus bestimmte Schalldruckpegel festgelegt, die in schutzbedürftigen Räumen (Wohn-, Schlaf- und Arbeitsräume) nicht überschritten werden dürfen (Tabelle 9-2).

Tabelle 9-2 Grenzwerte für Lärm im Hochbau

	Art des schutzbedürftigen Raums	
Geräuschquelle	Wohn- und Schlafräum	Unterrichts- und Arbeitsraum
Wasserinstallationen (Wasserversorgung und Abwasser- anlagen gemeinsam)	$L_{In} \leq 30 \text{ dB(A)}^{17,18}$	$L_{In} \leq 35 \text{ dB(A)}$

Quelle: DIN 4109

¹⁷ „Einzelne, kurzzeitige Spitzen, die beim Betätigen der Armaturen und Geräte [...] (Öffnen, Schließen, Umstellen, Unterbrechen u. a.) entstehen, sind z. Z. nicht zu berücksichtigen.“ [DIN 4109]

¹⁸ Installations-Schallpegel L_{In} : Es handelt sich hierbei um den durch die vorhandene Sanitärinstallation im schutzbedürftigen Raum hervorgerufenen Schalldruckpegel, der zur Vereinheitlichung der raumakustischen Verhältnisse auf eine äquivalente Schallabsorptionsfläche von 10 m^2 bezogen wird (vgl. Akustik kompakt 16, 2007).

Werden die in der DIN-Norm aufgeführten Regelungen eingehalten, so ist der Mindestschallschutz vor unzumutbaren Belästigungen gewährleistet. Darüber hinausgehender Schallschutz wird in der VDI Richtlinie 4100 durch höhere Grenzwerte definiert (Tabelle 9-3) und kann privatrechtlich zwischen Bauherr und Bauträger vereinbart werden. Die Schallschutzstufe I entspricht hierbei der DIN 4109.

Tabelle 9-3 Grenzwerte für erweiterten Schallschutz in Wohngebäuden

Schallschutzstufe	Wohnung in Mehrfamilienhäusern	Wohnungen in Doppel- und Reihenhäusern	Eigener Wohnbereich
	Wohnung in Mehrfamilienhäusern	Wohnungen in Doppel- und Reihenhäusern	Eigener Wohnbereich
SSt I	30 dB(A)	30 dB(A)	30 dB(A)
SSt II	30 dB(A)	25 dB(A)	30 dB(A)
SSt III	25 dB(A)	20 dB(A)	30 dB(A)

Quelle: VDI 4100

9.2.4.2. Grenzwerte für Biogasanlage und BHKW

Als Grenzwerte für die Beurteilung der Geräuschemissionen werden für beide Anlagen die Richtwerte der TA Lärm herangezogen. Diese schreibt für Anlagen einen Immissionsrichtwert für den Beurteilungspegel für Immissionsorte außerhalb (Tabelle 9-4) und innerhalb (Tabelle 9-5) von Gebäuden vor.

Tabelle 9-4 Immissionsrichtwerte für Anlagen für Immissionsorte außerhalb von Gebäuden

Gebiet	Beurteilungspegel in dB(A)
Kerngebieten, Dorfgebiet und Mischgebiet	Tags: 60
	Nachts: 45
Allgemeinen Wohngebieten und Kleinsiedlungsgebieten	Tags: 55
	Nachts: 40
Reine Wohngebiete	Tags: 50
	Nachts: 35 ¹⁹

Quelle: TA-Lärm

Tabelle 9-5 Immissionsrichtwerte für betriebsfremde schutzbedürftige Räume

Raum	Beurteilungspegel in dB(A)
Wohn-, Schlaf-, Arbeitsraum	Tags: 35

¹⁹ Einzelne kurzzeitige Geräuschspitzen dürfen die Immissionsrichtwerte am Tage um nicht mehr als 30 dB(A) und in der Nacht um nicht mehr als 20 dB(A) überschreiten

Nachts: 25 ²⁰

Quelle: TA-Lärm

9.2.5. Zusammenfassung

Wie beschrieben hängen Dosis-Wirkungs-Relationen von Geräuschen ab von verschiedenen sozialen Moderatoren. Daher ist „ein über 24 Stunden akkumulierter Dosiswert [wie den LDEN] nicht zielführend.“ (Babisch, 2011) Dieser führe zu höchst unterschiedlichen Bewertungen. In breit angelegten Meta-Studien konnten Expositionsmaße für Verkehrslärm gefunden werden, die Zusammenhänge zwischen Lärmbelastung und Lärmwirkungen herstellen konnten und Vorhersagen zu lärmbedingten gesundheitlichen Wirkungen zulassen (BAFU 2011, WHO 2011). Allerdings sind diese für die vorliegende Fragestellung nicht darstellbar.

Weder die DIN 4109, noch die VDI Richtlinie 4100 stellen derzeit Anforderungen an kurzzeitige Geräuschspitzen, die u.a. beim Betätigen der Armaturen und durch sogenannte Nutzergeräusche entstehen. Der Schalldruckpegel in schutzbedürftigen Räumen darf beim eigentlichen Spülvorgang kurzzeitig über die festgelegten Grenzwerte gehen. Diese kurzzeitigen Spitzen könnten jedoch zu einer erheblichen Belästigung der anderen Bewohner führen. Die hier beschriebenen Normen greifen nicht für das Problem der Lärmbelastigung durch einzelne Geräuschspitzen wie bei Vakuumtoiletten. Aus diesem Grund müssen die Störungen, die vom Lärm der Toilettenspülung ausgehen, durch ein anderes methodisches Vorgehen bewertet werden.

9.3. Geruch

Gerüche aus Anlagen zählen heutzutage zu den häufigsten Belästigungsarten. Auch wenn Vorkehrungen gegen alle definierten Luftschadstoffe getroffen wurden, kann es durch Gerüche noch zu erheblichen Belästigungen der Anwohner kommen.

9.3.1. Wirkungen von Gerüchen

Zu Geruchsstoffen gehören mehrere tausend Einzelsubstanzen, die trotz struktureller Unterschiede die gleichen Geruchsempfindungen auslösen können oder trotz ähnlicher Strukturen völlig verschiedene Empfindungen. Gerüche bestehen meist aus Gemischen dieser Einzelsubstanzen, sodass sich einzelne Komponenten beeinflussen oder überlagern können. Aus diesen Gründen ist es fast nicht möglich, Geruchsempfindungen chemisch-analytisch zu erfassen. Stattdessen müssen mit Hilfe von Probanden Geruchstests durchgeführt werden. Diese Tests können sowohl quantitative als auch qualitative Ergebnisse liefern. Die qualitative Bewertung von Gerüchen hängt ab von subjektiven Faktoren (BLfU 2005), wie

- persönlichen Erfahrungen,
- Erinnerungen,
- Alter,
- Gesundheit oder
- physischer und psychischer Verfassung der Probanden

Die Frage, ob ein Geruch belästigend ist oder nicht, hängt unter anderem auch von seiner Qualität, seiner Intensität, der Hedonik (angenehm, unangenehm), dem Rhythmus der Einwirkung, der Nutzung des beeinträchtigten Gebietes ab. Für größere Personengruppen ist daher die Geruchshäufigkeit ein guter Indikator für die Belästigung (GIRL 2008).

²⁰ Einzelne kurzzeitige Geräuschspitzen dürfen die Immissionsrichtwerte um nicht mehr als 10 dB(A) überschreiten.

Geruchsreize wirken als Signal für erhöhte Aufmerksamkeit und rufen physiologische Reaktionen (z.B. Stressreaktionen) hervor. Gerüche können außerdem zu einer wahrgenommenen Gesundheitsbeeinträchtigung durch verminderte Luftqualität führen. Bisher wurden allerdings keine unmittelbar krankmachenden Wirkungen von Gerüchen festgestellt, daher konzentriert sich die Bewertung vor allem auf die Belästigung, die von ihnen ausgeht.

9.3.2. Grenzwerte für Gerüche

Gemäß §3 des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchG 2002) fallen Gerüche in die Kategorie erheblicher Belästigungen, „sofern sie durch Art, Ausmaß oder Dauer der Exposition geeignet sind, eine Belästigung oder Nachteile für die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft herbeizuführen“ (BImSchG 2002).

Um eine Aussage über die Erheblichkeit der Belästigung treffen zu können, wurde in der Geruchsimmissionsrichtlinie die akzeptable Häufigkeit von Gerüchen definiert. Um eine Beurteilung zu ermöglichen müssen die Gerüche nach ihrer Herkunft aus Anlagen erkennbar und klar abgrenzbar gegenüber anderen Gerüchen (aus dem Verkehr, Vegetation etc.) sein (GIRL 2008). Eine Geruchsimmission ist dabei als erhebliche Belästigung zu bewerten, wenn die angegebenen Immissionswerte für verschiedene Nutzungsgebiete überschritten werden (Tabelle 9-6). Bei den Immissionswerten handelt es sich um relative Häufigkeiten der Geruchsstunden. Als Geruchsstunde gilt dabei, wenn der Proband innerhalb von zehn Minuten mindestens sechs Einzelbeurteilungen mit Gerüchen feststellt, die vom untersuchten Betrieb ausgehen.

Tabelle 9-6 Grenzwerte für die Häufigkeit von Geruchswahrnehmungen²¹

Wohn-/Mischgebiete	Gewerbe-/Industriegebiete	Dorfgebiete
10%	15%	15%

Quelle: GIRL 2008

Wissenschaftliche Erkenntnisse belegen, dass mit der Geruchshäufigkeit eine sachgerechte und hinreichend genaue Beschreibung des Belästigungsgrades von Anwohnerinnen und Anwohnern möglich ist (GIRL 2008). Zudem bietet dieses Vorgehen den Vorteil, dass der subjektive Charakter der Geruchsbelästigung weitgehend berücksichtigt wird.

Biogasanlagen und BHKW können Quellen für erhebliche Geruchsbelästigungen sein. Mögliche Emissionsquellen von Biogasanlagen bzw. BHKW entlang der Prozesskette können sein (siehe Lahl&Lahl 2010):

- Anlieferung und Lagerung der Substrate
- Gasreinigung: Methanschlupf
- Betriebsweise (Teillastbetrieb, Fahrweise des Gasspeichers, Substratversorgung)
- Stillstand, Wartung, Reparatur: Überdrucksicherung: Methan, Fackel: andere
- Lagerung Gärrückstände: Geruch, Ammoniak, Methan

Biogasanlagen einschließlich BHKW benötigen, sofern sie eine Feuerungswärmeleistung von 50 Megawatt oder mehr vorweisen, eine Genehmigung nach BImSchG²². Auch als nicht-genehmigungsbedürftige Anlage muss der Betreiber der Anlage nach § 22 BImSchG schädliche

²¹ Diese Immissionsgrenzwerte sind nur anwendbar im Zusammenhang mit der Ermittlung nach GIRL 2008 Nummer 4.

²² entweder als Anlage nach Ziffer 1.4. des Anhangs der 4. BImSchV oder als Nebenanlage zu einer nach BImSchG genehmigungsbedürftigen Anlage (BImSchV).

Umwelteinwirkungen verhindern, die nach dem Stand der Technik vermeidbar sind oder nach dem Stand der Technik nicht vermeidbare schädliche Umwelteinwirkungen, auf ein Mindestmaß beschränken (BImSchG).

Die TA Luft schreibt bei genehmigungsbedürftigen Anlagen bestimmte (an)organische Substanzen als Emissionsgrenzwerte vor (TA Luft):

- Schwefelwasserstoff 15 g/h bzw. 3 mg/m³
- Ammoniak 150 g/h bzw. 30 mg/m³
- flüchtige organische Stoffe (vgl TA Luft Anhang 4) 0,50 kg/h bzw. 50 mg/m³

9.3.3. Zusammenfassung

Werden die Grenzwerte der GIRL und TA-Luft bei Planung und Bau der Anlagen eingehalten, so besteht nach Stand der Wissenschaft und Technik kein Anhaltspunkt für eine erhebliche Belästigung oder eine gesundheitliche Gefährdung. Jedoch können in der Praxis Emissionen unterhalb dieser Schwelle dennoch Lästigkeitsurteile der Bewohnerinnen und Bewohner die Akzeptanz des Quartiers einschränken, da hier insbesondere subjektive Wahrnehmungen das Urteil beeinflussen.

Diese können im Rahmen ökologischer Bewertungsmethoden nicht über eine begleitende Bewertung der lokalen Emissionen erfasst werden, sondern nach Abschluss der Bauvorhaben bzw. bei Einzug der Bewohnerinnen und Bewohner im Rahmen der abschließenden Nachhaltigkeitsbewertung im Bereich Soziales.

9.4. Einleitung behandeltes Grauwasser in Vorfluter

Die Systemvarianten HWC-JA und HWC-KREIS setzen die getrennte Erfassung und Behandlung von Grau- und Schwarzwasser um, wobei jeweils unterschiedliche Verfahren geplant sind. Hierbei wird jeweils das durch verschiedene Verfahren geklärte Grauwasser in einen Vorfluter eingeleitet. Zu prüfen ist nun, welche ökologischen Auswirkungen durch die Einleitung des Grauwassers zu berücksichtigen sind, welche Messverfahren für die Prüfung heran zu ziehen sind und welche Kriterien für die Gewässergüte erhoben werden müssen. Für die mikroökologische Bewertung ist zu prüfen, welche Auswirkungen mit der Zuleitung verbunden sind. Für die Bewertung werden Vorschriften untersucht, die relevanten Grenzwerte und der Stand der Technik beschrieben.

9.4.1. Einleitung in Vorfluter (verschiedene Systemvarianten)

Die Tabelle 9-7: zeigt eine Übersicht der Systemvarianten bezogen auf die Einleitung von Ab- bzw. Grauwasser in einen Vorfluter. Für die Systemvarianten HWC-JA und HWC-KREIS wird der geregelte Eintrag von gereinigtem Grauwasser in den Vorfluter betrachtet.

Tabelle 9-7: Systemvarianten nach Grauwasserbehandlungsverfahren

Grauwasserbehandlung nach Varianten	Grauwasser Behandlungsverfahren
Mischwasserkläranlage (keine getrennte Erfassung und Behandlung von Schwarz- und Grauwasser) (Konv-JA)	Abwasser wird zusammen mit Niederschlagswasser erfasst und nach rechtlicher Maßgabe (Kläranlagenverordnung, Trinkwasserverordnung, Lebensmittelrecht etc.) geklärt, bei starken (plötzlichen bzw. dauerhaften) Niederschlägen reicht die Kapazität der Kläranlage nicht mehr aus und es kann zum unregelmäßigen Abwassereintrag in den Vorfluter kommen.

Behandlung Grauwasser (HWC-JA):	Grauwasserbehandlung über speziell modifizierten Tropfkörper, Nachklärung über P-Fällung und Mikrofiltration, Abscheidung Primär- und Überschussschlämme zur Anaerobanlage (hier CSTR), Ableitung in die Rahlau.
Behandlung Grauwasser (HWC-KREIS):	Grauwasservorbehandlung über Sedimentation mit Mikrosiebung, Behandlung durch P-Fällung und Mikrofiltration, Ableitung in die Rahlau (bzw. Nutzung des gereinigten Grauwassers als Brauchwasser)

Quelle: eigene Darstellung

Da die Systemvarianten HWC-JA und –KREIS über eine getrennte Erfassung von Niederschlagswasser über ein spezielles Regenwassersiel verfügen, kann hier der Fall des unregelmäßigen Eintrags von Abwasser, vermischt mit Niederschlagswasser bei starken Regenfällen ausgeschlossen werden.

9.4.2. Rechtliche Maßgaben und Definitionen

Abwasser ist nach §54 WHG definiert als

„ 1. das durch häuslichen, gewerblichen [...]Gebrauch in seinen Eigenschaften veränderte Wasser [...] sowie

2. das von Niederschlägen aus dem Bereich von bebauten oder befestigten Flächen gesammelt abfließende Wasser (Niederschlagswasser).“ (§54 (1) WHG)

Die Einleitung von behandeltem Grauwasser und Niederschlagswasser in den Vorfluter (Rahlau) stellt eine Benutzung eines Oberflächengewässers nach §9 (1), 4. WHG dar. Für diese Benutzung ist nach §10 WHG die wasserrechtliche Erlaubnis einzuholen, die für die Jenfelder Au beim Bezirksamt Wandsbek zu beantragen und einzuholen ist.²³

Zentrales Gebot der Bewirtschaftungspläne ist, dass die Gewässergüte verbessert werden soll (Verbesserungsgebot) und die Gewässergüte durch anthropogene Einflüsse nicht verschlechtert werden darf (Verschlechterungsverbot) (§27ff. WHG). Für die Einleitung von Abwässern aus Kleinkläranlagen, mit einer Kapazität von weniger als 150 EW²⁴ in Oberflächengewässer gilt die Globalrichtlinie D1/99.²⁵

Die Ableitung von Niederschlagswassers in den Vorfluter könnte nach §25 WHG als Gemeingebrauch gelten und wäre eine erlaubnisfreie Gemeinnutzung, allerdings unter der Einschränkung, dass „es keine schädlichen Bestandteile enthält und nicht mittels gemeinsamer Anlagen abgeleitet wird.“ (Erlaubnisverfahren, siehe FN 23). Die betrachteten dezentralen Varianten beinhalten ein separates Regenwassersiel, welches die gesammelten Niederschläge der befestigten Flächen in den Vorfluter führt und somit der Maßgabe des erlaubnisfreien Gemeingebrauchs nicht entspricht.

Die wasserrechtliche Erlaubnis wird befristet erteilt und kann nach §13 WHG Inhalts- und Nebenbestimmungen enthalten. Für die Erlaubnis zum Einleiten von Abwasser in Gewässer

²³ die Erlaubnis kann dabei nach dem wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren der Freien und Hansestadt Hamburg beantragt werden, siehe <https://www.hamburg.de/contentblob/150698/data/direkteinleitungsgrundl.pdf>, (abgerufen am 04.04.2013)

²⁴ EW=Einwohnerwerte, organisch-biologisch abbaubare Belastung mit einem biochemischen Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB₅) von 60 g Sauerstoff pro Tag. (Artikel 2, 6. Richtlinie des Rates vom 21.Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG)

²⁵ siehe www.hamburg.de/contentblob/85668/data/klaeranlagen.pdf (abgerufen am 04.04.2013)

(Direkteinleitung) werden nach §57 WHG Mindestanforderungen gestellt und die Erlaubnis nur erteilt, „wenn

1. die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies [...] nach dem Stand der Technik möglich ist,
2. die Einleitung mit den Anforderungen an die Gewässereigenschaften [...] vereinbar ist und
3. Abwasseranlagen [...] errichtet und betrieben werden, die erforderlich sind, um die Einhaltung der Anforderungen nach den Nummern 1 und 2 sicherzustellen.“
(§57 (1) WHG)

Genauere Bestimmungen über den Stand der Technik und die Anforderungen an die Gewässereigenschaften bei der Einleitung von Abwasser in Oberflächengewässer werden durch Rechtsverordnungen näher bestimmt (§23 WHG). Hierbei regelt die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) die Anforderungen zum Schutz der Oberflächengewässer und legt Kriterien für wirtschaftliche Nutzungen fest (§1 OGewV). Gewässertypen, Messverfahren und Grenzwerte, sowie Bewertungskriterien zur Einstufung in verschiedene Gewässergüteklassen sind in Anlagen und Anhängen detailliert aufgeführt. Allgemeine Anforderungen zur Einleitung von Abwasser in Oberflächengewässer werden in der Abwasserverordnung (AbwV) geregelt.

9.4.3. Grenzwerte

Allgemeine Anforderungen an die Einleitung von Abwasser in Oberflächengewässer werden in §3 AbwV geregelt und in der Anlage zu §4 AbwV Analyse- und Messverfahren spezifiziert. Es gilt grundsätzlich, dass die Schadstofffracht so gering wie möglich gehalten wird und die Anforderungen nicht durch Verlagerungen in andere Umweltmedien oder Verdünnung eingehalten werden. (§3 AbwV). In Tabelle 9-8 sind Grenz- und Parameterwerte aufgeführt, die für die Einleitung häuslichen und kommunalen Abwassers Gültigkeit haben.

Danach gelten besondere Anforderungen für Abwasser zur Einleitung in Gewässer, wie aus Tabelle 9-8 hervorgeht.

Tabelle 9-8: Grenzwerte und Parameter für Abwasser zur Einleitung in Oberflächengewässer

Proben nach Größenklassen der Abwasserbehandlungsanlagen	Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB5)	Ammoniumstickstoff (NH4-N)	Stickstoff, gesamt, als Summe von Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff (Nges)	Phosphor gesamt (Pges)
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
	Qualifizierte Stichprobe oder 2-Stunden-Mischprobe				
Größenklasse 1: kleiner als 60 kg/d BSB5 (roh)	150	40	-	-	-

Größenklasse 2: 60 bis 300 kg/d BSB5 (roh)	110	25	-	-	-
Größenklasse 3: größer als 300 bis 600 kg/d BSB5 (roh)	90	20	10	-	-
Größenklasse 4: größer als 600 bis 6.000 kg/d BSB5 (roh)	90	20	10	18	2
Größenklasse 5: größer als 6.000 kg/d BSB5 (roh)	75	15	10	13	1

Quelle: AbwV, Anhang 1

Probennahmen und Grenzwerte sind nach der Größe der Abwasserbehandlungsanlagen differenziert. Die Größen sind bemessen an Einwohnerwerten (EW) und werden verglichen mit den konkreten Daten zur Dimensionierung der Abwasserbehandlungsanlage und den Überwachungswerten, die sich für die jeweilige Systemvariante ergeben.

9.4.4. Gewässergüte des Vorfluters

Die zur Feststellung der Gewässergüte zu erhebenden Gewässertypisierungen, Parameter und Indikatoren sind in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) konkretisiert. Hier wird detailliert geregelt, wie die Vorgaben aus Wasserrahmenrichtlinie und Wasserhaushaltsgesetz bestimmt, kontrolliert und bewertet werden.

Zur Beurteilung der anthropogenen Belastungen von Oberflächengewässern und zur Beurteilung ihrer Auswirkungen, regelt §4 AbwV in einem gesonderten Anhang (Anhang 2 AbwV) die Zusammenstellung der Daten, die für das Gewässermonitoring erhoben werden sollen.

Tabelle 9-9: Daten für das Gewässermonitoring

1. Umfang der Datenzusammenstellung
1.1 Signifikante Punktquellen und diffuse Quellen: Einschätzung und Zusammenstellung der von kommunalen, industriellen, landwirtschaftlichen und anderen Anlagen und Tätigkeiten ausgehenden signifikanten Verschmutzungen durch Punktquellen oder durch diffuse Quellen, vor allem in Bezug auf folgende Stoffe:
a) Organische Halogenverbindungen und Stoffe, die im Wasser derartige Verbindungen bilden können
b) Organische Phosphorverbindungen
c) Organische Zinnverbindungen
d) Stoffe und Zubereitungen oder ihre Abbauprodukte, von denen erwiesen ist, dass

<p>sie im oder durch das Wasser</p> <ul style="list-style-type: none"> aa) karzinogene oder mutagene Eigenschaften haben oder bb) Eigenschaften haben, die steroidogene, thyreoide, reproduktive oder andere Funktionen des endokrinen Systems beeinträchtigen e) Persistente Kohlenwasserstoffe sowie persistente und bioakkumulierende organische toxische Stoffe f) Zyanide g) Metalle und Metallverbindungen h) Arsen und Arsenverbindungen i) Biozid- und Pflanzenschutzmittelwirkstoffe j) Schwebstoffe k) Stoffe, die zur Eutrophierung beitragen, insbesondere Nitrate und Phosphate l) Stoffe mit nachhaltigem Einfluss auf die Sauerstoffbilanz, die anhand von Parametern wie Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB), Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) oder gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (TOC) gemessen werden können.
<p>1.2 Einschätzung und Zusammenstellung signifikanter Wasserentnahmen für kommunale, industrielle, landwirtschaftliche und andere Zwecke, einschließlich saisonaler Schwankungen, des jährlichen Gesamtbedarfs und der Wasserverluste in Versorgungssystemen</p>
<p>1.3 Einschätzung und Zusammenstellung signifikanter Abflussregulierungen, einschließlich der Wasserüber- und -umleitungen, im Hinblick auf die Fließeigenschaften und die Wasserbilanzen</p>
<p>1.4 Zusammenstellung signifikanter morphologischer Veränderungen</p>
<p>1.5 Einschätzung und Zusammenstellung anderer signifikanter anthropogener Belastungen der Gewässer</p>
<p>1.6 Einschätzung von Bodennutzungsstrukturen, einschließlich der größten städtischen, industriellen und landwirtschaftlichen Gebiete, Fischereigebiete und Wälder.</p>

Quelle: §4 Absatz 1 OGewV

Das Bezirksamt Wandsbek, die zuständige Wasserbehörde, ist bestrebt, sehr niedrige Grenzwerte für die Einleitung des behandelten Grauwassers in die Rahlau festzulegen (Prinzip: Bewahrung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials, d.h. keine Verschlechterungen). Die genehmigende Stelle orientiert sich derzeit für die wasserrechtliche Erlaubnis für die Einleitung von behandeltem Grauwasser an den Wasserqualitäten für „Gewässer mit sehr guten Zustand und höchstem ökologischen Potential“ gemäß Oberflächengewässerverordnung (siehe auch AP7, Anlage zum 1. Zwischenbericht).

9.5. Fazit für die mikroökologische Bewertung

Die Erörterung in Kapitel 7.2 und Kapitel 0 zeigen, dass die mikroökologischen Auswirkungen Geruch und Lärm, die mit den betrachteten Systemen in Zusammenhang stehen im Rahmen der Akzeptanzforschung und durch empirische Befragungsmethoden bewertet werden müssen. Diese sind einer begleitenden ökologischen Bewertungsmethode nicht zugänglich, da sie maßgeblich von subjektiven Einstellungen beeinflusst sind. Die Belästigungswirkungen der mikroökologischen Emissionen können auf gegebener Grundlage nicht begleitend gemessen und dargestellt werden. Eine Verknüpfung von Lästigkeitsurteilen mit den gesundheitlichen Auswirkungen als Wirkungskategorie, ist mit der gegebenen Datenbasis nicht darstellbar.

Die Anwendung begleitender Bewertungsmethoden für mikroökologische Auswirkungen der Varianten von KREIS wäre denkbar, wenn für Gerüche und Geräusche ein größerer Datensatz über Dosis-Wirkungsbeziehungen vorliegen würde. Geht man davon aus, dass die wesentlichen gesetzlichen Grenzwerte eingehalten werden, so können gesundheitliche Schädigungen und erhebliche Belästigungen ausgeschlossen werden, aber belästigende Wirkungen können nicht ausgeschlossen werden, wie Stress, Schlaf- oder Konzentrationsstörungen.

Für die Bewertung von Ursachen, die zu Stress (oder einer anderen Wirkung) führen, die bei einer bestimmten Exposition auftreten, müssen diese quantifiziert werden können. Die Wirkungen sind individuell unterschiedlich und maßgeblich durch subjektive Moderatoren und Einstellungen geprägt. Auch für Gerüche existieren keine naturwissenschaftlich begründbaren Dosis-Wirkungsbeziehungen. Gleiche Expositionen führen auch bei Gerüchen zu unterschiedlichen Belästigungsempfindungen. Aus diesem Grund werden die Belästigungswirkungen von Schall und Geruch über die in AP 6 erfolgende Akzeptanzforschung abschließend untersucht. Deren Ergebnisse werden dann im Rahmen der abschließenden Nachhaltigkeitsbewertung Berücksichtigung finden (siehe Kapitel 11).

10. Ökologische Gesamtbewertung

10.1. Auswahl der Bewertungsmethoden (

Die Darstellung der Bewertungsmethoden (siehe Kapitel 7) zeigt, dass vielfältige Methoden und Ansätze zum Vergleich von ökologischen, ökonomischen und sozialen Auswirkungen existieren, die grundsätzlich als Bewertungsinstrumente herangezogen werden können. Hinsichtlich der Forschungsfrage, wie sich die verschiedenen Varianten von Sanitärsystemen vergleichen lassen, bestehen spezifische analytische oder empirische Voraussetzungen, die für die Anwendung der Bewertungsmethoden entscheidend sind.

Ökologische Auswirkungen können als globale oder als lokale Phänomene auftreten. Verschiedene Wirkungskategorien können mittels Aggregationsverfahren zu Gesamtbewertungen zusammengefasst werden. Unter Berücksichtigung von Kosten und sozialen Aspekten können daraus Nachhaltigkeitsbewertungen entstehen. Wie dargestellt, sind die jeweiligen makroökologischen Auswirkungen analytisch einer ökobilanziellen Betrachtung nach ISO 14040 und 14044 zugänglich. Die dafür benötigten Daten können entweder über die Forschungs- und Projektpartner erlangt werden (siehe Tabelle 8-5), oder wenn nötig generische Datensätze aus der Ecoinventdatenbank als Quellen dienen (siehe Abschnitt 8.2.2.2).

Die mikroökologischen Auswirkungen der verschiedenen Varianten (insbesondere Lärm und Geruch) sind dieser Form der Analyse nicht zugänglich. Für diese Emissionen existieren keine wissenschaftlich begründbaren Dosis-Wirkungsbeziehungen unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte. Eine Darstellung der gesetzlichen Grenzwerte für Lärm, Geruch und der Nutzung des Vorfluters unter Beachtung des Stands der Technik ist in Kapitel 0.

Wenn gleiche Expositionen (bei Lärm und Gerüchen) zu unterschiedlichen Belästigungsempfindungen führen können, kann dies methodisch über die gängigen ökologischen Bewertungsmethoden nicht abgebildet oder in diese integriert werden. Aus diesem Grund werden die Belästigungswirkungen von Schall und Geruch der jeweiligen Anlagen über die in Arbeitspaket 6 erfolgende Akzeptanzforschung untersucht. Deren Ergebnisse werden dann im Rahmen der abschließenden Nachhaltigkeitsbewertung Berücksichtigung finden, die in Kapitel 10 beschrieben und in Phase 2 des Forschungsvorhabens abschließend durchgeführt wird.

Für die ökologische Gesamtbewertung liegen mehrere Bewertungsmethoden vor, um die makroökologischen Umweltwirkungen zu aggregieren und die Sanitär- und Abwassersysteme vergleichend darzustellen (Kapitel 9.5). Je nach Aggregationsmethode werden die jeweiligen Wirkungskategorien unterschiedlich gewichtet und zu definierten Umweltzielen in Beziehung gesetzt. Unterschiede in den Ergebnissen bei der Bewertung der Systemvarianten der Jenfelder Au müssen jeweils im Kontext der Annahmen der Aggregationsmethode interpretiert werden.

Tabelle 10-1: Übersicht berücksichtigter Wirkungskategorien in ökologischen Gesamtbewertungsmethoden

Wirkungskategorie	EPS 2000	UBP	EI 99	ReCiPe 2009
Nicht-erneuerbare Energieträger	+	+	+	+
erneuerbare Energieträger		+		
Erze und Minerale	+	+	+	+
Wasser	+	+		+
Biotische Ressourcen	+			
Land und Habitate	+	+	+	+
Klimawandel		+	+	+
Ozonabbau		+	+	+
Humantoxizität	+	+	+	+
Respirative Effekte (Partikel)		+	+	+
Photochemische Ozonbildung		+	+	+
Ökotoxizität		+	+	+
Versauerung		+	+	+
Überdüngung		+	+	+
Geruch				
Lärm				
Ionisierende Strahlung		+	+	+
Unfälle				
Endokrine Wirkung		+		

Quelle: eigene Darstellung nach Klöpffer et al. 2009

10.2. Ergebnisse der gesamtökologischen Bewertung

In Tabelle 10-2 sind die aggregierten Ergebnisse für die verschiedenen Systeme dargestellt. Wie bereits in der Beschreibung der Aggregationsverfahren zur Darstellung von Ökobilanzergebnissen dargestellt (Kapitel 7.4), integrieren Vollaggregationsmethoden die betrachteten Wirkungskategorien mit verschiedenen Gewichtungen und führen diese in einem Einzelergebnis zusammen.

System 1 Konv-JA schneidet bei jeder Methode deutlich am schlechtesten ab. Die alternativen Systeme erreichen, abhängig von den implizit berücksichtigten Wirkungskategorien und deren Gewichtungen, weniger als die Hälfte der darin erfassten Umweltbelastungen.

Das sich in Bau befindliche System 2 HWC-JA, das derzeit in der Jenfelder Au umgesetzt wird, kann gegenüber der geplanten Basis-Variante (System 3a HWC-Kreis Basis) bei den meisten Methoden leichte Umweltvorteile aufweisen. Gegenüber der geplanten Szenario-Variante (System 3b HWC-Kreis Szenario) bestehen leichte Umweltnachteile, außer bei der Methode des Ecological

Priority Systems (EPS 2000), bei dem die Gewichtungsfaktoren aus der unterstellten ökonomischen Zahlungsbereitschaft (willingness-to-pay) für die Veränderung eines bestimmten Umweltzustands abgeleitet werden und daher stärker ökonomische Kategorien in die Bewertung einfließen.

Tabelle 10-2: Aggregierte Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

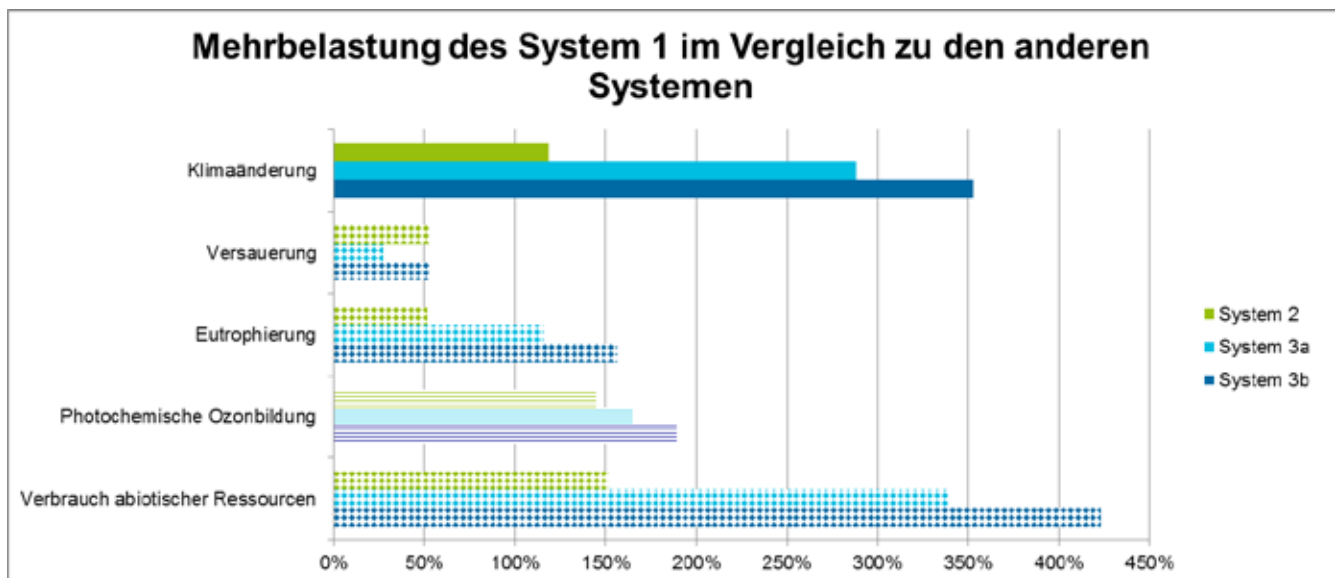
Methoden	Einheit	System 1 Konv-JA	System 2 HWC-JA	System 3a HWC- KREIS Basis	System 3b HWC- KREIS Szenario
UBA-Methode	siehe unten				
Umweltbelastungspunkte (UBP)	UBP	1.193.308	621.992	630.073	511.778
Eco-Indicator 99 (E,E)	points	89,0	41,3	41,4	33,6
ReCiPe Endpoint (E,A)	points	394,2	190,9	152,3	136,2
EPS 2000	ELU	869,6	347,0	369,7	426,3

Quelle: eigene Darstellung

Für die Auswertung der Ökobilanzergebnisse nach der UBA-Methode (siehe Kap. 7.3.1) wurden zur Berechnung des spezifischen Beitrags die Gesamtemissionen für Deutschland verwendet, die im Anhang in Tabelle 17-18 aufgeführt sind. Die Zusammenfassung der Kriterien zur Ökologischen Priorität ist im Anhang in Tabelle 17-19 dargestellt.

Abbildung 10-1 zeigt die Mehrbelastung der System 2, 3a und 3b im Vergleich zum konventionellen System 1 in einer hierarchisierten Darstellung: auf der Abszisse sind die prozentualen Mehrbelastungen aufgetragen (zur Berechnung, siehe Gleichung 2 in Kap. 7.3.1), die Farben stellen die verglichenen Systeme dar und die Art der Füllung zeigt die ökologische Priorität.

Abbildung 10-1 Ergebnisse UBA-Methode



Quelle: eigene Darstellung. Einfarbige Füllung: große ökologische Priorität, punktierte Füllung: mittlere ökologische Priorität, linierte Füllung: geringe ökologische Priorität

Wie bereits in den Ergebnissen der Wirkungsabschätzung gezeigt, weisen alle alternativen Systeme deutliche ökologische Vorteile im Vergleich zum konventionellen System auf. Nach der Hierarchisierung der Wirkungskategorien mittels UBA-Methode hat das Treibhauspotenzial eine große ökologische Priorität, Versauerung, Eutrophierung und Ressourcenverbrauch eine mittlere

und die Bildung von bodennahem Ozon eine geringe. Bezogen auf die Priorisierung der Wirkungskategorien zeigen auch hier das System 3a und vor allem das System 3b die größten ökologischen Vorteile gegenüber dem konventionellen System.

11. Bewertung der Nachhaltigkeit

Für die Bewertung der Nachhaltigkeit müssen die ökologischen Bewertungen um ökonomische Kostenbestandteile (AP5) und soziale Kriterien (AP6) ergänzt werden. Hierzu sind u.a. Angaben zu den Bau- und Betriebskosten, sowie soziale Auswirkungen wie z.B. die Schaffung von Arbeitsplätzen, Identifikation der Bewohner, Akzeptanz der Be- und Anwohner nötig, die zum Abschluss der Phase 1 noch nicht zur Verfügung stehen. Diese werden erst im Laufe der Phase 2 des Verbundforschungsprojekts vollständig vorliegen und ausreichend validiert sein, um sinnvoll für die weitere Bewertung herangezogen werden zu können. Mit den aktuell fehlenden Angaben kann eine Bewertung der Nachhaltigkeit nicht abschließend erfolgen, jedoch kann bereits das methodische Vorgehen für die Nachhaltigkeitsbewertung beschrieben und vorbereitet werden.

Zur abschließenden Bewertung der Nachhaltigkeit wird aus Gründen der besseren Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse die Verwendung der in Kapitel 7.5.3 beschriebenen Nutzwertanalyse vorgeschlagen und im Folgenden das methodische Vorgehen beschrieben.

Das Vorgehen bei der Nutzwertanalyse verlangt zunächst die Festlegung eines Gesamtziels bzw. des Nutzens der verschiedenen Alternativen. Das Gesamtziel des Projektes „Stadtquartier Jenfelder Au“ sowie der Alternativen ist die möglichst nachhaltige Entsorgung des häuslichen Abwassers und Abfalls und die Bereitstellung von Nutz- und Heizenergie.

Um das Gesamtziel der nachhaltigen Abwasser- und Abfallentsorgung sowie Energieversorgung zu bewerten, wurden in der vorliegenden Studie gemäß den drei Dimensionen der Nachhaltigkeit die Teilziele Ökologie, Ökonomie und Soziales festgelegt. Diese Teilziele werden jeweils in Entscheidungskriterien operationalisiert (siehe Tabelle 11-1).

Die Entscheidungskriterien für das Teilziel Ökologie entsprechen zunächst den Wirkungskategorien der Ökobilanz, dem Primärenergiebedarf und dem abiotischen Ressourcenverbrauch. Für die Bewertung der ökonomischen Dimension, ist abhängig von den dann verfügbaren Daten und Informationen die Entscheidung zu treffen, ob methodisch ein Vermeidungs- oder Schadenskostenansatz gewählt werden soll. Diese konkurrierenden Methoden unterscheiden sich hinsichtlich der Genauigkeit der erzielbaren Ergebnisse. Beispielsweise können verschiedene Kostensätze für Umweltschadenskosten der Methodenkonvention des Umweltbundesamtes entnommen werden (siehe Tabelle 7-2). Diese unterliegen allerdings einer großen Ungenauigkeit und sollten durch zusätzliche Expertenschätzungen (z.B. Delphi-Methode) validiert werden. Wesentlich genauere Kostenschätzungen können über Umweltvermeidungskosten angesetzt werden, wenn die Bau- und Betriebskosten der jeweiligen verwendeten und alternativen Technologien und Verfahren vorliegen, was für Phase 2 geplant ist. Die mikroökologischen Auswirkungen Geruch und Lärm werden, wie in Kapitel 9.5 beschrieben, durch das Teilziel Soziales bewertet (insbesondere Akzeptanzforschung). Die weiteren Entscheidungskriterien für dieses Teilziel sind AP 6 zu entnehmen.

Tabelle 11-1: Teilziele und Entscheidungskriterien für die Nutzwertanalyse

Teilziel	Entscheidungskriterien
Ökologie	Klimaänderung (GWP) Versauerung (AP)

	Eutrophierung (EP) Photochemische Ozonbildung (POCP) Primärenergiebedarf (KEA) Verbrauch abiotischer Ressourcen (ADP)
Ökonomie	Umweltschadenskosten CO ₂ -Vermeidungskosten ...
Soziales	Akzeptanz (Geruch, Lärm ...) Arbeitsplatzqualität ...

Die Gewichtung der Teilziele und Entscheidungskriterien kann in einem Stakeholder-Prozess festgelegt werden. Die Gewichtungen können dabei entweder durch einen Paarvergleich durchgeführt oder frei gewählt werden. Tabelle 11-2 zeigt exemplarisch einen Paarvergleich der Entscheidungskriterien des Teilziels Ökologie. Als Entscheidungsgrundlage, welches Kriterium wichtiger ist, wurden folgende Annahmen getroffen:

- 1) Treibhausgasemissionen sind politisch aktuell und aus Klimaschutzgründen sehr wichtig, daher ist GWP sehr wichtig.
- 2) Energieeffizienz ist ebenfalls politisch wie auch aus Klima- und Ressourcenschutzgründen sehr wichtig, daher ist KEA auch sehr wichtig.
- 3) AP, EP, POCP sind gleich wichtig, allerdings weniger wichtig als GWP und KEA.
- 4) ADP ist gleich wichtig wie alle anderen Kriterien.

Tabelle 11-2: Paarvergleich der Entscheidungskriterien für das Teilziel Ökologie

Kriterium	GWP	AP	EP	POC P	KEA	ADP	Gesamt- gewichtung	Anteil in %
GWP	2	2	2	2	1	1	8	27%
AP	0	2	1	1	0	1	3	10%
EP	0	1	2	1	0	1	3	10%
POCP	0	1	1	2	0	1	3	10%
KEA	1	2	2	2	2	1	8	27%
ADP	1	1	1	1	1	2	5	17%

Quelle: eigene Darstellung

Mit der Vorgehensweise des Paarvergleichs liegt die Gewichtung auf einer Verhältnisskala: eine negative Gewichtung kann es nicht geben, der absolute Nullpunkt ist 0% und das Kriterium A ist mit 50% doppelt so wichtig wie B und C mit je 25%. Das Teilziel Ökologie kann auch durch die oben beschriebenen Aggregationsmethoden (Einpunktverfahren) zur ökologischen Bewertung behandelt werden. Das bedeutet, dass die Gewichtungsfaktoren der entsprechenden Methode angewendet werden. Dabei ist zu beachten, dass viele Aggregationsmethoden entweder mehr oder andere Wirkungskategorien berücksichtigen, als in der Ökobilanz der vorliegenden Studie betrachtet werden. Die jeweils berücksichtigten Wirkungskategorien der Methoden sind in Kapitel 7.4 beschrieben. Beispielsweise berücksichtigt der Eco-Indicator 99 unter anderem zusätzlich den stratosphärischen Ozonabbau, die Human- und Ökotoxizität sowie ionisierende Strahlung.

Die Erfüllungsfaktoren drücken den Grad der Zielerfüllung aus. Dieser muss für alle Kriterien den gleichen Höchstwert haben. In der vorliegenden Studie wird vorausgesetzt, dass alle Alternativen das Ziel der Entsorgung des häuslichen Abwassers und die Bereitstellung von Energie zu 100% erfüllen. Damit bleibt als zu erfüllendes Ziel, eine möglichst nachhaltige Entsorgung und Bereitstellung zu ermöglichen. Zur Bestimmung des Erfüllungsfaktors wird in der vorliegenden Studie eine Normierung vorgenommen. Dem System mit dem jeweils besten Ergebnis innerhalb eines Entscheidungskriteriums wird der höchste Wert (in diesem Fall 3) zugewiesen, das zweitbeste Ergebnis der Wert 2, das schlechteste Ergebnis der Wert 1. In Tabelle 11-3 werden die Ergebnisse der Ökobilanz für die Systeme 1 bis 3, sowie die daraus resultierenden Erfüllungsfaktoren dargestellt.

Tabelle 11-3: Bestimmung der Erfüllungsfaktoren

	System 1 (konventionell)	System 2 (HWC-JA)	System 3 a (HWC-KREIS Basis)	System 3 a (HWC-KREIS Szenario)
GWP [kg CO ₂ -Äq/E*a]	1.751	802	451	387
<i>Erfüllungsgrad</i>	1	2	3	4
AP [kg SO ₂ -Äq/E*a]	2,14	1,39	1,68	1,40
<i>Erfüllungsgrad</i>	1	4	2	3
EP [kg PO ₄ -Äq/E*a]	4,12	2,67	1,87	1,60
<i>Erfüllungsgrad</i>	1	2	3	4
POCP [kg Ethen-Äq/E*a]	0,159	0,065	0,060	0,055
<i>Erfüllungsgrad</i>	1	2	3	4
KEA [MJ/E*a]	33.180	14.380	23.980	24.080
<i>Erfüllungsgrad</i>	1	4	3	2
ADP [kg Sb-Äq/E*a]	13,57	5,44	3,10	2,65
<i>Erfüllungsgrad</i>	1	2	3	4
Eco-Indicator 99 (E,E) [points]	89,0	41,3	41,4	33,6

<i>Erfüllungsgrad</i>	1	2	3	4
ReCiPe EP(E,A) [points]	394	191	152	136
<i>Erfüllungsgrad</i>	1	2	3	4
Ecological Scarcity [UBP]	1.193.308	621.992	630.073	511.778
<i>Erfüllungsgrad</i>	1	3	2	4
Ecological Priority System (EPS 2000) [ELU]	869,6	347,0	369,7	426,3
<i>Erfüllungsgrad</i>	1	4	3	2

Quelle: eigene Bearbeitung

In Tabelle 11-4 wird anhand des Teilziels Ökologie das Vorgehen und das beispielhafte Ergebnis einer Nutzwertanalyse skizziert. Zum Einen wurden die einzelnen Wirkungsindikatorergebnisse bewertet und verrechnet (Summe Ökologie) zum Anderen die verschiedenen aggregierten Ergebnisse der Aggregationsmethoden dargestellt (diese entsprechen jeweils der „Summe Ökologie“).

Tabelle 11-4: Beispielhafte Darstellung der Nutzwertanalyse für Jenfeld Au

Gesamtziel/Nutzen: Nachhaltige Entsorgung des häuslichen Abwassers und Bereitstellung von Nutz- und Heizenergie in der Jenfelder Au

Teilziele (Gewicht)	Kriterien	Gewichtung	Erfüllungsfaktoren				Nutzwert			
			Sys1	Sys2	Sys3a	Sys3b	Sys1	Sys2	Sys3a	Sys3b
Ökologie (x%)	GWP	27%	1	2	3	4	0,27	0,54	0,81	1,08
	AP	10%	1	4	2	3	0,10	0,40	0,20	0,30
	EP	10%	1	2	3	4	0,10	0,20	0,30	0,40
	POCP	10%	1	2	3	4	0,10	0,20	0,30	0,40
	KEA	27%	1	4	3	2	0,27	1,08	0,81	0,54
	ADP	17%	1	2	3	4	0,17	0,34	0,51	0,68
	Summe Ökologie						1,01	2,39	2,66	3,40
	EI 99	-	1	2	3	4	1	2	3	4
	ReCiPe	-	1	2	3	4	1	2	3	4
	UBP	-	1	3	2	4	1	3	2	4
	EPS 2000		1	4	3	2	1	4	3	2
Ökonomie (y%)	Umweltschadenskosten									
	Vermeidungskosten									
	...									
Soziales (z%)	Akzeptanz (Geruch, Lärm ...)									
	Arbeitsplatzqualität									
	...									
Summe Gesamt										

Sowohl bei der Bewertung der Ökologie anhand eigener Wirkungsindikatoren und Gewichtungen, als auch bei der Bewertung durch verschiedene Aggregationsmethoden, hat das System 3 immer den größten ökologischen Nutzen. Zum Vergleich wurden auch die Ergebnisse der Gesamtbewertungsmethoden angetragen die entsprechend der jeweiligen Gewichtungen und Kombinationen von Wirkungsindikatoren zu etwas anderen Ergebnissen kommen.

Daraus ergeben sich 2 Empfehlungen für die abschließende Nachhaltigkeitsbewertung:

- 1) Die Robustheit der Ergebnisse muss durch Sensitivitätsanalysen, bei denen die Gewichtungsfaktoren variiert werden, geprüft werden.
- 2) Die Anzahl der ausgewählten Wirkungsindikatoren muss ausreichend groß sein.

Insgesamt ist die eigene Wahl der Wirkungsindikatoren und Gewichtungsfaktoren transparenter und kann der jeweiligen Fragestellung flexibler angepasst werden, wie die Darstellung der UBA-Methode zeigt. Dabei besteht ein zusätzlicher methodischer Schritt darin, die Auswahl der Wirkungsindikatoren und Festlegung der Gewichtungsfaktoren durch einen Stakeholderprozess zu begleiten, um die relevanten Faktoren und Gewichtungen herauszuarbeiten und den lokalen Bedürfnissen anzupassen.

Ein zweiter Punkt, der bei der Bewertung und dem Vergleich des Nutzwertes zu beachten ist, ist die Tatsache, dass sich die Erfüllungsfaktoren lediglich auf einer Ordinalskala abbilden lassen. Das bedeutet, die Gesamtergebnisse sind ebenfalls nur ordinal (in „besser“ respektive „schlechter“) einzuordnen. Es lässt sich keine Aussage darüber treffen, um wie viel besser oder schlechter die jeweiligen Systeme sind.

12. Fazit und Ausblick

Das Forschungsprojekt hat eine zeitgemäße Weiterentwicklung der Bewertung und Vergleich von neuartigen und nachhaltigen Infrastruktursystemen bewirkt, die ohne dieses Projekt wahrscheinlich in absehbarer Zeit nicht erfolgt wäre. Ebenso konnten durch das Bewertungs- und Entscheidungsmodell im Arbeitspaket für die unterschiedlichen Systemen Erfolgs- und Optimierungspotentiale identifiziert werden, die ohne dieses Projekt nicht im Rahmen der praktischen Umsetzung erforscht hätten werden können.

Die Beforschung der Integration von Abwasserbehandlung und Energieoptimierung blieb bisher im Wesentlichen auf die Wärmerückgewinnung und die anaerobe Schlammbehandlung im konventionellen System beschränkt. Nun liegen erste Ergebnisse für ein dezentrales, vernetztes Konzept vor, das die Biogasnutzung vor Ort einbezieht und technisch und wirtschaftlich funktioniert.

Viele der in KREIS gewonnen Erkenntnisse gehen über die realen Umsetzungsmöglichkeiten in der Jenfelder Au hinaus, sind aber für das integrierte Konzept und die Übertragbarkeit des Hamburg Water Cycle (HWC) auf andere Verhältnisse unabdingbar. Daher sollten die anwendungsorientierten Forschungen, die mit KREIS vorbereitet wurden, fortgeführt werden. Verzögerungen in Bauprojekt hatten in einigen AP gravierende Auswirkungen, besonders bei der Bewertung. Hier konnten die notwendigen Methoden bestimmt werden. Eine Anwendung war jedoch nur äußerst begrenzt möglich. Eine Anwendung der in KREIS vorbereiteten Bewertung ist notwendig, um Erkenntnisse über die weiteren Anwendungsmöglichkeiten des HWC zu bekommen. Da wichtige Fragen im Hinblick auf die Behandlung der Teilströme und vor allem der Verwertung der Produkte erst unter den realen Bedingungen am Standort Jenfelder Au untersucht werden können, ist die Fortführung des Verbundforschungsprojektes von einer erfolgreichen Bebauung und Besiedlung des Standquartiers abhängig. 2016 ist mit den ersten Anwohnern zu rechnen, deren Entsorgung dann über die fertiggestellten Grau- und

Schwarzwasserableitungssysteme erfolgen wird. Ab Herbst 2016 könnten dann die groß- und halbertechnischen Behandlungsanlagen betrieben werden.

13. Wichtigste Positionen des zahlenmäßigen Nachweises

Der zahlenmäßige Nachweis wurde separat übermittelt.

14. Geplante Veröffentlichungen der Ergebnisse

Nach Absprache mit den Projektpartnern soll der Ökobilanzbericht in Fachzeitschriften veröffentlicht werden, diesbezügliche Kontakte wurden bereits vorbehaltlich der Zustimmung zur Veröffentlichung geknüpft.

15. Während der Durchführung des Vorhabens bekannt gewordene Fortschritte auf dem Gebiet des Vorhabens bei anderen Stellen

Während der Durchführung des Vorhabens sind keine wesentlichen Fortschritte auf dem Gebiet des Vorhabens bei anderen Stellen (außerhalb des Forschungsverbundes) bekannt geworden. Aktuelle, während der Laufzeit bekannt gewordene, Erkenntnisse bei Projektpartnern wurden jeweils themenbezogen in den jeweiligen Kapiteln benannt.

16. Entwickelte Konstruktionen, Verfahren und Schutzrechte

Im Rahmen der Bearbeitung des Arbeitspakets wurden keine Konstruktionen und Verfahren entwickelt und umgesetzt, und daher ist keine Anmeldung von Schutzrechten geplant.

17. Anhang

Tabelle 17-1 **Trinkwasserbereitstellung**

Prozessschritt	Einheit	Wasserwerke	Netzbetrieb
Fläche des Standortes	m ²	1234873	134535
Bebaute Fläche	m ²	66026	19279
Rohrnetzlänge	km		6721
Rohwasserförderung	m ³	110561540	
Reinwasserabgabe	m ³	107790532	
Eigenverbrauch	m ³	3029411	
Energie			
Elektrische Energie	MWh	53087	331,6
Andere Energieträger	MWh	3296	1576
Fahrzeuge			
Fahrleistung	km	465439	1202863
Diesel	l	24371	136021
Benzin	l	6368	15948
Erdgas	kg	7795	14512
Arbeitsmaschinen			
Anzahl	Stück	87	60
Diesel	l	7539	7506
Benzin	l		221
Gefahrstoffe			
Sauerstoff t	t	203	
Aluminat t	t	35,2	
Chlorgas t	t	10,2	
Abfall			
Nicht gefährlich	t	454	3747
gefährlich	t	16,7	101,4
Schlamm dosierung	t	8836	

Quelle: Hamburg Wasser 2013

Tabelle 17-2 Daten zur Abwasserbehandlung im Trennsystem

Parameter	Wert	Einheit	Quelle
Strombedarf			
Konventionelle Toilette	0,12	[kWh/m ³]	Meinzinger 2010
Vakuumtoilette	15	[kWh/m ³]	Meinzinger 2010
Wasserbedarf			
Konventionelle Toilette	30	[l/E*d]	Uni Weimar
Vakuumtoilette	6	[l/E*d]	Uni Weimar
Abwassermenge			
Schwarzwasser	6	[l/E*d]	Uni Weimar
Grauwasser	74	[l/E*d]	Uni Weimar
Schwarzwasserbehandlungsanlage			
Beton	10	[t]	Uni Weimar
Betriebsdauer	20	[a]	Uni Weimar
Input zur Schwarzwasservergärung			
Schwarzwasser	1098	[kg/d]	Uni Weimar
	4		
Fettwässer	22	[m ³ /d]	Uni Weimar
Rasenschnittsillage	3	[m ³ /d]	Uni Weimar
Grauwasserbehandlungsanlage			
Beton	75	[t]	Uni Weimar
Betriebsdauer	20	[a]	Uni Weimar
Emissionen in Wasser aus Grauwasserbehandlung			
Sticksstoff	2	[mg/l]	Uni Weimar
Phosphor	10	[mg/l]	Uni Weimar
CSB	50	[mg/l]	Uni Weimar

Tabelle 17-3 Klärwerke und Sietnetze

Prozessschritt	Einheit	Klärwerke	Sietnetze
Fläche des Standortes	m ²	443444	50749
Bebaute Fläche	m ²	168165	7807
Sietnetzlänge	km		4792
Trinkwasser	m ³ /a	11457	
Brauchwasser	m ³ /a	497900	1619
Kühlwasser	m ³ /a	165000	
Energie			
Elektrische Energie	MWh/a	83225	868
Andere Energieträger	MWh/a	81033	3473
Fahrzeuge			
Fahrleistung	km/a	81654	579445
Diesel	l/a	13960	416387
Benzin	l/a	2271	17527
Erdgas	kg/a		19470
Arbeitsmaschinen			
Diesel	l/a	1817	10706
Benzin	l/a	536	517
Gefahrstoffe			
Aluminat	t/a	365	
Eisen(II)-Sulfat	t/a	10800	
Flockungsmittel	t/a	1230	
Wasserstoffperoxid	t/a	2	
Abfall			
nicht gefährlich	t/a	133	3681
gefährlich	t/a	43	50
Rechengut	t/a	5030	
Sandfangrückstände	t/a	2900	
Klärschlamm	t TS/a	46700	
Siel- und Trummengut	t/a		3604

Quelle: Hamburg Wasser 2013

Tabelle 17-4 Abwasserfracht, Hamburg total

Emission	Fracht	Reduktion	Emission in Umwelt
	[t/a]	[%]	[t/a]
Stickstoff	9.670	81	1837,3
Phosphor	1.350	93	94,5
CSB	124.000	94	7740,0

Quelle: Hamburg Wasser 2013

Tabelle 17-5 Energieerzeugung Hamburg Wasser

Energieerzeugung	Wert	Einheit
Stromerzeugung		
VERA	62.000	MWh
Windenergie*	14.800	MWh
Photovoltaik	60	MWh
Verstromungsanteil Bioerdgasverkauf	7.200	MWh
Gesamt	84.060	MWh
Wärmeerzeugung Klärwerke		
VERA Klärschlammverbrennung	80.300	MWh
Faulgas	5.000	MWh
Wärmeanteil Bioerdgasverkauf	9.400	MWh
Gesamt	94.700	MWh

Quelle: Hamburg Wasser 2013

Tabelle 17-6 Strommix System 1 (Konv-JA)

Strombedarf	2,22 GWh/a
Strom, konventionell	2,22 GWh/a

Quelle: SWT

Tabelle 17-7 Wärmemix System 1 (Konv-JA)

Wärmebedarf	7,31 GWh/a
Solarthermie	1,35 GWh/a
Sonstige (Erdgas)	5,96 GWh/a

Quelle: SWT

Tabelle 17-8 Bioabfallentsorgung System 1 (Konv-JA)

Bioabfall	Wert	Einheit
Bioabfall Insgesamt	81,6	[kg/E*a]
- davon in im Restmüll > MVA	43,6	[kg/E*a]
- davon in Biotonne > externe Vergärung	18,6	[kg/E*a]

Quelle: TUHH

Tabelle 17-9 Strommix System 2 (HWC-JA)

Strombedarf	2,22 GWh/a
Mikrogasturbinen	1,02 GWh/a
Strom, konventionell	1,20 GWh/a

Quelle: SWT

Tabelle 17-10 Wärmemix System 2 (HWC-JA)

Wärmebedarf	8,76 GWh/a
Mikrogasturbinen	1,64 GWh/a
BHKW (Biogas)	6,04 GWh/a
Sonstige (Erdgas)	1,08 GWh/a

Quelle: SWT

Tabelle 17-11 Bioabfallentsorgung System 2 (HWC-JA)

Bioabfall	Wert	Einheit
Bioabfall Insgesamt	81,6	[kg/E*a]
- davon im Restmüll > MVA	42,7	[kg/E*a]
- davon in Biotonne > externe Vergärung	18,3	[kg/E*a]
- davon in Schwarzwasservergärung	1,02	[kg/E*a]

Quelle: TUHH

Tabelle 17-12 Strommix System 3a (HWC-KREIS, Basis)

Strombedarf	2,53 GWh/a
Mikrogasturbinen	1,02 GWh/a
Photovoltaik	0,77 GWh/a
Strom, konventionell	0,74 GWh/a

Quelle: SWT

Tabelle 17-13 Wärmemix System 3a (HWC-KREIS, Basis)

Wärmebedarf	8,28 GWh/a
Mikrogasturbinen	1,64 GWh/a
Solarthermie	1,21 GWh/a
Geothermie	1,01 GWh/a
Holz hackschnitzelkessel	4,42 GWh/a

Quelle: SWT

Tabelle 17-14 Bioabfallentsorgung System 3a (HWC-KREIS, Basis)

Bioabfall	Wert	Einheit
Bioabfall Insgesamt	81,6	[kg/E*a]
- davon in Schwarzwasservergärung	62,0	[kg/E*a]

Quelle: TUHH

Tabelle 17-15 Strommix System 3b (HWC-KREIS, Szenario)

Strombedarf	2,20 GWh/a
Mikrogasturbinen	0,85 GWh/a
Photovoltaik	0,77 GWh/a
Strom, konventionell	0,58 GWh/a

Quelle: SWT

Tabelle 17-16 Wärmemix System 3b (HWC-KREIS, Szenario)

Wärmebedarf	8,94 GWh/a
Mikrogasturbinen	1,38 GWh/a
Solarthermie	3,90 GWh/a
Geothermie	1,02 GWh/a
Holz hackschnitzelkessel	2,64 GWh/a

Quelle: SWT

Tabelle 17-17 Bioabfallentsorgung System 3b (HWC-KREIS, Szenario)

Bioabfall	Wert	Einheit
Bioabfall Insgesamt	81,6	[kg/E*a]
- davon in Schwarzwasservergärung	62,0	[kg/E*a]

Quelle: TUHH

Tabelle 17-18: Gesamtemissionen Deutschland

Methode	Wert	Bezugs-jahr	Quelle
Treibhausgaspotential (GWP)	953 Mio. t CO ₂ -eq.	2013	UBA 2015a
Versauerungspotenzial (AP)	2.567 kt SO ₂ -eq.	2013	eigene Rechnung nach UBA 2015b
Eutrophierungspotenzial (EP)	702,3 kt PO ₄ -eq.	2013	eigene Rechnung nach UBA 2015b
Photochemische Ozonbildung (POCP)	1.316 kt Ethen-eq	2007	UBA 2009
Verbrauch abiotischer Ressourcen (ADP)	2.185 kt Antimon-eq.	2000	eigene Rechnung nach Guinee et al. 2001

Tabelle 17-19 Einzelbeurteilung der Kriterien nach der UBA-Methode

System	Spezifischer Beitrag	Distance-to-target	Ökologische Gefährdung	Ökologische Priorität
System 1	E	A	A	groß
	E	B	B	mittel
	C	C/B	B	groß
	E	B	D	gering
	C	B	C	mittel
System 2	E	A	A	groß
	E	B	B	mittel
	D	C/B	B	groß
	E	B	D	gering
	D	B	C	mittel
System 3a	E	A	A	groß
	E	B	B	mittel
	D	C/B	B	groß
	E	B	D	gering
	E	B	C	mittel
System 3b	E	A	A	groß
	E	B	B	mittel
	E	C/B	B	groß
	E	B	D	gering
	E	B	C	mittel

Quelle: eigene Darstellung (siehe auch Kapitel 7.4.1)

Literaturverzeichnis

- AbwV 1997 Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung AbwV), in der Fassung vom 21.03.1997
- Babisch 2011 Babisch, Wolfgang: Quantifizierung des Einflusses von Lärm auf Lebensqualität und Gesundheit in: Sonderdruck aus: UMID: Umwelt und Mensch – Informationsdienst, 01/2011, S. 28-36
- BAFU 2013 BAFU (2013): Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit: Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz. Bundesamt für Umwelt BAFU [Hrsg.]. Öbu – Netzwerk für nachhaltiges Wirtschaften: Bern. 258 S.
4. BImSchV 1997 Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen) (4. BImSchV). 1997.
- BImSchG 2002 Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz -BImSchG), 2002.
16. BImSchV 2006 16. BImSchV: Sechzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, in der aktuellen Fassung vom 19. September 2006
- BLfU 2005 Bayrisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.): Gerüche und Geruchsbelästigungen. In: UmweltWissen. Augsburg, 2005.
- CML 2001 Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standard; Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, 2001
- CML 2010 Database CML-IA v3.7, Institute of Environmental Sciences, Leiden University, Leiden, April 2010
- DIN 4109 DIN 4109/A1:2001-01 Schallschutz im Hochbau; Anforderungen und Nachweise
- DIN 45680 „Messung und Beurteilung tieffrequenter Geräuschimmissionen“, Beuth-Verlag, 2013
- DIN EN ISO 14044 Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006)
- EC 2013 European Commission (2013) Commission Recommendation on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of the products and organizations. Annex II: Product Environmental Footprint (PEF) Guide to Commission Recommendation on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of the products and organizations. Official Journal of the European Union Volume 56, L 124, 4.5.2013

- EU-RL 2002/49/EG Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Juni 2002 über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm.
- Fehr 1992 Fehr G.: Entwicklung eines Bewertungsverfahrens zur Frage der zentralen oder dezentralen Abwasserreinigung im ländlichen Raum. Schriftenreihe Wasser und Umwelt, Band 6, Hrsg.: Lehrstuhl für Umwelttechnik und Management, Private Universität Witten/Herdecke GmbH ISBN 3-927-112-05-04
- Garrain et al. 2008 Garrain D., Franco V. et al.: The noise impact category in Life Cycle Assessment. Selected Proceedings from the 12th International Congress on Project Engineering, Universität Jaume, Zaragoza, July 2008
- Giese/Londong (in Vorber.) Giese, T., Londong, J. (Hrsg.): Kopplung von Regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung – Synthesebericht zum Forschungsprojekt Kreis. Hamburg/Weimar (in Vorbereitung)
- GIRL 2008 Verwaltungsvorschrift des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen (Geruchsimmissions-Richtlinie – GIRL). In der aktuellen Fassung vom 10. September 2008.
- Goedkopp et al. 2000 Goedkopp, M. / Müller-Wenk, R. / Mettier, T. / Hungerbühler, K. / Braunschweig, A. & T. Klaus: Eco-indicator 99 - eine schadensorientierte Bewertungsmethode: Nachbereitung zum 12. Diskussionsforum Ökobilanzen vom 30. Juni 2000 an der ETH Zürich. ETH Zürich [Hrsg.] 2000. 27 S.
- Goedkoop/Spriensma 1999 Goedkoop, M.; Spriensma, R.S., The Eco-indicator 99, a Damage oriented method for LCIA, Ministry VROM, the Hague 1999
- Grahl und Schmincke 1995 Grahl, B., Schmincke, E.: Bewertungs- und Entscheidungsprozesse im Rahmen der Ökobilanz. In: UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 7 (2) 1995, S. 110-113
- Guinée et al. 2001 Guinée J.B., de Bruijn H., van Duin R., Gorrée M., Heijungs R., Huijbregts M.A.J., Huppes G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Sleeswijk A.W., Suh S., de Haes H.A.U.: Life cycle assessment – an operational guide to the ISO standards, part 2b. Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, Leiden, 2001
- Hauschild et al. 2008 Hauschild M., Huijbregts M., Joliet O., Margni M., MacLeod M., van de Meent D., Rosenbaum R.K., McKone T. (2008): Building a model based on scientific consensus for Life Cycle Impact: Assessment of Chemicals: the Search for Harmony and Parsimony. Environmental Science and Technology 42(19), 7032-7036 (<http://dx.doi.org/10.1021/es703145t>).
- Hauschild/Wenzel 1998 Hauschild, M.Z. and Wenzel, H.: Environmental assessment of products. Vol. 2 - Scientific background, 565 pp. Chapman & Hall, United Kingdom, ISBN 0412 80810 2, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA, 1998

Herbst 2008	Herbst H.B.: Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme. Dissertation TU Aachen. Aachen 2008.
Hillenbrand 2009	Hillenbrand T.: Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme. Dissertation Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH). Karlsruhe 2009.
HTOC 2010	2010 Assessment Report of the Halons Technical Options Committee, ISBN: 9966-7319-9-7, http://ozone.unep.org/Assessment_Panels/TEAP/Reports/HTOC/index.shtml
Humbert et al. 2012	Humbert, S.; De Schryver, A.; Bengoa, X.; Margni, M.; Jolliet, O. (2012): IMPACT 2002+ User Guide: Draft for version Q2.21, EPFL, Lausanne, Switzerland
ILCD 2010	ILCD-Handbook: General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance; European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability; 1st Edition, 2010
IPCC 2007	Solomon, S., D. Qin, M. Manning, R.B. Alley et al, 2007: Technical Summary. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
ISO 2013	ISO/TS 14067:2013 Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification and communication. May 2013
Kegebein 2006	Jörg Kegebein: Die Verwendung von Küchenabfallzerkleinerern (KAZ) aus abwasser- und abfallwirtschaftlicher Sicht. Dissertation, Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH) 2006
Kicherer et al. 2007	Kicherer, A.; Schaltegger, S.; Tschochohei, H. & Ferreira Pozo, B.: Eco-Efficiency. Combining Life Cycle Assessment and Life Cycle Costs via Normalization. Int J LCA 12 (7) 537 – 543 (2007)
Klöpffer et al. 2009	Klöpffer, Walter; Grahl, Birgit (2009): Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim: Wiley-VCH.
Kötz 2000	Wolf-Dietrich Kötz: Vorbeugender Schallschutz im Wohnungsbau in BBAuBI 12/2000
Kühnapfel 2014	Kühnapfel J.: Nutzwertanalyse in Marketing und Vertrieb. Springer, 2014.
Lahl/Lahl 2010	Lahl U., Lahl-Zeschmar B.: Stand der Technik der Emissionsminderung bei Biogasanlagen. Berliner Immissionskonferenz- Planung, Genehmigung und Betrieb von Anlagen. Berlin, 15. Und 16. Dezember 2010.

- Meinzinger 2010 Meinzinger F.: Resource efficiency of urban sanitation systems: a comparative assessment using material and energy flow analysis. Dissertation, Technische Universität Hamburg-Harburg 2010.
- Müller-Wenk 2002 Müller Wenk R.: Zurechnung von lärmbedingten Gesundheitsschäden auf den Strassenverkehr. Schriftenreihe Umwelt Nr. 339. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 70 S.
- OGewV 2011 Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung OGeV), in der Fassung vom 20.Juli 2011
- Oldenburg 2015 Oldenburg, M.: „Handbuch Unterdruckentwässerung: Ein Leitfadens für die Installation in Gebäuden, Hrsg.: Hamburg Wasser, 2015
- Prognos 2007 Prognos AG, EWI - Energiewirtschaftliches Institut an der Universität zu Köln: Energieszenarien für den Energiegipfel 2007. Für das Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie. Basel/Köln 2007
- Remy 2010 Remy C.: Life Cycle Assessment of conventional and source-separation systems for urban wastewater management. Dissertation TU Berlin. Berlin, 2010.
- Remy et al. 2006 Remy C., Ruhland A., Jekel M.: Ökologischer Vergleich alternativer Sanitärkonzepte mittels Life Cycle Assessment (LCA). Studie im Rahmen des EU-Demonstrationsprojekts „Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater“ (SCST). Berlin 2006.
- Rosenbaum et al. 2008 Rosenbaum R.K., Bachmann T.K., Gold L.S., Huijbregts M.A.J., Jolliet O., Juraske R., Koehler A., Larsen H.F., MacLeod M., Margni M., McKone T.E., Payet J., Schuhmacher M., Van de Meent D., Hauschild M.Z. (2008): USEtox-The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. International Journal of Life Cycle Assessment 13(7) 532-546 (<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>).
- Rosenbaum et al. 2011 Rosenbaum RK, Huijbregts MAJ, Henderson A, Margni M, McKone TE, Van de Meent D, Hauschild M, Shaked S, Li DS, Slone TH, Gold LS, Jolliet O (2011): USEtox human exposure and toxicity factors for comparative assessment of chemical emissions in Life Cycle Analysis: Sensitivity to key chemical properties. International Journal of Life Cycle Assessment Special issue USEtox, July 2011
- Saling et al. 2002 Saling, P.; Kicherer, A. et al.: Eco-Efficiency Analysis by BASF: The Method: Int. J. LCA 7 (4), 203-218, (2002)
- Schmid 2006 Schmid, J. et al.: Gefährdungspotenzial durch Cyclopentan aus der Behandlung von VOC-Kühlgeräten. Im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg. 2006
- Schmidt 2003 Schmidt, Silke: Ökoeffizienz-Analyse. Heizsysteme zur Versorgung eines Einfamilienhauses. Ludwigshafen, 2003

Schmitz/Paulini 1999	Schmitz, S. & I. Paulini: Bewertung in Ökobilanzen: Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043 (Version'99). Umweltbundesamt [Hrsg.] Berlin 1999. 113 S.
SMUL,2004:	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft: Entscheidungsfindung bei Abwasser-investitionen im ländlichen Raum, Kostenvergleichs-rechnung zwischen zentralen und dezentralen Abwasser-lösungen am Beispiel der Gemeinde Schmölln-Putzkau, Dresden 2004
Statistik Hamburg 2012	Energiebilanz Hamburg 2010. Herausgeben von der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg. Hamburg 2012
Steen 1999	Steen B. (1999) A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS) Version 2000 - Models and Data of the Default Method CPM report 1999:5
Strecker 2006	Strecker, Adam: Geruchsermittlung am praktischen Beispiel. Seminar TÜV Hessen: Gerüche erfassen-bewerten-vermeiden. Wiesbaden-Biebrich, 10. Oktober 2006.
TA-Lärm	„Sechste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz“, in der aktuell gültigen Fassung vom 26. August 1998
TA-Luft	„Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz“, in der aktuell gültigen Fassung vom 24.Juli 2002
Telkamp 2008	Telkamp et al.: „User acceptance of vacuum toilets and grey water systems in The Netherlands, Norway and Germany“, Sanitation Challenge. Wageningen University 2008
TLUG 2013	„Ein Ansatz für die Schallimmissionsprognose tieffrequenter Geräusche“, Seminar Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TELUG), 29. Mai 2013
TU Dresden	TU Dresden: http://elearning.tu-dresden.de/versuchsplanung/e35/e288/e547/ [01.06.2015]
UBA 1990	Interdisziplinärer Arbeitskreis für Lärmwirkungsfragen beim Umweltbundesamt: Belästigung durch Lärm: Psychische und körperliche Reaktionen in Zeitschrift für Lärmbekämpfung 37 (1990) 1-6
UBA 1995	Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen – Wirkungsbilanz und Bewertung. Umweltbundesamt; Gesellschaft für Consulting und Analytik im Umweltbereich (C.A.U.); ifeu. Umweltbundesamt Texte, 23/95. 1995
UBA 1999	Umweltbundesamt (Hrsg.): 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.

- UBA 2009 Umweltbundesamt (Hrsg.): Daten zur Umwelt. Ausgabe 2009. Dessau-Roßlau, Juli 2009.
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/daten-zur-umwelt-2009> [22.6.2015]
- UBA 2010 Giering K.: „Lärmwirkungen: Dosis-Wirkungsrelationen“, Umweltbundesamt 2010
- UBA 2011 UBA: Auswertung der Online-Lärmumfrage des Umweltbundesamtes. Dessau-Roßlau, 2011.
- UBA 2015a Umweltbundesamt (Hrsg.): Treibhausgas-Emissionen in Deutschland. <http://www.umweltbundesamt.de/daten/klimawandel/treibhausgas-emissionen-in-deutschland>, abgerufen am 22.6.2015
- UBA 2015b Umweltbundesamt (Hrsg.): Emission von Luftschadstoffen. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen>, abgerufen am 22.6.2015
- Uni HH 2013 Universität Hamburg: Vorlesungsfolien Dr. Enzmann „Statistik I Kriminologie-Skalenniveaus“ am Institut für Kriminalwissenschaften-Abteilung Kriminologie – abrufbar unter <http://www2.jura.uni-hamburg.de/instkrim/kriminologie/Mitarbeiter/Enzmann/Lehre/StatIKrim/Skalenniveaus.PDF> [01.06.2015]
- UVPG 2010 Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG). Stand 24.2.2010.
- VBEB 2007 „Vorläufige Berechnungsmethode zur Ermittlung der Belastetenzahlen durch Umgebungslärm (VBEB), Bundesanzeiger Nr. 75 vom 20. April 2007
- VDI 4100 VDI-Richtlinie 4100:2007-08 Schallschutz von Wohnungen; Kriterien für Planung und Beurteilung
- VHK 2005 Van Holsteijn en Kemna BV: Methodology Study Eco-Design of Energy-using Products (MEEuP), commissioned by DG ENTR, Delft 2005.
http://ec.europa.eu/energy/demand/legislation/doc/2005_11_28_finalreport1_en.pdf
- WHG 2014 Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts, in der Fassung vom 15. November 2014
- WHO 1980 World Health Organization: Environmental Health Criteria Document, Nr. 12: Noise, 2008, Geneva, Switzerland.
- WHO 2011 World Health Organization (Europe): Burden of disease from environmental noise- Quantification of healthy life years lost in Europe. Kopenhagen, 2011.