

**Entwicklung eines Nachhaltigkeitsbewertungssystems für
Kläranlagen und den nachgeschalteten
Klärschlammverwertungspfad am Beispiel der
bayerisch-tschechischen Grenzregion**

Julia Maria Straub

Vollständiger Abdruck der vom TUM Campus Straubing für Biotechnologie und Nachhaltigkeit der Technischen Universität München zur Erlangung einer

Doktorin der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)

genehmigten Dissertation.

Vorsitz: Prof. Dr. Claudia Doblinger

Prüfende der Dissertation:

1. Prof. Dr. Cordt Zollfrank
2. Prof. Dr. Diana Hehenberger-Risse

Die Dissertation wurde am 27.02.2024 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch den TUM Campus Straubing für Biotechnologie und Nachhaltigkeit am 15.07.2024 angenommen.

Danksagung

Mein herzlicher Dank gilt meinem “Doktorvater” Prof. Dr. Cordt Zollfrank, der mir die Möglichkeit zur Promotion am TUM Campus Straubing eröffnet hat. Seine wissenschaftliche Betreuung, der rege Austausch und die ausführlichen Gespräche verschafften mir bei meiner Promotion Orientierung.

Bei Prof. Dr. Diana Hehenberger-Risse bedanke ich mich für die jahrelange angenehme Zusammenarbeit, die hilfreichen Ratschläge und das große entgegengebrachte Vertrauen. Von ihrer fundierten Expertise im Bereich Nachhaltigkeit und ihren zahlreichen Anregungen habe ich in hohem Maße profitiert. Ihr außergewöhnliches Engagement bei der Betreuung meiner Arbeit verdient besondere Würdigung.

Meiner Mentorin Prof. Dr. Mona Riemenschneider danke ich für ihren fachlichen Input zu den Themen Datenmanagement und Programmierung sowie für den persönlichen Austausch.

Die Zusammenarbeit mit Prof. Dr. Josef Hofmann war mir, insbesondere aufgrund seiner fachlichen Expertise und seines persönlichen Einsatzes bei zahlreichen Publikationen, stets eine große Hilfestellung.

Dank gebührt auch Prof. Dr. Stefan-Alexander Arlt, der mich ermutigte eine wissenschaftliche Karriere anzustreben.

Weiterhin möchte ich mich bei den Teilnehmern des Projekts *greenIKK*, insbesondere den beteiligten Kommunen, den Mitarbeitenden der Kläranlagen und der Chevak a.s. sowie des VÚLHM, für die konstruktive Zusammenarbeit bedanken.

Die Unterstützung durch das BayWISS-Kolleg Life Sciences und Grüne Technologien ging weit über finanzielle Mittel hinaus. Insbesondere bedanke ich mich bei Dr. Michaela Stegmann und Dr. Ute Nazet für die Koordination von zahlreichen außergewöhnlichen und anregenden Veranstaltungen. Außerdem danke ich meinen Mit-Promovierenden der “BayWISS-Schreibgruppe” für wertvolle Ratschläge, Hilfestellungen und fröhliche Momente.

Weiterhin danke ich der LaKoF Bayern für die finanzielle Förderung meines Promotionsvorhabens.

Bei meinen Kolleginnen und Kollegen sowohl am Technologiezentrum Energie als auch an der HAW Landshut bedanke ich mich für die angenehme Zusammenarbeit. Insbesondere danke ich meinen Kolleginnen und Freundinnen Christina Schubert und Shengjuan Wang für die gegenseitige Unterstützung und Motivation sowie für die zahlreichen schönen gemeinsamen Momente.

Meinen abschließenden Dank richte ich an meine Familie, deren bedingungslose Unterstützung meine Promotion überhaupt erst ermöglichte.

Zusammenfassung

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird eine Systematik zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Kläranlagen und der nachgeschalteten Klärschlammverwertung erarbeitet.

Dies erfolgt am Beispiel von 45 Kläranlagen in der bayerisch-tschechischen Grenzregion. Hierbei werden die unterschiedlichen Dimensionen der Nachhaltigkeit Ökologie, Ökonomie und Soziales berücksichtigt.

Zu Beginn wird die historische Entwicklung des Themas Nachhaltigkeit dargestellt. Die verschiedenen Dimensionen der Nachhaltigkeit und ihre Positionen werden erläutert. Weiterhin werden verbreitete Modelle und Leitstrategien der Nachhaltigkeit vorgestellt. Zur Einordnung der vorliegenden Arbeit in den Stand der Forschung erfolgt eine Analyse von Studien, die sich mit der Nachhaltigkeit von Wasserwirtschaftssystemen befassen.

Anschließend wird die Methodik beschrieben, die zur Entwicklung des Bewertungssystems herangezogen wird. Die Zielregion wird definiert und die Prozesse, die in die Bewertung eingehen, werden festgelegt. Zur Bewertung der ökologischen Dimension wird die Methodik der Ökobilanzierung herangezogen. Die Bewertung der sozialen Dimension erfolgt anhand einer Top-Down-Analyse von Nachhaltigkeitsrahmenwerken. Die ökonomische Dimension wird auf Basis der Abwassergebühren der Kläranlagen bewertet.

Im Entwicklungsteil dieser Arbeit werden anhand der oben genannten Methoden Indikatoren zur Bewertung der verschiedenen Dimensionen der Nachhaltigkeit entwickelt. Diese werden anhand der Daten der Kläranlagen der Zielregion ausgewertet, erprobt und bei Bedarf angepasst. Am Ende des Entwicklungsprozesses stehen sechs ökologische, fünf soziale und ein ökonomischer Einzelindikator fest. Für eine vereinfachte Erfassung und Auswertung der Daten der 45 Kläranlagen werden außerdem eine Datenbank entwickelt und Programmcode zur automatisierten Datenverarbeitung generiert.

Im Ergebnisteil werden die zuvor erarbeiteten Einzelindikatoren pro Dimension zusammengefasst, sodass für jede Kläranlage eine ökologische, eine soziale und eine ökonomische Bewertung vorliegen. Die Bewertungsergebnisse der einzelnen Dimensionen werden anschließend gewichtet und zu einer ganzheitlichen Bewertung zusammengeführt. Für eine anschauliche Präsentation der Bewertungsergebnisse wird ein standardisiertes Schema in Form eines Nachhaltigkeitsberichts am Beispiel einer der Kläranlagen der Zielregion vorgestellt.

Abschließend erfolgt die Diskussion der eingesetzten Methoden und der somit erzielten Ergebnisse. Außerdem werden Empfehlungen zur Anwendung des Bewertungssystems gegeben und Möglichkeiten zur wissenschaftlichen Weiterentwicklung auf Basis der vorliegenden Arbeit aufgezeigt.

Summary

The present study provides a system for assessing the sustainability of wastewater treatment plants and the subsequent sewage sludge utilization.

For this purpose, 45 wastewater treatment plants in the Bavarian-Czech border region are used as examples. The different dimensions of sustainability - ecological, economic and social - are taken into account.

The historical development of the topic of sustainability is outlined at the beginning. Different dimensions of sustainability and their positions are explained. Furthermore, popular models and key strategies of sustainability are presented. An assessment of studies addressing the sustainability of water management systems is carried out in order to contextualize the present work in the current state of research.

Next, the methodology used to develop the sustainability assessment system is presented. The model region and the processes included in the evaluation are defined. In order to evaluate the ecological dimension the method of life cycle assessment is applied. The assessment of the social dimension is conducted using a top-down analysis of sustainability frameworks. The economic dimension is evaluated on the basis of the wastewater charges.

In the next section, indicators for the assessment of the three dimensions of sustainability are developed using the aforementioned methods. The indicators are subsequently evaluated, tested and, if necessary, adapted using data from the wastewater treatment plants in the model region. By the end of this process, six ecological, five social and one economic specific indicator are determined. Also, to facilitate the compilation and preparation of the data from 45 wastewater plants a database is developed and program code for automated processing is generated.

In the result section, the previously developed specific indicators are summarized for each dimension to generate an ecological, social and economic assessment for each wastewater plant. The assessment results of the individual dimensions are then weighted and combined to determine the holistic sustainability assessment. For an illustrative presentation of the results, a standardized template in the form of a sustainability report is presented using the example of one of the wastewater plants in the model region.

A discussion of the methodology and the obtained results is presented at the end. In addition, suggestions for the implementation of the assessment system are provided and further research potential based on the present work is outlined.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	i
Zusammenfassung	ii
Summary	iii
Inhaltsverzeichnis	iv
Abbildungsverzeichnis	vi
Tabellenverzeichnis	x
Verzeichnis der Code-Beispiele	xv
Glossar	xvi
Akronyme	xvii
1 Einleitung	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung	2
2 Aktueller Forschungsstand	4
2.1 Historie der Nachhaltigkeit	4
2.2 Dimensionen der Nachhaltigkeit	7
2.3 Positionen der Nachhaltigkeit	8
2.4 Bedeutende Nachhaltigkeitsmodelle	9
2.5 Leitstrategien der Nachhaltigkeit	10
2.6 Bedeutende Nachhaltigkeitsbewertungssysteme	11
2.7 Ansätze zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Wasserwirtschaftssystemen	13
2.7.1 Bewertung der ökologischen Dimension	13
2.7.2 Bewertung mehrerer Dimensionen	18
3 Vorgehen und Methoden	24
3.1 Zielregion	24
3.2 Betrachtete Prozesse	25
3.3 Ökobilanzierung	26
3.3.1 Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen	26
3.3.2 Sachbilanz	27
3.3.3 Wirkungsabschätzung	28
3.3.4 Auswertung	37
3.4 Top-Down-Analyse der Nachhaltigkeitsziele	37
3.5 Bewertung der Abwassergebühren	37

4	Entwicklung des Bewertungssystems	39
4.1	Datenerfassung und -verarbeitung	39
4.1.1	Herkunft und Erfassung der Daten	39
4.1.2	Transfer der Daten	41
4.1.3	Editieren der Daten	45
4.2	Ökologische Bewertung	47
4.2.1	Ziel	47
4.2.2	Untersuchungsrahmen	47
4.2.3	Modellerstellung und Sachbilanzierung	49
4.2.4	Automatisierte Sachbilanzerstellung	84
4.2.5	Wirkungsabschätzung	89
4.2.6	Auswertung der ökologischen Indikatoren	102
4.2.7	Sensitivitätsanalyse	129
4.3	Soziale Bewertung	150
4.3.1	Top-Down-Bewertung	150
4.3.2	Ableiten von sozialen Indikatoren	157
4.3.3	Auswertung der sozialen Indikatoren	171
4.3.4	Vereinheitlichung der sozialen Indikatoren	188
4.3.5	Auswertung der vereinheitlichten sozialen Indikatoren	190
4.4	Ökonomische Bewertung	200
4.4.1	Entwicklung der ökonomischen Bewertung	200
4.4.2	Auswertung der ökonomischen Bewertung	202
4.4.3	Vereinheitlichung der ökonomischen Bewertung	206
4.4.4	Auswertung der vereinheitlichten ökonomischen Bewertung	207
5	Ergebnisse	210
5.1	Nachhaltigkeitsbewertung der Kläranlagen	210
5.1.1	Bewertung der verschiedenen Dimensionen der Nachhaltigkeit	210
5.1.2	Bewertung der ganzheitlichen Nachhaltigkeit	214
5.2	Nachhaltigkeitsberichterstattung am Beispiel der Kläranlage Mitterteich	216
5.2.1	Nachhaltigkeitsbericht	217
5.2.2	Handlungsempfehlungen zum Nachhaltigkeitsbericht	225
6	Diskussion	226
6.1	Diskussion der Methodik	226
6.2	Diskussion der Ergebnisse	230
6.3	Empfehlungen zur Anwendung des Bewertungssystems	233
6.4	Aspekte zur Weiterentwicklung	233
7	Literaturverzeichnis	236
8	Anhang	263
8.1	Mathematische Herleitung der Gleichung 4.23	263
8.2	Analyse fehlender Einträge in Datenbank	264
8.3	Versionen der eingesetzten Methoden zur Wirkungsabschätzung	275
8.4	Auswertung der Nachhaltigkeitsindikatoren	276
8.4.1	Auswertung ökologische Indikatoren	276
8.4.2	Auswertung soziale Indikatoren	277
8.5	Quellcode und Entwicklungsumgebung	278

Abbildungsverzeichnis

2.1	Sustainable Development Goals, Ziele der Vereinten Nationen für nachhaltige Entwicklung [1]	6
2.2	Drei-Säulen-Modell der Nachhaltigkeit nach [2, S. 118]	9
2.3	Schnittmengenmodell der Nachhaltigkeit nach [2, S. 121] und [3]	10
2.4	Nachhaltigkeitsdreieck nach [2, S. 122]	10
2.5	Systemgrenzen in untersuchten LCA-Studien: grau [4–10] rot [11, 12] rot gestrichelt [13, 14] gelb [15–27] grün [28, 29] grün gestrichelt [30–36] blau [37–40] nach [41]	15
3.1	Bayerisch-tschechische Grenzregion mit Kläranlagenstandorten [42] Karte: [43, 44] (abgerufen am 29.01.2021)	25
3.2	Elementarflüsse, Zwischenproduktflüsse und Referenzfluss nach [45]	27
3.3	Konzept der Wirkungsindikatoren nach [46]	28
3.4	Umweltauswirkungen vom Elementarfluss bis zu den Schutzgebieten an einem vereinfachten Beispiel der Erderwärmung nach [47, S. 8]	29
3.5	Wirkungskategorien und Endpunkte der Methode IMPACT 2002+ nach [48] nach [49]	33
3.6	Wirkungskategorien der Methode ReCiPe 2016 nach [50]	34
4.1	Übertragung der Daten von Excel-Dateien in JSON-Datenbank nach [51]	43
4.2	Schematische Darstellung der Systemgrenzen nach [52, S. 29]	48
4.3	Beispiel für Modellierung in Umberto [53]	51
4.4	Modell der Prozesse der Abwasserbehandlung [53, 54]	58
4.5	Modell der Prozesse der Rechengutbehandlung [53, 54]	61
4.6	Modell der Prozesse der Sandfanggutbehandlung [53, 54]	63
4.7	Modell des Prozesses der Klärschlammmentwässerung [53, 54]	65
4.8	Modell der Prozesse der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung [53, 54]	69
4.9	Modell der Prozesse der Kompostierung und Rekultivierung [53, 54]	72
4.10	Modell der Prozesse der Klärschlammvererdung [53, 54]	75
4.11	Modell der Prozesse der Klärschlammverwertung durch Monoverbrennung [53, 54]	80
4.12	Modell der Prozesse der Klärschlammverwertung durch Mitverbrennung im Braunkohlekraftwerk [53, 54]	82
4.13	Modell der Prozesse der Klärschlammdeponierung [53, 54]	83
4.14	Der Code greift auf die Kläranlagendatenbank zu und schreibt die Werte in den DataFrame nach [51]	88
4.15	CML Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen (siehe auch Tabelle 4.31)	94

4.16	USEtox Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen (siehe auch Tabelle 4.31)	96
4.17	CML Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen (siehe auch Tabelle 4.31) mit Referenzfluss 1.000 m ³	98
4.18	USEtox Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen (siehe auch Tabelle 4.31) mit Referenzfluss 1.000 m ³	100
4.19	Gesamtwerte in der Kategorie Versauerung	104
4.20	Prozentuale Werte in der Kategorie Versauerung	107
4.21	Anteile der Prozesse an den Gesamtwerten in der Kategorie Versauerung	108
4.22	Gesamtwerte in der Kategorie Klimaänderung	110
4.23	Prozentuale Werte in der Kategorie Klimaänderung	111
4.24	Anteil der Prozesse an den Gesamtwerten in der Kategorie Klimaänderung	112
4.25	Gesamtwerte in der Kategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie	113
4.26	Prozentuale Werte in der Kategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie	115
4.27	Anteil der Prozesse an den Gesamtwerten in der Kategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie	116
4.28	Gesamtwerte in der Kategorie Eutrophierung	117
4.29	Prozentuale Werte in der Kategorie Eutrophierung	119
4.30	Anteil der Prozesse an den Gesamtwerten in der Kategorie Eutrophierung	120
4.31	Gesamtwerte in der Kategorie Landnutzung	121
4.32	Prozentuale Werte in der Kategorie Landnutzung	123
4.33	Anteil der Prozesse an den Gesamtwerten in der Kategorie Landnutzung	124
4.34	Gesamtwerte in der Kategorie Ökotoxizität	125
4.35	Prozentuale Werte in der Kategorie Ökotoxizität	127
4.36	Anteil der Prozesse an den Gesamtwerten in der Kategorie Ökotoxizität	128
4.37	Anteil fehlender Einträge an möglichen Einträgen in Datenbank	133
4.38	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Versauerung .	138
4.39	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Klimaänderung	140
4.40	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie	142
4.41	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Eutrophierung	144
4.42	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Landnutzung	146
4.43	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Ökotoxizität .	148
4.44	Dreistufige Bewertung der Nachhaltigkeitsrahmenwerke	152
4.45	Soziale SDGs mit Bezug zur Abwasserbehandlung der Zielregion nach [1]	152
4.46	Hochwassergefahrenkarte Wondreb (Ausschnitt) [55]	162
4.47	Hochwassergefahrenflächen an den Kläranlagenstandorten Mitterteich ($R_1 = 1$) (a) und Neualbenreuth ($R_1 = 0$) (b) [56]	163
4.48	Kläranlagenstandorte [42] mit Jahresraster Anzahl der Tage mit Niederschlag ≥ 30 mm [57] auf deutscher Seite der Zielregion, Karte: [44] (abgerufen am 30.08.2021)	164
4.49	Kläranlage Waldsassen mit Jahresraster Anzahl der Tage mit Niederschlag ≥ 30 mm der Jahre 2007 (a) bis 2016 (j) [57], Karte: [44] (abgerufen am 13.09.2021)	165
4.50	Standorte Kläranlagen (rot) [42] und Wetterstationen (blau) [58] auf tschechischer Seite der Zielregion, Karte: [43,44] (abgerufen am 27.03.2023)	166

4.51	Standort der Kläranlage Skalná (rot) [42] und der nächsten Wetterstationen (blau) [58], Karte: [43,44] (abgerufen am 13.09.2021)	167
4.52	Ausbaugröße und tatsächliche Belastung der Kläranlagen in EW [42] . .	173
4.53	Stromversorgung der Kläranlagen aus Netzbezug und Eigenerzeugung in kWh (linke Achse) [42] und Indikator W_3 in % (rechte Achse)	175
4.54	Humantoxizität der Abwasserbehandlung Indikator G	176
4.55	Verwertungswege [42] für im Klärschlamm enthaltenen Phosphor in kg (linke Achse) und Indikator E in % (rechte Achse)	178
4.56	Risikofaktor R_1 (Hochwasser) der Kläranlagenstandorte, Datengrundlage: [56, 59]	179
4.57	Durchschnittliche Anzahl an Tagen pro Jahr mit Niederschlag ≥ 30 mm über den Zeitraum 2007 - 2016 (M blau, linke Achse), Risikofaktor (R_2 rot, rechte Achse), Niederschlagsdaten: Deutschland [57], Tschechien [58]	182
4.58	Risikofaktor R_2 für Kläranlagenstandorte [42] der Zielregion: $R_2 = 2$ schwarz, $R_2 = 1$ rot, $R_2 = 0$ gelb, Niederschlagsdaten: Deutschland [57], Tschechien [58], Karte: [43, 44] (abgerufen am 30.03.2023)	183
4.59	CSB-Wert im Kläranlagenablauf der deutschen Kläranlagen: Grenzwerte in Deutschland [60] und Tschechien [61] sowie tatsächlicher Messwert [42]	186
4.60	CSB-Wert im Kläranlagenablauf der tschechischen Kläranlagen: Grenzwerte in Deutschland [60] und Tschechien [61] sowie tatsächlicher Messwert [42]	186
4.61	BSB ₅ -Wert im Kläranlagenablauf der deutschen Kläranlagen: Grenzwerte in Deutschland [60] und Tschechien [61] sowie tatsächlicher Messwert [42]	187
4.62	BSB ₅ -Wert im Kläranlagenablauf der tschechischen Kläranlagen: Grenzwerte in Deutschland [60] und Tschechien [61] sowie tatsächlicher Messwert [42]	188
4.63	Gesamtbewertung des Bereichs Wohnen anhand des vereinheitlichten Indikators W	192
4.64	Gesamtbewertung des Bereichs Gesundheit anhand des vereinheitlichten Indikators G	194
4.65	Gesamtbewertung des Bereichs Ernährung anhand des vereinheitlichten Indikators E	196
4.66	Gesamtbewertung des Bereichs Resiliente Infrastrukturen anhand des Indikators R	198
4.67	Gesamtbewertung des Bereichs Compliance anhand des vereinheitlichten Indikators C	200
4.68	Abwassergebühren der Kläranlagen im Jahr 2016 [42], 20 tschechische Kläranlagen werden durch CZ WWTPs repräsentiert	203
4.69	Ausbaugröße und Belastung in EW (linke Achse), Abwassergebühren in Euro pro m ³ (rechte Achse) der deutschen Kläranlagen im Jahr 2016 [42]	204
4.70	Anteil der Abwasserkosten der Kläranlagen am Einkommen im Jahr 2016, 20 tschechische Kläranlagen werden durch CZ WWTPs repräsentiert	206
4.71	Vereinheitlichte ökonomische Bewertung der Kläranlagen, 20 tschechische Kläranlagen werden durch CZ WWTPs repräsentiert	209
5.1	Bewertung der drei Dimensionen Ökologie, Soziales und Ökonomie der Nachhaltigkeit	213

5.2	Bewertung der ganzheitlichen Nachhaltigkeit der Kläranlagen inkl. der gewichteten Bewertungen der Dimensionen	215
5.3	Kartenausschnitt Kläranlage Mitterteich [44] (abgerufen am 02.10.2023)	217
5.4	Ökologische Indikatoren	219
5.5	Beitrag der Prozesse zu den Umweltauswirkungen	220
5.6	Soziale Indikatoren	222
5.7	Beitrag der Prozesse zur Humantoxizität	223

Tabellenverzeichnis

2.1	Wirkungsabschätzungsmethoden in der Literatur	17
2.2	Betrachtete Dimensionen der Nachhaltigkeit in ausgewählten Studien . .	23
3.1	Wirkungskategorien der Methode CML [62, S. 68]	31
4.1	Nummerierung der Kläranlagen gemäß ihrer Reihenfolge in der Kläranlagendatenbank	46
4.2	Input-Output-Bilanz der Abwasserbehandlung	51
4.3	Annahmen eingesetzte Fällmittel	52
4.4	Überführung der Input-Seite des Prozesses Abwasserbehandlung in das Format der Sachbilanz	55
4.5	Überführung der Output-Seite des Prozesses Abwasserbehandlung in das Format der Sachbilanz	56
4.6	Der Abwasserbehandlung vorgelagerte Prozesse [54]	57
4.7	Transportprozesse [54]	59
4.8	Sachbilanz der Rechengutbehandlung [53, 54]	59
4.9	Der Rechengutbehandlung vor-/nachgelagerte Prozesse [54]	60
4.10	Sachbilanz der Sandfanggutbehandlung [53, 54]	61
4.11	Der Sandfanggutbehandlung nachgelagerte Prozesse [54]	62
4.12	Spezifischer Stromverbrauch der Entwässerungsanlagen nach [63]	64
4.13	Sachbilanz der Klärschlammwässerung [53, 54]	64
4.14	Der Klärschlammwässerung vorgelagerte Prozesse [54]	64
4.15	Sachbilanz der Klärschlamm-trocknung [53]	65
4.16	Sachbilanz der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung [53, 54] . . .	68
4.17	Der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung vorgelagerte Prozesse [54]	68
4.18	Sachbilanz der Klärschlammkompostierung [53, 54]	70
4.19	Sachbilanz der Klärschlammverwertung durch Rekultivierung [53, 54] . .	71
4.20	Der Kompostierung nachgelagerter Prozess [54]	71
4.21	Sachbilanz der Klärschlammvererdung [53, 54]	73
4.22	Sachbilanz der landwirtschaftlichen Ausbringung von vererdetem Klärschlamm [53, 54]	73
4.23	Der Vererdung vor-/nachgelagerte Prozesse [54]	74
4.24	Sachbilanz der Klärschlammmonoverbrennung [53, 54]	78
4.25	Der Monoverbrennung vor-/nachgelagerte Prozesse [54]	79
4.26	Sachbilanz der Klärschlammmitverbrennung im Kohlekraftwerk [53, 54] .	81
4.27	Der Mitverbrennung im Kohlekraftwerk vor-/nachgelagerte Prozesse [54]	82
4.28	Sachbilanz der Klärschlammdeponierung [53, 54]	83
4.29	Der Klärschlammdeponierung nachgelagerter Prozess [54]	83

4.30	Tabellarische Darstellung des DataFrame aus Code-Beispiel 4.4 [51] . . .	86
4.31	Ausgewählte, repräsentative Kläranlagen für erste Auswertung [42] . . .	93
4.32	CML Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen (Teil 1)	93
4.33	CML Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen (Teil 2)	94
4.34	Statistische Auswertung der CML-Wirkungskategorien	95
4.35	USEtox Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen . .	96
4.36	Statistische Auswertung der USEtox-Wirkungskategorien	97
4.37	CML Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen mit Referenzfluss 1.000 m ³ (Teil 1)	97
4.38	CML Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen mit Referenzfluss 1.000 m ³ (Teil 2)	98
4.39	Statistische Auswertung der CML-Wirkungskategorien mit Referenzfluss 1.000 m ³	99
4.40	USEtox Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen mit Referenzfluss 1.000 m ³	100
4.41	Statistische Auswertung der USEtox-Wirkungskategorien mit Referenzfluss 1.000 m ³	101
4.42	Ausgewählte Indikatoren für die Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit	102
4.43	Gesamtwerte in der Kategorie Versauerung	104
4.44	Prozentuale Werte in der Kategorie Versauerung	106
4.45	Gesamtwerte in der Kategorie Klimaänderung	109
4.46	Prozentuale Werte in der Kategorie Klimaänderung	111
4.47	Gesamtwerte in der Kategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie	113
4.48	Prozentuale Werte in der Kategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie	114
4.49	Gesamtwerte in der Kategorie Eutrophierung	117
4.50	Prozentuale Werte in der Kategorie Eutrophierung	118
4.51	Gesamtwerte in der Kategorie Landnutzung	121
4.52	Prozentuale Werte in der Kategorie Landnutzung	122
4.53	Gesamtwerte in der Kategorie Ökotoxizität	125
4.54	Prozentuale Werte in der Kategorie Ökotoxizität	126
4.55	Gesamtwerte in der Kategorie Photochemische Oxidation	129
4.56	Bewertung der Qualität der Kläranlagendaten - Summe fehlende und mögliche Einträge, Anteil fehlender an möglichen Einträgen	132
4.57	Wirkungsabschätzung der Kläranlage Nr. 29 mit originalen und berechneten Daten	134
4.58	Wirkungsabschätzung der Kläranlage Nr. 40 mit originalen und berechneten Daten	135
4.59	Sensitivitätsanalyse - Bisherige [62, 64, 65] und alternative [49, 66, 67] Methoden zur Wirkungsabschätzung	137
4.60	Auswahl Kläranlagen für Sensitivitätsanalyse der Methode der Wirkungsabschätzung [42]	137
4.61	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Versauerung .	138
4.62	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Klimaänderung	140

4.63	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie	142
4.64	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Eutrophierung	144
4.65	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Landnutzung	146
4.66	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Ökotoxizität .	148
4.67	Top-Down-Bewertungsansatz	150
4.68	Soziale <i>Sustainable Development targets</i> mit Bezug zur Abwasserbehandlung der Zielregion [68]	153
4.69	Soziale Nachhaltigkeitsziele der Bundesrepublik Deutschland mit Bezug zur Abwasserbehandlung der Zielregion [69]	154
4.70	Soziale, strategische Nachhaltigkeitsziele der Tschechischen Republik mit Bezug zur Abwasserbehandlung der Zielregion [70]	155
4.71	Soziale, spezifische Nachhaltigkeitsziele der Tschechischen Republik mit Bezug zur Abwasserbehandlung der Zielregion [70]	155
4.72	Soziale Nachhaltigkeitsziele des Bundeslands Bayern mit Bezug zur Abwasserbehandlung der Zielregion [71]	156
4.73	Nachhaltigkeitsziele im Bereich Wohnen [68–71]	157
4.74	Nachhaltigkeitsziele im Bereich Gesundheit [68–70]	159
4.75	Nachhaltigkeitsziele im Bereich Ernährung [68, 70, 71]	160
4.76	Nachhaltigkeitsziele im Bereich Resiliente Infrastrukturen [68]	161
4.77	Hochwasserszenarien mit Eintrittswahrscheinlichkeiten [72, 73]	162
4.78	Bewertung des Hochwasserrisikos der Kläranlagenstandorte	163
4.79	Anzahl der Tage mit einer Niederschlagshöhe ≥ 30 mm im Bereich der Kläranlage Waldsassen [57]	165
4.80	Anzahl der Tage mit einer Niederschlagshöhe ≥ 30 mm an den Wetterstationen Skalná und Františkovy Lázně [58]	167
4.81	Bewertung des Starkregenrisikos der Kläranlagenstandorte	168
4.82	Rechtliche Anforderungen (bzgl. CSB und BSB ₅) an eingeleitetes Abwasser in Deutschland lt. Anhang 1 AbwV [60]	168
4.83	Rechtliche Anforderungen (bzgl. CSB und BSB ₅) an eingeleitetes Abwasser in Tschechien lt. Anhang 1 Regierungsverordnung Nr. 401/2015 Slg. [61]	169
4.84	Anschlussgrad an Kanalisation Indikator W_1 inkl. Daten zur Berechnung	171
4.85	Angemessenheit der Abwasserbehandlung Indikator W_2 in EW und Prozent	172
4.86	Autarkie der Energieversorgung Indikator W_3	174
4.87	Humantoxizität der Abwasserbehandlung Indikator G	176
4.88	Landwirtschaftliche Phosphornutzung Indikator E	177
4.89	Risikofaktor R_1 (Hochwasser) der Kläranlagenstandorte	179
4.90	Summe ($\sum_{d \in D} d$) und durchschnittliche Anzahl (M) an Tagen pro Jahr mit Niederschlag ≥ 30 mm über den Zeitraum 2007 - 2016, Risikofaktor R_2	181
4.91	Indikatoren C_1 und C_2 der CSB-Werte der Kläranlagen	184
4.92	Indikatoren C_1 und C_2 der BSB ₅ -Werte der Kläranlagen	185
4.93	Umrechnung zur Vereinheitlichung des Formats der sozialen Indikatoren	189
4.94	Soziale Indikatoren zur Bewertung der sozialen Nachhaltigkeitsbereiche .	190

4.95	Bewertung des Nachhaltigkeitsbereichs Wohnen mit den vereinheitlichten Indikatoren W_1 Anschlussgrad, W_2 Angemessenheit, W_3 Energieautarkie und Gesamtbewertung \mathbf{W}	191
4.96	Bewertung des Nachhaltigkeitsbereichs Gesundheit anhand des vereinheitlichten Indikators \mathbf{G}	193
4.97	Bewertung des Bereichs Ernährung anhand des vereinheitlichten Indikators \mathbf{E}	195
4.98	Bewertung des Nachhaltigkeitsbereichs Resiliente Infrastrukturen mit den vereinheitlichten Indikatoren R_1 Resilienz gegenüber Hochwasser, R_2 Resilienz gegenüber Starkregen und Gesamtbewertung \mathbf{R}	197
4.99	Bewertung des Nachhaltigkeitsbereichs Compliance mit den vereinheitlichten Indikatoren C_{CSB} Unterschreitung CSB-Grenzwert, C_{BSB} Unterschreitung BSB ₅ -Grenzwert und Gesamtbewertung \mathbf{C}	199
4.100	Daten zur Berechnung der ökonomischen Bewertung	201
4.101	Abwassergebühren der Kläranlagen im Jahr 2016 [42]	202
4.102	Ökonomische Bewertung der Kläranlagen: Wasserverbrauch, Abwasserkosten und Anteil der Abwasserkosten am Einkommen im Jahr 2016	205
4.103	Umrechnung zur Vereinheitlichung des Formats der ökonomischen Bewertung	207
4.104	Bewertung der ökonomischen Nachhaltigkeit der Kläranlagen anhand der vereinheitlichten Methodik	208
5.1	Gesamtbewertung der ökologischen Nachhaltigkeit der Kläranlagen	211
5.2	Gesamtbewertung der sozialen Nachhaltigkeit der Kläranlagen	212
5.3	Gesamtbewertung der ökonomischen Nachhaltigkeit der Kläranlagen	212
5.4	Gewichtung der Ergebnisse der einzelnen Nachhaltigkeitsdimensionen	214
5.5	Bewertung der ganzheitlichen Nachhaltigkeit der Kläranlagen	215
5.6	Kurzprofil der Kläranlage Mitterteich [42]	217
5.7	Bewertung der ganzheitlichen Nachhaltigkeit	217
5.8	Bewertung der Dimensionen	218
5.9	Ökologische Bewertung der Kläranlage Mitterteich	219
5.10	Soziale Bewertung der Kläranlage Mitterteich	222
5.11	Ökonomische Bewertung der Kläranlage Mitterteich	224
8.1	Relevante Werte Kläranlagenstandort	264
8.2	Relevante Werte Abwasserablauf	265
8.3	Relevante Werte Abwasserzulauf	266
8.4	Relevante Werte Energieverbrauch	267
8.5	Relevante Werte Phosphatfällung	268
8.6	Relevante Werte Klärschlammparameter (Teil 1)	269
8.7	Relevante Werte Klärschlammparameter (Teil 2)	270
8.8	Relevante Werte Klärschlammparameter (Teil 3)	271
8.9	Relevante Daten Klärschlammverwertung	272
8.10	Relevante Werte: Klärschlamm-, Rechengut-, Sandfanggutmenge	273
8.11	Relevante Werte Klärschlammmentwässerung	274
8.12	Verfügbare Versionen der eingesetzten Methoden zur Wirkungsabschätzung [74]	275
8.13	Prozentuale Bewertung der ökologischen Indikatoren	276
8.14	Prozentuale Bewertung der sozialen Indikatoren	277

8.15	Eingesetzte Python-Bibliotheken	278
------	---	-----

Verzeichnis der Code-Beispiele

4.1	Struktur von JSON-Dateien [75]	43
4.2	Beispiel eines Kläranlagenprofils (Ausschnitt) [51]	44
4.3	Beispiel für die Datenstruktur von Klärschlammesswerten [51] . . .	44
4.4	Beispiel für die Sachbilanz des Prozesses Abwasserbehandlung im Format eines Dataframes [51]	85
4.5	Laden der Kläranlagendatenbank in die Variable <i>wwtp_data</i> [51] . . .	86
4.6	Ansprechen der Werte der Kläranlagendatenbank anhand ihrer <i>keys</i> [51]	86
4.7	Zuordnen der Werte der Kläranlagendatenbank zu DataFrame [51] . .	87
4.8	Implementierung von Gleichung 4.1 und Zuordnen des Werts zu DataFrame [51]	87
4.9	Prüfen des Werts für Rechengutanteil und ggf. Berechnung des Werts [51]	88
4.10	Datenbankeintrag mit numerischem Wert	130
4.11	Datenbankeintrag mit numerischem Wert gleich 0	130
4.12	Datenbankeintrag mit Zeichenkette	130
4.13	Datenbankeintrag mit fehlendem Wert	130
4.14	Datenbankeintrag mit nicht zutreffendem Wert	130
4.15	Datenbankeintrag Ablaufwerte (Beispielwerte)	131

Glossar

Biochemischer Sauerstoffbedarf Menge an Sauerstoff, die von Mikroorganismen innerhalb von fünf Tagen verbraucht wird, um organische Verbindungen oxidativ abzubauen, dient als Maß für die aerob biologisch abbaubaren organischen Schmutzstoffe im Abwasser. [76, S. 10] Die pro Einwohner täglich produzierte Schmutzmenge entspricht einem Sauerstoffbedarf von 60 g [77, S. 61].

Brüden Gasgemisch, das bei der Klärschlamm-trocknung aus Wasserdampf, Luft und ggf. ausgetriebenen Gasen entsteht [78].

Chemischer Sauerstoffbedarf Maß für die gesamte organische Belastung im Abwasser. Erfasst alle chemisch oxidierbaren Stoffe inklusive biologisch nicht oder schwer abbaubarer Stoffe. [76, S. 10].

Einwohnergleichwert Biochemischer Sauerstoffbedarf geteilt durch 60 [77, S. 61].

Einwohnerwert Summe aus der Einwohnerzahl und dem Einwohnergleichwert, beispielsweise für die Belastung oder Ausbaugröße einer Kläranlage [77, S. 61].

Float Datentyp für Dezimalzahlen [79].

Gesamtstickstoff Summe aller N-Verbindungen im Kläranlagenzulauf [77, S. 62] und -ablauf.

Gesamtstickstoff im Ablauf Summe der $\text{NH}_4\text{-N}$ -, $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{NO}_2\text{-N}$ -Messwerte ohne den Anteil des organischen Stickstoffs im Kläranlagenablauf [77, S. 63, S. 117].

Glühverlust Anteil vom Ausgangsgewicht von Klärschlamm, der durch Ausglühen verloren geht. Gibt den Anteil der organischen Substanz an. [77, S. 220].

Integer Datentyp für ganze Zahlen [79].

Phosphatfällung Elimination von Phosphor aus dem Abwasser durch Zugabe von Fällmitteln [76, S. 93].

Social Life Cycle Assessment Soziale und sozio-ökonomische Ergänzung zur umweltbezogenen Ökobilanz für eine ganzheitliche Bewertung im Sinne der nachhaltigen Entwicklung [80].

Trockenmasse Getrocknete Klärschlamm-masse [77, S. 295].

Trockensubstanzanteil Anteil der Trockenmasse an der gesamten Klärschlamm-menge.

Akronyme

a Jahr.

AbfKlärV Klärschlammverordnung.

AbwV Abwasserverordnung.

ADP *Abiotic depletion potential* (Verbrauch abiotischer Ressourcen).

AOX Adsorbierte organisch gebundene Halogene.

AP *Acidification potential* (Versauerung).

Äq. Äquivalent.

As Arsen.

AVV Abfallverzeichnis-Verordnung.

B(a)P Benzo(a)pyren.

BOD₅ *Biological oxygen demand* (Biochemischer Sauerstoffbedarf).

BSB₅ Biochemischer Sauerstoffbedarf.

C_{ges} Kohlenstoff.

CaO Calciumoxid.

Cd Cadmium.

CH₄ Methan.

CHMU Český hydrometeorologický ústav (Tschechisches hydrometeorologisches Institut).

CML Centre of Environmental Science.

CO Kohlenmonoxid.

CO₂ Kohlendioxid.

COD *Chemical oxygen demand* (Chemischer Sauerstoffbedarf).

Cr Chrom.

Cr VI Chrom VI.

CSB Chemischer Sauerstoffbedarf.

CTU *Comparative toxic units*.

Cu Kupfer.

CZ Tschechien.

CZK *koruna česká* (Tschechische Krone).

d *day* (Tag).

De Deponierung.

DE Deutschland.

dl-PCB Dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle.

DüMV Düngemittelverordnung.

DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V..

DWD Deutscher Wetterdienst.

EDIP Environmental Design of Industrial Products.
EF Environmental Footprint.
EP *Eutrophication potential* (Eutrophierung).
EPA Environmental Protection Agency.
EPS Environmental Priority Strategies in product design.
ET *Ecotoxicity* (Okotoxizität).
ETW Eintrittswahrscheinlichkeit.
EW Einwohnerwert.

FCKW Fluorchlorkohlenwasserstoff.
Fe Eisen.

g Gramm.
GesN Gesamtstickstoff.
GWh Gigawattstunde.
GWP *Global warming potential* (Klimaänderung).

HCl Chlorwasserstoff.
HF Fluorwasserstoff.
Hg Quecksilber.

ILCD International Reference Life Cycle Data System.
IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (Weltklimarat).
ISO International Organization for Standardization.

JSON JavaScript Object Notation.

KAG Kommunalabgabengesetz.
KEA Kumulierter Energieaufwand.
kg Kilogramm.
km Kilometer.
km² Quadratkilometer.
Ko Kompostierung und Rekultivierung.
kWh Kilowattstunde.

l Liter.
La Landwirtschaft.
Lat. *Latitude* (Breitengrad).
LCA Life Cycle Assessment (Ökobilanz).
LIME Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modelling.
LKW Lastkraftwagen.
Lon. *Longitude* (Längengrad).
LU *Land use* (Landnutzung).

m² Quadratmeter.
m³ Kubikmeter.
mg Milligramm.
Mi Mitverbrennung.
MJ Mega Joule.
Mo Monoverbrennung.

N Stickstoff.

N₂O Distickstoffmonoxid.
NAS *Network-attached storage* (Netzgebundener Speicher).
Nges Gesamtstickstoff im Ablauf.
NH₃ Ammoniak.
NH₄⁺ Ammonium.
NH₄-N Ammonium-Stickstoff.
Ni Nickel.
NO₂⁻ Nitrit.
NO₂-N Nitrit-Stickstoff.
NO₃⁻ Nitrat.
NO₃-N Nitrat-Stickstoff.
NO_x Stickoxide.

ODP *Ozone depletion potential* (Stratosphärischer Ozonabbau).

P Phosphor.
P₂O₅ Phosphorpentoxid.
PAF *Potentially affected fraction* (Potenziell betroffener Anteil).
Pb Blei.
PCB Polychlorierte Biphenyle.
PCDD/F Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane.
PFOA Perfluoroktansäure.
PFOS Perfluoroktansulfonsäure.
PO₄ Orthophosphat.
POCP *Photochemical ozone creation potential* (Photochemische Oxidation).
PRTR Pollutant Release and Transfer Register (Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister).

Sb Antimon.
S-LCA Social Life Cycle Assessment.
SDG Sustainable Development Goal.
SETAC Society of Environmental Toxicology and Chemistry.
SO₂ Schwefeldioxid.

t Tonne.
TI Thallium.
TM Trockenmasse.
TRACI The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts.
TS Trockensubstanzanteil.

USD United States dollar.

VDI Verein Deutscher Ingenieure e. V..
Ve Vererdung.

WHG Wasserhaushaltsgesetz.
WWTP *Wastewater plant* (Kläranlage).

Zn Zink.

1. Einleitung

Steigende Bevölkerungszahlen in Ballungsräumen führten im Zeitalter der Industrialisierung in Europa zu einer extremen Verschlechterung der hygienischen Bedingungen. Durch den Bau von Kanalisationen verbesserte sich die gesundheitliche Situation. In der Regel wurden Abwässer jedoch in Gewässer geleitet, deren Qualität sich dadurch zusehends verschlechterte. Um dem entgegenzuwirken, wurden Technologien zur Abwasserbehandlung in Kläranlagen entwickelt. [81, S. 22 ff.]

Eine angemessene Abwasserbehandlung ist sowohl zur Sicherung der Gesundheit der Bevölkerung als auch zum Schutz der Umwelt erforderlich.

Die Bedeutung dieses Themas zeigt sich auch darin, dass die Vereinten Nationen den Zugang zu Wasser und Abwasserentsorgung für alle Menschen in ihren Nachhaltigkeitszielen (Sustainable Development Goals - SDGs) verankert haben. Neben dem Zugang zu Abwasserbehandlung wurden zahlreiche weitere Ziele verabschiedet, beispielsweise die Bekämpfung von Klimawandel und Armut. [68]

Die Durchführung der Abwasserbehandlung darf die Erreichung der übrigen Nachhaltigkeitsziele nicht gefährden. Beispielsweise sollte der Energiebedarf der Kläranlagen möglichst klimafreundlich gedeckt werden und der Zugang zur Abwasserbehandlung für alle bezahlbar sein.

Eine nachhaltige Abwasserbehandlung kann die Erreichung der unterschiedlichen SDGs miteinander vereinbaren. Hierzu ist ein systematischer Ansatz erforderlich, der die unterschiedlichen Faktoren und deren Wechselwirkungen berücksichtigt.

Um die Nachhaltigkeit bestehender Abwassersysteme zu verbessern, muss im ersten Schritt eine Bewertung der Ausgangslage erfolgen, die Verbesserungspotenziale offenlegt. Zu diesem Zweck wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit ein Nachhaltigkeitsbewertungssystem für Kläranlagen entwickelt.

1.1 Problemstellung

Die zentrale Behandlung von Abwasser in einer Kläranlage resultiert in einer Vielzahl an Einleitern, die über die Kanalisation ihr Abwasser der Kläranlage zuführen. Abwässer aus privaten Haushalten, Industriebetrieben und Regenwasser vermischen sich miteinander und damit auch die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe, Schadstoffe und Krankheitserreger.

Unter Einsatz unterschiedlicher Verfahren wird das Abwasser in der Kläranlage gereinigt und anschließend in ein Gewässer eingeleitet. Dabei werden Energie und Betriebsstoffe benötigt und es entstehen Emissionen.

Das gereinigte, in der Regel noch mit einer Restfracht belastete Abwasser ist jedoch nicht der einzige Output, der in der Kläranlage anfällt. Weiterhin fallen bei der

Klärung von Abwässern Rechen- und Sandfanggut, sowie Klärschlamm an. Auch sie enthalten die über das Abwasser eingeleiteten (Schad-)Stoffe. Sie werden transportiert, behandelt und verwertet oder entsorgt. Hierbei werden wiederum Ressourcen verbraucht und Emissionen freigesetzt.

Außerdem sind die Prozesse der Abwasserbehandlung äußerst energieintensiv. Sie benötigen nahezu 1 Prozent des Gesamtstromverbrauchs in Deutschland [82].

Die Umweltauswirkungen, die aus der Behandlung des Abwassers und der dabei anfallenden Abfälle resultieren, sind vielseitig und komplex. Beispielsweise der im Abwasser enthaltene Stoff Phosphor bedarf einer differenzierten Betrachtung. In Gewässer eingeleitet trägt er zu deren Verschmutzung bei, in der Landwirtschaft ist er jedoch als Dünger essentiell.

Vor dem Hintergrund überschrittener planetarer Belastbarkeitsgrenzen [83], massenhaftem Artensterben [84] und globaler Klimakrise nimmt die ökologische Perspektive eine bedeutende Rolle bei der Betrachtung der Nachhaltigkeit ein. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Verhältnismäßigkeit zwischen den ökologischen sowie den ökonomischen und sozialen Anforderungen gewahrt werden muss. Dies kann nur durch eine ganzheitliche Betrachtung der Nachhaltigkeit erfolgen.

1.2 Zielsetzung

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Entwicklung einer ganzheitlichen Systematik zur Bewertung der Nachhaltigkeit einer Kläranlage. Hierbei wird ein dreidimensionales Verständnis von Nachhaltigkeit herangezogen, das die Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales inkludiert, wobei die Position der starken Nachhaltigkeit [2, S. 113 f.] berücksichtigt werden soll. Die Betrachtung umfasst die Behandlung von Abwasser einschließlich sämtlicher dabei entstehender Abfälle wie Klärschlamm, Rechen- und Sandfanggut.

Anhand von wissenschaftlich erprobten Methoden und anerkannten Rahmenwerken sollen die relevanten Faktoren für eine nachhaltige Abwasserbehandlung identifiziert werden. Diese umfassen bedeutende Umweltauswirkungen einschließlich der Aktivitäten, die diese verursachen, soziale Effekte und ökonomische Kriterien der Abwasserbehandlung.

Es soll eine Metrik geschaffen werden, die eine Quantifizierung der oben genannten Punkte ermöglicht und darüber hinaus einen Vergleich unterschiedlicher Aspekte innerhalb einer Dimension und dimensionsübergreifend erlaubt. Das Ergebnis soll ein Set allgemeingültiger Indikatoren zur Bewertung der einzelnen Dimensionen und der ganzheitlichen Nachhaltigkeit⁽¹⁾ von Kläranlagen sein.

Die Entwicklung des Bewertungssystems erfolgt anhand von 45 Kläranlagen innerhalb der definierten Zielregion. Anhand der Daten dieser Anlagen werden geeignete Methoden zur Bewertung erarbeitet und erprobt.

Durch die Abstraktion der Behandlungsinfrastruktur soll ein Modell geschaffen werden, das die Parameter jeder Kläranlage annehmen und diese somit simulieren kann.

⁽¹⁾Nachhaltigkeit ist an sich mehrdimensional definiert und muss daher grundsätzlich ganzheitlich betrachtet werden [2, S. 105]. Im Rahmen dieser Arbeit wird dennoch zum besseren Verständnis der Begriff "ganzheitliche Nachhaltigkeit" zur Abgrenzung der Betrachtung einzelner Dimensionen verwendet.

Weiterhin werden Strukturen zum Umgang mit den Kläranlagendaten erstellt, die die Datenerfassung der betrieblichen Praxis der Kläranlage anpassen und die Datenverarbeitung durch Automatisierung vereinfachen und beschleunigen. Es wird eine hohe Reproduzierbarkeit des Verfahrens angestrebt, um die einfache Übertragbarkeit und Anwendbarkeit des Bewertungsansatzes zu fördern. Das Bewertungssystem soll dadurch niedrighschwellig zugänglich gemacht werden.

Die Kommunikation der Ergebnisse der Bewertung soll auch für Fachfremde verständlich und anschaulich erfolgen.

Ziel ist es den Mitarbeitenden von Kommunen und Unternehmen ein Werkzeug zur Verfügung zu stellen, das die Nachhaltigkeit ihrer Kläranlagen objektiv bewertet und dabei Schwachstellen aufzeigt. So werden diese befähigt Verbesserungspotenziale umzusetzen, Handlungsspielräume zu nutzen und somit zu einer nachhaltigeren Abwasserbehandlung beizutragen.

2. Aktueller Forschungsstand

In diesem Kapitel soll der Begriff Nachhaltigkeit näher erläutert werden. Dazu wird auf die historische Entwicklung eingegangen und die verschiedenen Dimensionen der Nachhaltigkeit und deren Positionen werden erläutert. Anschließend werden eine Auswahl der gängigsten Modelle und die Leitstrategien der Nachhaltigkeit vorgestellt. Zuletzt folgt eine Betrachtung von Arbeiten, in denen eine oder mehrere Dimensionen der Nachhaltigkeit von Wasser- und Abwasserwirtschaftssystemen bewertet werden.

2.1 Historie der Nachhaltigkeit

Im Folgenden wird auf ausgewählte, bedeutende Meilensteine in der Geschichte der Nachhaltigkeit eingegangen.

1713 Hans Carl von Carlowitz

Die Abhandlung des sächsischen Oberberghauptmanns von Carlowitz *“Sylvicultura Oeconomica”* gilt als erste Erwähnung des Begriffs Nachhaltigkeit. Sie befasst sich mit der Vereinbarkeit ökonomischer Zielsetzungen mit der Natur in der Forstwirtschaft. Dieses Prinzip kombiniert das ökonomische Ziel der Nutzung des Waldes mit den ökologischen Bedingungen des Nachwachsens des Waldes und diente für spätere Nachhaltigkeitsüberlegungen als Vorbild. [85, S.18 f.]

1973 Club of Rome

Der Bericht *“Die Grenzen des Wachstums”* des Club of Rome [86] kam zu dem Schluss, dass die Fortführung der damaligen Entwicklungen bezüglich Bevölkerungswachstum, Ressourcenabbau und Umweltverschmutzung innerhalb der nächsten hundert Jahre zu einem ökologischen Zusammenbruch und dadurch zu einem wirtschaftlichen Niedergang führen würde. Die meisten Aussagen des Berichts haben sich nicht bewahrheitet, dennoch löste er eine Debatte über die Wechselwirkungen zwischen gesellschaftlichen Produktions- und Lebensstilen, Wirtschaftswachstum und der Verfügbarkeit von Ressourcen aus. [85, S. 20 f.]

1983 Brundtland-Kommission

Die UN-Kommission für Umwelt und Entwicklung nahm 1983 unter dem Vorsitz der norwegischen Ministerpräsidentin Gro Harlem Brundtland ihre Arbeit auf. Sie definierte den Begriff der nachhaltigen Entwicklung erstmals für eine breitere, nicht wissenschaftliche Öffentlichkeit. [85, S. 23 f.]

“(...) Entwicklung, die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren,

daß künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können.” [87, S. 46]

Dieses Nachhaltigkeitsverständnis wird bis heute global akzeptiert [85, S. 23 f.].

1992 Weltgipfel von Rio

Auf den Vorschlag der Brundtland-Kommission hin wurde 1992 in Rio de Janeiro die UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung (UNCED) ausgerichtet. Sie gilt als zentrales Ereignis in der Geschichte der Bemühungen um nachhaltige Entwicklung. Der Erfolg der Konferenz soll vor allem der außergewöhnlichen Verhandlungsatmosphäre, dem Engagement einzelner Staaten und Staatengruppen und der ausführlichen Berichterstattung der Medien zu verdanken sein. Im Rahmen der Konferenz wurden unter anderem die Klimarahmenkonvention zur Stabilisierung der Treibhausgasemissionen, die Agenda 21, ein Programm zur Umsetzung des Leitbildes mit unterschiedlichen Schwerpunkten für Entwicklungs- und Industrienationen und die Rio-Deklaration zu Umwelt und Entwicklung unterzeichnet. In der Rio-Deklaration wurden auf Basis des Nachhaltigkeitsbegriffs der Brundtland-Kommission entwicklungs- und umweltpolitische Prinzipien zur Bekämpfung von Armut, zur Bevölkerungspolitik, zum Recht auf Entwicklung für die Entwicklungsländer und zur Anerkennung der Industrienationen als Hauptverursacher der Umweltproblematik dokumentiert. Von den verabschiedeten Dokumenten enthält jedoch keines konkrete Verpflichtungen für die teilnehmenden Staaten. Bei einigen handelt es sich um Rahmenvereinbarungen, die zusätzliche Vereinbarungen benötigen, um eine tatsächliche Wirkung zu haben. Die Rio-Konferenz und gilt trotz diverser Kritikpunkte als starker Impuls für die nachhaltige Entwicklung. [85, S. 25 f.]

Nachfolgende Konferenzen waren 1997 die Konferenz Rio+5 in New York, der Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung in Johannesburg 2002 und der Weltgipfel Rio+20 in Brasilien im Jahr 2012. [2, S. 51]

1997 Klimakonferenz von Kyoto

Auf der Klimakonferenz in Kyoto wurde das Kyoto-Protokoll, eine Vereinbarung über die Mengen der Treibhausgasemissionen der Industrienationen, verabschiedet. Es wurde durch diverse nachfolgende Konferenzen weiter konkretisiert und trat im Jahr 2005, jedoch ohne eine Beteiligung Chinas und der Vereinigten Staaten, in Kraft. [85, S. 27]

Im Jahr 2012 lief das Kyoto-Protokoll aus [2, S. 58].

2000 Millenniumsziele der Vereinten Nationen

Die *“United Nations Millennium Declaration”* [88] vom September 2000 enthält die Ziele der Vereinten Nationen in Bezug auf zentrale und globale Entwicklungsprobleme. Sie enthalten Forderungen zu den Themen Armut, Bildung, Gleichstellung, Gesundheitswesen, Umweltschutz, Handel und Finanzen und sollten bis zum Jahr 2015 erreicht werden. Als Referenz diente das Jahr 1990. Das Erreichen der Ziele wurde durch die Weltwirtschaftskrise erschwert. Dennoch hat sich die Weltgemeinschaft im Rahmen eines Gipfeltreffens im Jahr 2010 auf die Weiterverfolgung der Ziele geeinigt [89]. [85, S. 28 f.]

Die Ziele wurden zum Teil erreicht. Es gelang beispielsweise den Anteil an Menschen, die von weniger als 1,25 USD täglich leben, von ca. 50 auf 14 Prozent zu senken. Die Kindersterblichkeitsrate konnte nicht wie gefordert um zwei Drittel gesenkt [85, S. 29], jedoch um fast die Hälfte reduziert werden. Außerdem konnte der Anteil der

Weltbevölkerung, der Zugang zu einer verbesserten Trinkwasserversorgung hat, um 15 Prozent gesteigert werden. [90, S. 4 f.]

Im Jahr 2015 wurde durch die Vereinten Nationen eine Agenda mit 17 neuen Nachhaltigkeitszielen (Sustainable Development Goals - SDGs), die bis zum Jahr 2030 erreicht werden sollen, verabschiedet [68].



Abbildung 2.1: Sustainable Development Goals, Ziele der Vereinten Nationen für nachhaltige Entwicklung [1]

Die einzelnen Ziele lauten:

1. Armut überall und in all ihren Formen beenden
2. Hunger beenden, Nahrungsmittelsicherheit und eine verbesserte Ernährung erreichen und nachhaltige Landwirtschaft fördern
3. Eine gesunde Lebensweise sichern und Wohlbefinden in allen Altersklassen fördern
4. Für inklusive und gerechte Bildung sorgen und Möglichkeiten des lebenslangen Lernens für alle voranbringen
5. Gleichberechtigung der Geschlechter erreichen und alle Frauen und Mädchen befähigen
6. Zugang zu Trinkwasser und nachhaltiger Umgang mit Wasser und Sanitärversorgung für alle sichern
7. Zugang zu bezahlbarer, verlässlicher, nachhaltiger und moderner Energie für alle gewährleisten
8. Anhaltendes, inklusives und nachhaltiges Wirtschaftswachstum, produktive Vollbeschäftigung und angemessene Arbeitsverhältnisse für alle fördern
9. Belastbare Infrastrukturen bauen, inklusive und nachhaltige Industrialisierung und Innovationen fördern

10. Ungleichheit innerhalb von Staaten und zwischen Staaten reduzieren
11. Städte und Siedlungen inklusiv, sicher, belastbar und nachhaltig machen
12. Nachhaltigen Konsum und nachhaltige Erzeugung sichern
13. Umgehend handeln, um den Klimawandel und dessen Auswirkungen zu bekämpfen
14. Ozeane, Meere und ihrer Ressourcen nachhaltig nutzen und bewahren
15. Schutz, Wiederaufbau und Förderung nachhaltiger Nutzung der Ökosysteme an Land, nachhaltiger Umgang mit Wäldern, Versteppung bekämpfen, Boden-degradation aufhalten und umkehren, Artensterben aufhalten
16. Friedliche und inklusive Gesellschaften für eine nachhaltige Entwicklung fördern, Zugang zu Justizsystemen für alle ermöglichen, effektive, inklusive und rechenschaftspflichtige Institutionen auf allen Ebenen aufbauen
17. Die Mittel zur Umsetzung stärken und die globale Partnerschaft für eine nachhaltige Entwicklung neu beleben [68, S. 14]

2002 Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung

Zehn Jahre nach dem Weltgipfel in Rio 1992 fand die Folgekonferenz der “Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung” in Johannesburg statt [91, S. 13]. Hier wurde ein Aktionsplan zum Schutz der Umwelt und zur Bekämpfung der Armut verabschiedet [92]. Um eine Einigung zwischen den beteiligten Ländern zu ermöglichen, wurden einige Punkte vage und unverbindlich formuliert. [85, S. 27]

2015 Übereinkommen von Paris

Im Übereinkommen von Paris wurde unter anderem das Ziel den Temperaturanstieg auf 1,5 Grad zu begrenzen festgelegt [93]. Im Dezember 2018 fand im polnischen Katowice der Weltklimagipfel statt [94], auf dem Greta Thunberg mit ihrer Rede weltweite Berühmtheit erlangte [95].

Die damals 15-jährige Schwedin protestierte im August 2018 vor dem schwedischen Parlament anstatt zur Schule zu gehen und initiierte durch die damit verbundene mediale Aufmerksamkeit die globale Jugend-Protestbewegung “*Fridays for Future*”, die sich für eine Klimapolitik gemäß dem Abkommen von Paris einsetzt. [96]

Die Forderungen der Aktivisten wurden von der Initiative Scientists for Future durch Veröffentlichung einer auf wissenschaftlichen Erkenntnissen basierenden Stellungnahme, die von über 26.000 Wissenschaftlern unterzeichnet wurde, anerkannt [97].

2.2 Dimensionen der Nachhaltigkeit

Aus den oben beschriebenen Meilensteinen lässt sich ableiten, dass sich eine nachhaltige Entwicklung aus mehreren Dimensionen zusammensetzt.

Ökologische Dimension

“Ökologische Nachhaltigkeit beschreibt die Nutzung eines Systems in einer Weise, dass dieses in seinen wesentlichen Eigenschaften dauerhaft erhalten bleibt und so sein Fortbestand gesichert wird.” [2, S. 105]

Ökonomische Dimension

“Ökonomische Nachhaltigkeit beschreibt die betriebswirtschaftliche Nutzung eines Systems im Sinne einer Organisation oder eines Unternehmens in einer Weise, dass dieses in seinen wesentlichen Eigenschaften dauerhaft erhalten bleibt und sein wirtschaftlicher Fortbestand so gesichert ist.” [2, S. 106]

Soziale Dimension

“Soziale Nachhaltigkeit beschreibt die auf Menschen ausgerichtete Nutzung eines Systems oder einer Organisation in einer Weise, dass dieses in seinen wesentlichen Eigenschaften dauerhaft erhalten bleibt und sein personalbezogener sowie gesellschaftlicher Fortbestand so gesichert ist.” [2, S.107]

Am deutlichsten tritt im historischen Kontext die ökologische Dimension, die sich beispielsweise mit der Verfügbarkeit von Ressourcen, dem Umweltschutz und dem Klimawandel befasst, in Erscheinung. Ein weiterer Bestandteil sind ökonomische Aspekte, wie die Entwicklung der Wirtschaft, Handelsaktivitäten und die Schaffung von Wohlstand. Weiterhin bilden soziale Faktoren, wie Bildung, Gleichstellung oder Generationengerechtigkeit ein relevantes Element zur Definition des Begriffs der nachhaltigen Entwicklung.

Dabei sind die Teilbereiche Ökologie, Ökonomie und soziales System nicht unabhängig voneinander, sondern stehen in Wechselwirkung miteinander. Der ökologische Aspekt der Verfügbarkeit von Ressourcen hat beispielsweise eine Auswirkung auf die Wertschöpfung, die durch dessen Abbau generiert werden kann. Die Wertschöpfung wiederum kann Mittel zur Förderung des sozialen Systems bereitstellen. Andererseits sind fossile Ressourcen, die verbraucht werden, für zukünftige Generationen unwiederbringlich, was dem sozialen Konzept der Generationengerechtigkeit widerspricht. Um eine fundierte Bewertung der Nachhaltigkeit vornehmen zu können, müssen die drei Teilbereiche in eine ganzheitliche Betrachtung einfließen. Bezüglich der Gewichtung der einzelnen Dimensionen existieren unterschiedliche Ansätze.

2.3 Positionen der Nachhaltigkeit

Die Ausprägung des Nachhaltigkeitsbegriffs kann in einem Bereich zwischen stark und schwach eingeordnet werden [2, S. 111].

Schwache Nachhaltigkeit

Das Konzept der schwachen Nachhaltigkeit vertritt eine stark anthropozentrische Position. Der Mensch und seine Bedürfnisse stehen im Mittelpunkt. Diese Position vertritt die Sichtweise Naturkapital ließe sich durch Sachkapital ersetzen. [2, S. 111]

Starke Nachhaltigkeit

Die Position der starken Nachhaltigkeit vertritt eine ökozentrische Sichtweise. Ökologische Systeme müssen unter allen Umständen geschützt werden. Vertreter der starken Nachhaltigkeit glauben nicht an das Prinzip der Ersetzbarkeit im Sinne von Nachsorge und Reaktion, sondern an Prävention und an Antizipation. [2, S. 113 f.]

2.4 Bedeutende Nachhaltigkeitsmodelle

Zur Veranschaulichung der komplexen Zusammenhänge der Nachhaltigkeit können Modelle als Hilfestellung dienen. Im Folgenden werden die drei bedeutendsten Modelle vorgestellt. [2, S. 118]

Drei-Säulen-Modell

Das Drei-Säulen-Modell ergänzt zur ökonomischen Perspektive der Gewinnerwirtschaftung die ökologische und die soziale Perspektive. Es veranschaulicht die Nachhaltigkeit als ein Gebäude, das, wie in Abbildung 2.2 dargestellt, auf den drei Säulen Wirtschaft, Umwelt und Soziales basiert. Kritiker werfen dem Modell mangelnde Operationalisierbarkeit vor. Auch die gleichrangige Darstellung der ökologischen, ökonomischen und sozialen Nachhaltigkeit ist umstritten. [2, S. 118 ff.]



Abbildung 2.2: Drei-Säulen-Modell der Nachhaltigkeit nach [2, S. 118]

Schnittmengenmodell der Nachhaltigkeit

Das Schnittmengenmodell versucht die Komponenten der Nachhaltigkeit nicht wie im Drei-Säulen-Modell nebeneinander, sondern integriert darzustellen. Durch die Schnittmenge der Kreise soll veranschaulicht werden, dass jeweils zwei Bereiche in Beziehung zueinander stehen können. Die Bezeichnungen "überlebensfähig", "erträglich" und "gerecht" sollen den Kern der Überschneidungen darstellen. Die Schnittmenge aus allen drei Kreisen, also die Verbindung aller drei Komponenten, wird mit dem Begriff "dauerhaft" versehen und stellt das Ziel dar. [2, S. 120 f.]

In der englischsprachigen Fachliteratur wird der Begriff "*sustainable*" verwendet [3], der auch mit "nachhaltig" übersetzt werden kann.

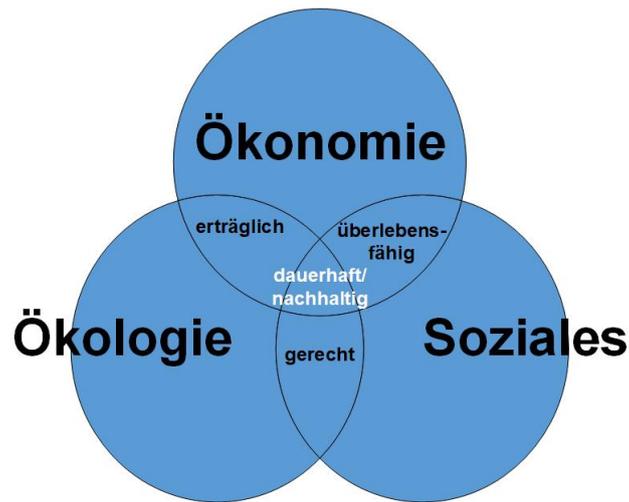


Abbildung 2.3: Schnittmengenmodell der Nachhaltigkeit nach [2, S. 121] und [3]

Nachhaltigkeitsdreieck

Das Nachhaltigkeitsdreieck ist eine Weiterentwicklung der beiden oben genannten Modelle. Das gleichschenklige Dreieck soll verbildlichen, dass alle drei Seiten gleich bedeutend sind. Die Innenfläche soll eine inhaltliche Differenzierung ermöglichen. Dadurch soll verdeutlicht werden, dass die einzelnen Bereiche operativ trennbar, aber logisch miteinander verknüpft sind. [2, S. 121 f.]

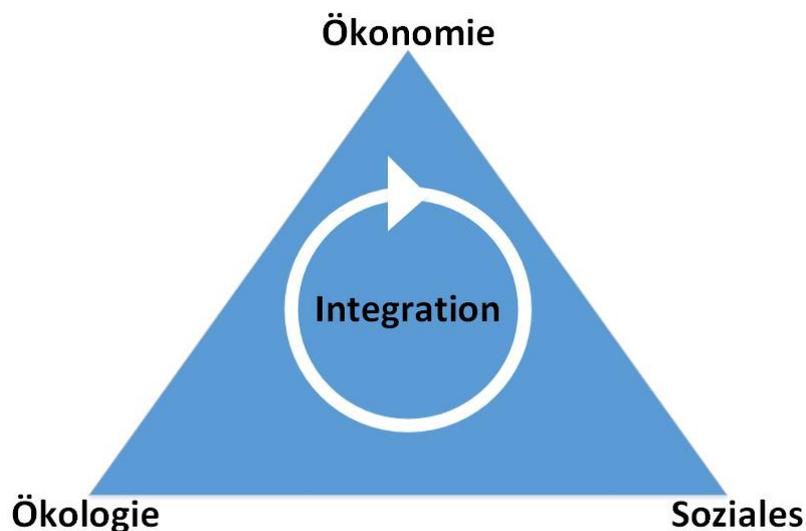


Abbildung 2.4: Nachhaltigkeitsdreieck nach [2, S. 122]

2.5 Leitstrategien der Nachhaltigkeit

Im Folgenden werden die drei Leitstrategien der Nachhaltigkeit erläutert.

Effizienz-Strategie

Die Effizienz-Strategie zielt auf eine Reduzierung des Ressourceneinsatzes pro produzierter Einheit ab. Hierdurch wird eine Steigerung der Arbeits- und Kapitalproduk-

tivität bezweckt. Diese Entkoppelung von wirtschaftlicher Leistung und Umweltverbrauch wird als Möglichkeit gesehen ökologische Aspekte mit Wirtschaftswachstum in Einklang zu bringen. Die Umsetzung dieser Strategie beruht vor allem auf der Einführung neuer Technologien und auf dem Konzept der Langlebigkeit von Produkten. [85, S. 92 f.]

Konsistenz-Strategie

Die Konsistenz-Strategie betrachtet statt der quantitativen die qualitativen Faktoren der Umweltbelastung. Die vom Menschen erzeugten Stoffströme sollen sich den natürlichen Stoffwechselprozessen anpassen. Die Implementierung dieser Strategie erfolgt hauptsächlich durch die stoffliche Substitution, zum Beispiel indem fossile Energieträger durch erneuerbare ersetzt werden. [85, S. 93]

Suffizienz-Strategie

Ziel der Suffizienz-Strategie ist die Einhaltung der sozial- und umweltverträglichen Grenzen wirtschaftlichen Handelns, durch eine Verringerung des Ressourcen- und Umweltverbrauchs [2, S. 135].

Die Vertreter dieser Strategie werben für einen Lebenswandel hin zum Grundsatz der Selbstbegrenzung und der Bescheidenheit [85, S. 93].

Im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung sollten sich die drei Strategien ergänzen, da sie für sich genommen zwar notwendig aber alleine nicht hinreichend sind [2, S. 134].

2.6 Bedeutende Nachhaltigkeitsbewertungssysteme

Um das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung zu konkretisieren, existiert eine Vielzahl an Indikatorensystemen zur Bewertung und Messung bestimmter Sachverhalte [85, S.77].

Im Folgenden soll beispielhaft auf einige bedeutende Indikatorensysteme eingegangen werden.

UN Millenium Development Goals Indicators

Zur Bewertung des Fortschritts bei der Erreichung der Milleniumsziele (siehe Kapitel 2.1) wurden die Millenium Development Goals Indicators entwickelt. Es handelt sich hierbei um mehr als 60 Indikatoren, die das Erreichen der acht Ziele messen und im Rahmen von offiziellen Fortschrittsberichten ausgewertet und veröffentlicht werden. [98]

UN Commission on Sustainable Development Indicators

Die Kommission der Vereinten Nationen für Nachhaltige Entwicklung erarbeitete zwischen 1994 und 2001 die ersten beiden Indikatorensets zur Bewertung der nachhaltigen Entwicklung. Sie wurden ausführlich getestet und in vielen Ländern zur Entwicklung nationaler Nachhaltigkeitsindikatoren angewandt. Beim Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung in 2002 (siehe Kapitel 2.1) wurde die Entscheidung für eine erneute Revision der Indikatoren getroffen, die 2007 veröffentlicht wurde. [99, S. 3 f] Das Indikatorenset besteht aus insgesamt 96 Indikatoren mit 50 Kernindikatoren. Die hohe Zahl an Einzelindikatoren soll eine differenzierte Bewertung der nachhaltigen Entwicklung von Staaten gewährleisten, während durch die Kernindikatoren die Bewertung leichter handhabbar sein soll. [100, S. 1]

Die Kernindikatoren erfüllen die folgenden Kriterien:

- Sie behandeln Themen, die für die nachhaltige Entwicklung in den meisten Staaten relevant sind.
- Sie liefern maßgebliche Informationen, die nicht aus den anderen Kernindikatoren ablesbar sind.
- Sie können von den meisten Ländern mit Daten berechnet werden, die verfügbar sind oder mit angemessenem zeitlichem und finanziellem Aufwand beschafft werden können. [100, S.1]

Die Indikatoren sind in die folgenden 14 Themenbereiche gruppiert:

- | | | |
|-----------------|----------------------------|------------------------|
| • Armut | • Naturgefahren | • Wirtschaftliche |
| • Staatsführung | • Atmosphäre | Entwicklung |
| • Gesundheit | • Land | • Globale |
| • Bildung | • Ozeane, Meere und Küsten | Wirtschaftsbeziehungen |
| • Demographie | • Süßwasser | • Verbrauchs- und |
| | • Biodiversität | Produktionsmuster |
- [99, S. 9]

Eine Einteilung der Indikatoren anhand der vier “Säulen” sozial, ökonomisch, ökologisch und institutionell wird in der aktuellen Version nicht mehr vorgenommen, um den mehrdimensionalen Charakter der nachhaltigen Entwicklung zu betonen und die Bedeutung der Integration der “Säulen” hervorzuheben [99, S. 10]. Im Zuge der letzten Revision wurde auch die Kohärenz der Indikatoren mit den Millennium Development Goals Indicators erhöht [100, S. 2].

UN Sustainable Development Goals Indicators

Bei der Festlegung der 2015 verabschiedeten Sustainable Development Goals (siehe Kapitel 2.1) wurde festgelegt, dass die Erreichung dieser Ziele durch eine Reihe von Indikatoren weiterverfolgt und überprüft wird [68]. Im Jahr 2017 wurde die Rahmenvereinbarung, die insgesamt 231 Indikatoren enthält, verabschiedet [101].

Die Indikatoren sind den 17 Zielen mit ihren 169 Unterzielen zugeordnet sind. Auch bei diesen Indikatoren wird eine Aufschlüsselung empfohlen, unter anderem nach Geschlecht, Einkommen, Alter, Ethnizität, Migrationsstatus, Behinderung und geographischer Lage. [102]

EU SDG Indicator Set

Die Europäische Kommission erklärte in ihrer Mitteilung “Auf dem Weg in eine nachhaltige Zukunft” im November 2016 bei der Umsetzung der Ziele für nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen (siehe Kapitel 2.1) zusammen mit den Mitgliedsstaaten eine Vorreiterrolle übernehmen zu wollen [103, S.3].

Die Fortschritte bei der Erreichung der Ziele in der Europäischen Union werden durch regelmäßige EUROSTAT Berichte überwacht. Die Bewertung basiert auf dem EU-SDG-Indikatorenset, an dessen Erarbeitung Experten aus Behörden, der Wissenschaft und nichtstaatlichen Organisationen beteiligt waren. Die Indikatoren werden regelmäßig überprüft, um aktuellen Entwicklungen angepasst werden zu können. [104, S. 5]

Das System ist entlang der 17 Nachhaltigkeitsziele aufgebaut und enthält 100 ver-

schiedene Indikatoren. Laut der Europäischen Kommission ist diese Anzahl an Indikatoren die Obergrenze für eine effektive Überwachung und Kommunikation. Um das Gleichgewicht zwischen den verschiedenen Bereichen zu wahren, werden sechs Indikatoren pro Ziel verwendet. Eine Ausnahme bilden die Ziele 14 und 17, die anhand von nur fünf Indikatoren bewertet werden. 41 der Indikatoren sind multifunktionale Indikatoren. Diese Indikatoren wurden ursprünglich einem Ziel zugewiesen, werden aber auch zur Überwachung anderer Ziele verwendet. Hierdurch sollen die Verbindungen zwischen den verschiedenen Zielen betont werden. Jedes Ziel wird anhand von fünf bis zwölf Indikatoren überwacht. 88 der Indikatoren werden jährlich erfasst, die übrigen zwölf in einem längeren zeitlichen Abstand. 51 der Indikatoren sind ebenfalls Bestandteil der globalen Sustainable Development Goals Indicators der Vereinten Nationen (siehe oben). Die Indikatoren der EU werden ebenfalls nach Kriterien wie Alter, Geschlecht, Bildungsniveau, Einkommen, Behinderung, Region und Grad der Urbanisierung aufgeschlüsselt. [105, S. 3 f.]

Nachhaltigkeitsindikatoren der Bundesrepublik

Die deutsche Bundesregierung legte in ihrer erstmals im Jahr 2002 verabschiedeten nationalen Strategie für nachhaltige Entwicklung 21 Schlüsselindikatoren, die mit entsprechenden Nachhaltigkeitszielen verknüpft waren, fest. Die Ziele untergliederten sich in die Bereiche Generationengerechtigkeit, Lebensqualität, sozialer Zusammenhalt und Internationale Verantwortung. [106]

Der erste Fortschrittsbericht der Bundesregierung erschien im Jahr 2004 [107]. Zwischen 2006 und 2014 veröffentlichte das Statistische Bundesamt alle zwei Jahre einen Indikatorenbericht zum Stand der Nachhaltigkeitsindikatoren [108].

Anlässlich der 2015 veröffentlichten Sustainable Development Goals der Vereinten Nationen (siehe Kapitel 2.1) wurde 2016 eine Neuauflage der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie mit 63 Nachhaltigkeitsindikatoren veröffentlicht. Zu jedem der Sustainable Development Goals existiert mindestens ein Indikator zur Messung des Fortschritts. Der Stand der Indikatoren wird weiterhin in einem zweijährigen Rhythmus in einem Bericht des Statistischen Bundesamts analysiert. [109, S. 34 ff.]

2.7 Ansätze zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Wasserwirtschaftssystemen

Im Folgenden wird eine Auswahl an Studien, die eine oder mehrere Dimensionen der Nachhaltigkeit von Wasserwirtschaftssystemen⁽¹⁾ bewerten, betrachtet.

2.7.1 Bewertung der ökologischen Dimension

Es existiert eine Vielzahl an Studien, die Wasser- und Abwasserwirtschaftssysteme mithilfe der Methodik der Ökobilanzierung (Life Cycle Assessment - LCA) untersuchen. Diese unterscheiden sich jedoch hinsichtlich Ziel und Vorgehensweise stark voneinander. Im Folgenden wird anhand ausgewählter Ökobilanzstudien ein Überblick über den Stand der Forschung gegeben.

Ziel

Ein Großteil der Studien hat die Bewertung der Umweltauswirkungen, die von den

⁽¹⁾Umfasst Wasserversorgung sowie Abwasserentsorgung.

betrachteten Systemen verursacht werden, zum Ziel [9, 19, 26, 29, 30, 32, 110]. Viele Studien versuchen eine optimale Lösung oder zumindest Verbesserungspotenziale zu identifizieren, indem alternative Szenarien - mit unterschiedlichen Systemen und Konzepten, verschiedenen Technologien und Verfahren oder unterschiedlichen Standards - miteinander oder mit einem Referenzsystem verglichen werden [4, 5, 7, 8, 12–14, 16–18, 21–23, 25, 27, 28, 31, 35, 37, 38, 111–115]. [4] vergleicht die Umweltleistung von verschiedenen Kläranlagentypen, die sich hinsichtlich Kapazität, Abwasser- und Klärschlammbehandlung unterscheiden. [13] vergleicht die Treibhausgasemissionen von Pflanzenkläranlagen mit denen konventioneller Kläranlagen und [31] hat die Bewertung verschiedener Klärschlammverwertungsszenarien zum Ziel. Auch zur Bestimmung von Einflussfaktoren und umweltrelevanten Prozessen dienen Ökobilanzen [25, 26]. Ein weiteres, häufiges Ziel ist auch die Identifizierung von ökologischen Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Umweltaspekten und die Vermeidung der Verlagerung von Umweltauswirkungen entlang des Lebenswegs [34, 38, 40, 116]. Beispielsweise [40] bewertet die Zusammenhänge zwischen lokalen und indirekten Umweltauswirkungen, die von Kläranlagen verursacht werden. Diverse Studien setzen sich auch mit der Methodik der Ökobilanz an sich auseinander [6, 10, 11, 15, 20, 24, 33, 39, 117]. Zum Beispiel [11] betrachtet die Möglichkeiten und Grenzen des Werkzeugs Ökobilanz zur Beurteilung der Abwasserentsorgung und [15] zeigt die Möglichkeiten der Ökobilanz als Methode zur Erfassung des Energieverbrauchs der Abwasserreinigung. [24] untersucht die Auswirkungen der Wahl der Methode der Wirkungsabschätzung auf das Ergebnis der Ökobilanz von Abwassersystemen und [6] bewertet die Einsatzmöglichkeiten der Daten aus dem europäischen Schadstoffemissionsregister zur Durchführung von Ökobilanzen im Abwasserbereich.

Funktionelle Einheit

Die eingesetzte funktionelle Einheit (siehe auch Kapitel 4.2.2) unterscheidet sich je nach betrachtetem System und Ziel der Studie. Eine häufig eingesetzte Größe ist die Abwassermenge (z.B. in Kubikmetern oder Litern), die zur Behandlung anfällt [4, 6, 9, 14, 17, 19, 23, 26, 39, 40]. Teilweise wird zusätzlich noch die Verschmutzung des Wassers (z.B. in Form des chemischen oder biologischen Sauerstoffbedarfs) hinzugezogen [5, 11, 18, 22]. Studien, die Abwassersysteme betrachten, nutzen häufig auch die pro Einleiter (z.B. Haushalt, Person, Einwohner) verursachte Verschmutzung (z.B. in Einwohnerwerten, EW) als Bezugsgröße [8, 12, 25, 27, 38, 111–115]. Studien, die sich auf die Behandlung von Klärschlamm fokussieren, nutzen in der Regel die Klärschlammmenge als Referenz [28, 29, 32, 35, 36]. Auch die Nutzung von mehreren funktionellen Einheiten, wie sie beispielsweise in [21, 32, 34] erfolgt, findet Anwendung in der Literatur.

Systemgrenze

Die Studien unterscheiden sich außerdem durch die Wahl der Systemgrenze, also des zu untersuchenden Systems.

Einige Studien [110, 114, 115] betrachten sowohl die Wasserversorgung als auch die Abwasserentsorgung. Sie schließen neben der Gewinnung/Aufbereitung von Trinkwasser auch die Behandlung des anfallenden Abwassers und dabei entstehender Abfälle ein. Zum Beispiel [110] modelliert in einer Ökobilanz den gesamten anthropogenen Wasserkreislauf. [114] betrachtet wie sich eine Reduzierung des Leitungswasserverbrauchs auf den Anfall von Abwasser auswirkt. Studien, die sich aus-

schließlich mit den Prozessen der Abwasserentsorgung befassen, können ebenfalls hinsichtlich der gewählten Systemgrenze signifikant voneinander abweichen, wie Abbildung 2.5 zu entnehmen ist. Zahlreiche Ökobilanzen inkludieren die Prozesse Abwasserebehandlung, Klärschlammbehandlung und Klärschlammverwertung [4–10]. Diese Systemgrenze wird in den Untersuchungen von [15–27] noch um die Komponente des Klärschlammtransports erweitert. Während die zuvor genannten Untersuchungen innerhalb ihrer Systemgrenze nur die Kläranlage und ihr nachgelagerte Prozesse berücksichtigen, schließen [11–14] auch die Kanalisation mit ein. Einige Studien fokussieren ihre Betrachtungen ausschließlich auf die Handhabung des Klärschlammes [28–36, 117], während andere nur die Abwasserebehandlung betrachten [37–40].

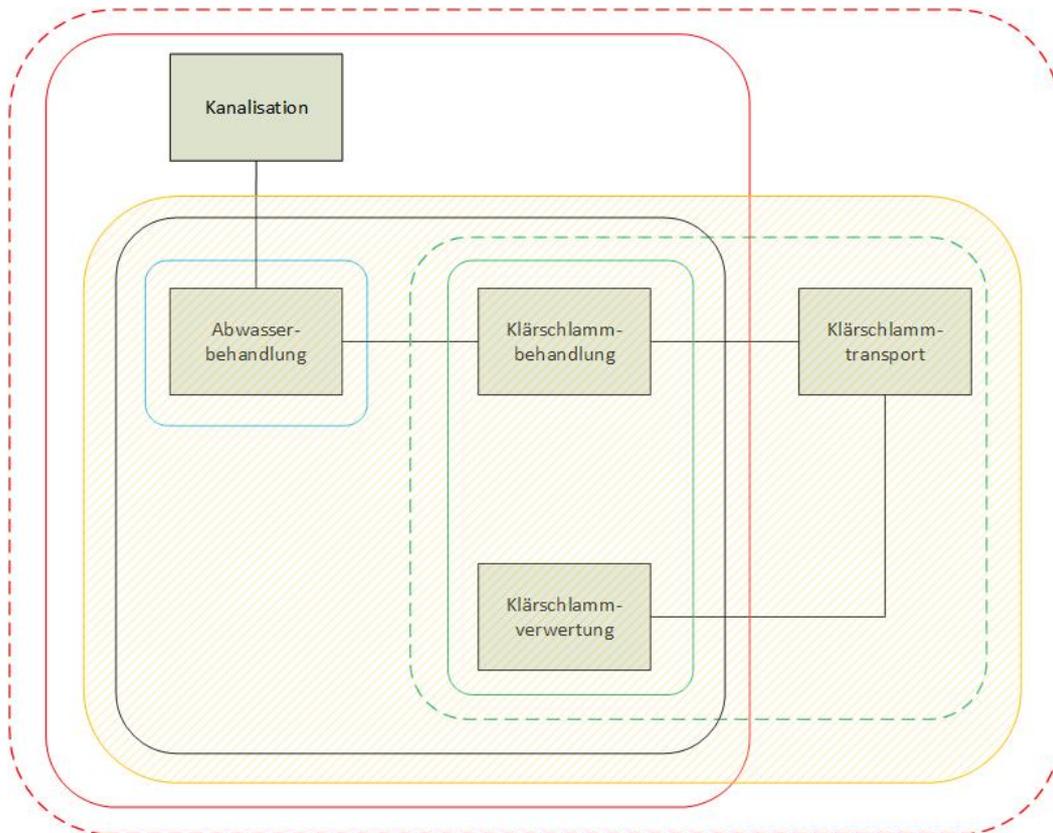


Abbildung 2.5: Systemgrenzen in untersuchten LCA-Studien: grau [4–10] rot [11, 12] rot gestrichelt [13, 14] gelb [15–27] grün [28, 29] grün gestrichelt [30–36] blau [37–40] nach [41]

Ein Großteil der betrachteten Studien beschränkt sich bei der Durchführung der Ökobilanz auf die Modellierung von einer [6, 7, 14–17, 23, 24, 26–28, 33–35, 37–39, 114] oder weniger als zehn Kläranlagen [9, 13, 19, 32]. Teilweise werden anstelle von existierenden Kläranlagen theoretische Modelle oder repräsentative Anlagentypen abgebildet [4, 113]. Weniger Studien betrachten die Abwasserentsorgung einer spezifischen Region durch die Analyse einer höheren Anzahl vorhandener Kläranlagen [21, 25, 31, 110]. [110] beispielsweise analysiert unter Berücksichtigung der Daten von 280 Kläranlagen die Umweltauswirkungen sowohl von Wasserver- als auch -entsorgung in der belgischen Region Wallonien. In [31] werden anhand von 33

Kläranlagen die Umweltauswirkungen unterschiedlicher Varianten der Klärschlammverwertung im Rhein-Hunsrück-Kreis betrachtet. [21] untersucht in zwei verschiedenen Regionen in Spanien die Reinigungsleistung und die Umweltauswirkungen von insgesamt 24 Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von jeweils mindestens 50.000 EW. In [25] werden die Umweltauswirkungen von 13 Kläranlagen mit geringen Ausbaugrößen im spanischen Galizien bewertet.

Wirkungsabschätzung

Es existieren zahlreiche unterschiedliche Methoden zur Wirkungsabschätzung, die in Kapitel 3.3.3 näher erläutert werden. In der Tabelle 2.1 wird die Anwendung dieser Methoden in ausgewählten LCA-Studien dargestellt.

Tabelle 2.1: Wirkungsabschätzungsmethoden in der Literatur

Quelle	CML	Eco-Indicator	EDIP	EPS	IMPACT2002+	LIME	ReCiPe	Methode d. ökolog. Knappheit	TRACI	USEtox	USES-LCA	ILCD	SETAC	Sonstige
[38]	x	x												
[110]	x	x												
[114]	x													
[8]	x													
[9]	x													
[21]	x													
[14]	x													
[23]	x													
[24]	x	x	x	x				x						
[25]	x													
[26]	x													
[11]		x						x						
[30]							x							
[32]							x							x
[34]							x			x				x
[16]							x							x
[111]							x							x
[112]							x							x
[17]							x							
[4]							x							
[39]			x								x			
[12]						x								
[19]						x								
[116]									x					
[40]									x					
[115]									x					
[7]													x	
[35]											x			
[6]												x		
[22]					x									

Zahlreiche Studien beschränken sich auf die Nutzung einer Methode zur Wirkungsabschätzung [4,8,9,12,14,17,19,21–23,25,26,30,35,40,114–116]. Es existieren jedoch

auch Studien, die eine Kombination von Wirkungsindikatoren aus unterschiedlichen Methoden anwenden [11, 15, 16, 20, 24, 32–34, 38, 39, 110–112]. Während ein großer Teil der betrachteten Studien ausschließlich z.B. die Methodik CML zur Wirkungsabschätzung verwendet [8, 9, 14, 21, 23, 26, 114], nutzen [24, 38] sie gemeinsam mit weiteren Methoden und [110] dient sie zur Durchführung einer Sensitivitätsanalyse zur Bewertung der Ergebnisse, die mit der Methode Eco-Indicator bestimmt wurden. Die Methode ReCiPe wird in den betrachteten Studien ebenfalls häufig eingesetzt [4, 17, 30], teilweise gemeinsam mit anderen Methoden [16, 32, 34, 111, 112]. Es existieren jedoch auch Studien, die die untersuchten Systeme nur bis zum Schritt der Sachbilanzierung betrachten und keine Wirkungsabschätzung vornehmen [5, 18, 27, 113]. Die in den hier betrachteten Ökobilanzstudien eingesetzten Methoden zur Wirkungsabschätzung werden in Kapitel 3.3.3 vorgestellt und erläutert.

Im Rahmen der vorliegenden Ökobilanzstudie (siehe Kapitel 4.2) werden die Umweltauswirkungen der Abwasserwirtschaft in der bayerisch-tschechischen Grenzregion anhand der Betriebsdaten von 45 Kläranlagen mit Ausbaugrößen zwischen 500 und 75.000 EW ermittelt [42]. Die Studie zeichnet sich durch den Einsatz realer Betriebsdaten einer hohen Anzahl an Kläranlagen aus. Die betrachteten Anlagen decken ein breites Spektrum an Abwasserbehandlungsverfahren und Klärschlammverwertungspfaden ab. Als Funktionelle Einheit dient die Menge an Abwasser, die zur Reinigung zufließt. Die Systemgrenze umfasst die Reinigung des Abwassers in den Kläranlagen und die Behandlung und Verwertung sämtlicher dabei anfallender Abfälle (Klärschlamm, Rechen-, Sandfanggut) einschließlich deren Transport. Die Kanalisation ist in der Systemgrenze nicht enthalten.

2.7.2 Bewertung mehrerer Dimensionen

Im Folgenden werden einige Ansätze, die neben der ökologischen noch weitere Dimensionen der Nachhaltigkeit, wie beispielsweise ökonomische oder soziale Aspekte, von Wasserver- und -entsorgungssystemen berücksichtigen, betrachtet.

Tang et al., 1997

Im Rahmen dieser Studie wird die Methode des Analytischen Hierarchieprozesses angewendet, um ein Modell zur Optimierung von Abwasserbehandlungssystemen zu entwickeln. Neben technischen und ökonomischen Aspekten werden auch soziokulturelle und ökologische Faktoren berücksichtigt. Das Modell ist in besonderem Maße für die Anwendung in Entwicklungsländern geeignet. Am Beispiel der Kläranlage Shatin in Hong Kong wurde die Methode erprobt und die Ergebnisse mit den tatsächlichen Abwasserbehandlungsprozessen verglichen. Die Methode bietet ein systematisches Vorgehen zum Vergleich zwischen verschiedenen Behandlungsalternativen und ermöglicht dabei die Betrachtung subjektiver/nicht quantifizierbarer Parameter wie beispielsweise ökologische, soziale oder kulturelle Faktoren. Das Ergebnis ist ein Vektor, der angibt inwieweit eine Alternative einer anderen überlegen ist. [118]

Hellström et al., 2000

Im Rahmen des schwedischen Forschungsprojekts “Sustainable Urban Water Management” wurde eine Liste mit Nachhaltigkeitsindikatoren für urbane Wasserwirtschaftssysteme entwickelt. Als urbane Wasserwirtschaftssysteme werden die Versorgung mit sauberem Wasser, die Entsorgung von Abwasser und das Ableiten von

Regenwasser definiert. Die Indikatoren decken die Bereiche Gesundheit und Hygiene, soziale und kulturelle Aspekte, Ökologie, Wirtschaft und Technik ab. Innerhalb dieser Bereiche werden Teilkriterien definiert und für jedes Teilkriterium werden ein oder mehrere Indikatoren vorgeschlagen. Für die meisten Indikatoren wird der Beitrag zu verschiedenen Umweltauswirkungen und zur Ressourcennutzung durch das schwedische Wasserwirtschaftssystem dargestellt. Diese Werte werden mit den Auswirkungen der schwedischen Gesellschaft insgesamt verglichen, um zu demonstrieren, welche Kriterien im Hinblick auf das Wasserwirtschaftssystem die entscheidendsten sind. Um den praktischen Nutzen des Konzepts zu stärken, wurde die Anzahl der Kriterien durch die Auswahl von Prioritätskriterien reduziert, sodass pro Bereich ein Kriterium definiert ist. Eine Ausnahme bildet der Bereich Ökologie mit vier Kriterien. [119]

Steinberg et al., 2002

Im Rahmen dieser Studie wurde ein Bewertungs- und Prüfsystem für die Wasserwirtschaft entwickelt. Als wesentliche Aktivitäten der Wasserwirtschaft werden hier die Wasserver- und -entsorgung, Be- und Entwässerungsmaßnahmen in der Landwirtschaft sowie Maßnahmen zum Hochwasserschutz genannt. Am Beispiel des Ballungsraums Berlin/Brandenburg wird die Nachhaltigkeit der Wasserwirtschaft in einer urbanen Region gemäß dem Leitbild der nachhaltigen Entwicklung bewertet. Dabei sind ökologische Auswirkungen genauso von Bedeutung wie ökonomische und soziale Faktoren. Zur Bewertung wird der Ist-Zustand der Wasserwirtschaft im Jahr 1997 erfasst. Als Referenz dient jedoch nicht der Ist-Zustand, sondern dessen Projektion auf das Jahr 2010, um sich ändernden Rahmenbedingungen gerecht zu werden. Hieraus werden verschiedene Szenarien entwickelt, die durch unterschiedliche Maßnahmen eine Verbesserung der Wassergüte, des Wasserhaushalts oder der Ressourceneffizienz anstreben. Die Maßnahmen fokussieren sich auf den Betrieb der Kläranlagen, die effiziente Nutzung der Ressource Wasser und den Einsatz alternativer Sanitärtechnologien. Zur Bewertung der Nachhaltigkeit werden Indikatoren angewendet. Bei der Entwicklung der Indikatoren wurde zuerst eine Analyse der Leitbilddiskussion und der anerkannten Regeln und Prinzipien der nachhaltigen Entwicklung durchgeführt. Weiterhin wurden durch die Erstellung von Beziehungsgeflechten Ursache-Wirkungsbeziehungen eruiert. Bestehende Indikatorensysteme wurden im Hinblick auf ihre Relevanz für die regionale Wasserwirtschaft analysiert. Diese Analyse wurde durch ein Literaturstudium zum Thema Probleme, Zielsetzungen und Indikatoren in der Wasserwirtschaft ergänzt. Abschließend wurden Zielhierarchien entworfen, die als Hilfskonstrukt bei der Gliederung und Strukturierung der Indikatorenfindung dienen. [120]

Balkema, 2003

Um einen Einblick in die Nachhaltigkeit von Abwasserbehandlungssystemen zu gewinnen, wurde eine Bewertungsmethode basierend auf bereits existierenden Tools wie Ökobilanzierung, Kosten-Nutzen-Analyse und sozialen Bewertungsmethoden entwickelt. Das System besteht aus den drei Bestandteilen Nachhaltigkeitsindikatoren, Modell und Optimierung. Die Indikatoren berücksichtigen die ökonomische, ökologische und sozio-kulturelle Dimension der Nachhaltigkeit. Zusätzlich hierzu wurden funktionale Indikatoren, die die Charakteristika von Technologien wie beispielsweise Belastbarkeit, Anpassungsmöglichkeit und Wartung betrachten, aufgenommen. Die Quantifizierung der Indikatoren basiert auf einem Modell, das die Massenbilanzen

des häuslichen Brauchwassersystems repräsentiert. Das Modell wurde so konstruiert, dass es eine hohe Anzahl an Optionen für die Versorgung verschiedener Wasserquellen (Trink-, Haushalts-, Regenwasser), hausinterne Wasserdesinfektion, Wassereinsparung und Abwasserbehandlung überlagert. Die Auswahl optimaler Systeme wurde als Optimierungsproblem mit mehreren Zielen definiert. Als bedeutende Ziele wurden Kostenminimierung, Ressourcennutzung, Maximierung der Produktion von sauberem Wasser, Biomasse und Nährstoffen zur Wiederverwendung, Minimierung des Anfalls schädlicher Abfälle, Maximierung sozio-kultureller Einbindung durch Akzeptanz, Teilnahme und Förderung nachhaltigen Verhaltens definiert. Um die teilweise widersprüchlichen Ziele zu verbinden, wurden die Indikatoren zur Quantifizierung dieser Ziele normiert und gewichtet, sodass sie in ein einzelnes, finales Ziel für die Optimierung integriert werden können. Aus der hohen Anzahl an möglichen Kombinationen resultiert eine sehr hohe Zahl an möglichen Brauchwassersystemen. Aus diesem Grund wurden zwei Szenarien (Nährstoffrecycling und Wassereinsparung bzw. -wiederverwendung) zur Auswahl von Lösungen definiert. Die Bewertung im Rahmen dieser Arbeit basiert auf Literaturdaten. [121]

Palme et al., 2005

Im Rahmen einer Zusammenarbeit zwischen Forschern und der Stockholm Water Company wurden Nachhaltigkeitsindikatoren für die Behandlung von Abwasser und den Umgang mit Klärschlamm erarbeitet. Die Ergebnisse einer Ökobilanz, einer Risikobewertung, einer Wirtschaftlichkeitsbewertung und einer Unsicherheitsanalyse lieferten den Input für die Einstufung technischer Optionen durch den Einsatz einer Multikriterienanalyse. Diese Analyse diente als Grundlage zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren und -zielen. Die Indikatoren repräsentieren die Kriterien Ökonomie, Ressourcen, Energie, Emissionen in den Boden, Akzeptanz, Zuverlässigkeit und Arbeitsbedingungen. [122]

Egle et al., 2014

Diese Studie bewertet Phosphorrückgewinnungsverfahren an sich und entlang der gesamten Prozesskette von der Abwasserbehandlung bis zur Entsorgung von Reststoffen nach technischen, ökologischen und ökonomischen Kriterien. Ziel war die Schaffung einer Methodik zur ganzheitlichen, vergleichenden Bewertung von Phosphorrückgewinnungstechnologien, die an unterschiedlichen Punkten der Abwasser- oder Klärschlammbehandlung ansetzen. Die Bewertung der Aspekte Technologie, Ökologie, Endprodukt, und Ökonomie bildet die Bestandteile des Systems. Um gleiche Voraussetzungen für die Bewertung der unterschiedlichen Verfahren zu schaffen, wurden Referenzprozesse definiert. Sie umfassen eine Referenzkläranlage mit einer Schmutzfracht von 100.000 EW, mechanisch-biologischer Abwasserreinigung und anaerober Schlammfäulung, eine Mitverbrennung zur thermischen Klärschlammbehandlung, die Behandlung der Reststoffe und den Transport von Klärschlamm und Asche. [123]

P-Rex, 2015

Das Projekt P-Rex "Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency" wurde im Zeitraum von September 2012 bis August 2015 von 14 Projektteilnehmern aus der Schweiz, Frankreich, Finnland, Österreich, der tschechischen Republik, Spanien und Deutschland, unter Koordination des Kompetenzzentrums Wasser Berlin, durchgeführt. Ziel des Projekts war eine ganzheitliche Bewertung von Technologien zur Phosphorrückgewinnung aus kommunalen

Klärschlämmen oder Klärschlammaschen im Vergleich zur landwirtschaftlichen Ausbringung von Klärschlamm. Auf Basis technischer, betrieblicher und ökonomischer Daten sowie einer umfassenden Bewertung der Ökotoxizität und der Pflanzenverfügbarkeit sollte eine Lebenszyklusbetrachtung der ökologischen Auswirkungen und der Kosten durchgeführt werden. [124]

Die Ergebnisse der Studie umfassen unter anderem eine Betrachtung des Nährstoffgehalts und der Toxizität von recycelten Phosphorprodukten, eine Risikobetrachtung von Phosphordüngemitteln und eine Bewertung der ökologischen Auswirkungen der Phosphorrückgewinnungstechnologien mittels Ökobilanzierung. Weiterhin wurden wirtschaftliche Aspekte anhand einer Lebenszykluskostenanalyse (ohne gesellschaftliche und soziale Kosten) und durch eine Untersuchung des Marktes für recycelte Phosphorprodukte berücksichtigt. [125]

Popovic et al., 2018

Im Rahmen dieser Studie werden ein Ansatz zur Entwicklung quantitativer, sozialer Nachhaltigkeitsindikatoren für Kläranlagen und eine Methode zur Festlegung und Visualisierung der Wechselwirkungen zwischen den Indikatoren vorgestellt. Die entwickelten Nachhaltigkeitsindikatoren adressieren die unterschiedlichen Teilbereiche von Lebensqualität: Gesundheit, Sicherheit und Schutz, Komfort. Im Bereich Gesundheit fließen unter anderem Informationen zu Reinigungseffizienz, potenziellen Erkrankungen von Mitarbeitern, Zugang zur Kläranlage und Budgetierung bzw. Finanzierung ein. Der Bereich Sicherheit und Schutz wird durch Indikatoren, die zum Beispiel Mitarbeiterschulungen, Gefahrstoffe, Anzahl an Schadstoffmessungen und regionale Arbeitsplätze berücksichtigen, abgedeckt. Weiterhin sind Indikatoren, die potenzielle Verletzungen des Komforts bewerten, enthalten. Sie basieren auf Informationen zu Umweltbelastungen (in Form von Lärm, Geruch, Licht- und Luftverschmutzung), zur Klärschlammbehandlung und über die Standorte der Kläranlagen. Zur Kalkulation und Validierung der Indikatoren wurden Daten aus den Aufzeichnungen der Jahre 2010 bis 2014 einer Kläranlage im kanadischen Toronto herangezogen. [126]

Mohammadifardi et al., 2019

Diese Studie nutzt die Methode der Systemdynamik (*“system dynamics”*) zur Modellierung der Wechselbeziehungen zwischen der Abwassersammlung und der Abwasserbehandlung in Kläranlagen zur Bewertung der Nachhaltigkeit des Asset Managements von Abwasseranlagen. Hierzu werden Kausalschleifendiagramme (*“causal loop diagrams”*), die Rückkopplungen und Verbindungen zwischen den verschiedenen Komponenten des physikalischen, finanziellen, ökologischen und Verbraucherbereichs aufzeigen, eingesetzt. Zur Parametrisierung der Diagramme wurden Daten von diversen kleinen bis mittleren Kommunen im kanadischen Ontario verwendet. Die Diagramme sollen Entscheidungsträgern ein besseres Verständnis für die in gegenseitiger Beziehung stehenden Verhaltensweisen der sozialen, ökologischen und ökonomischen Systeme vermitteln. [127]

Benavides et al., 2019

Im Rahmen dieser Arbeit wird die Nachhaltigkeit von Abwassersystemen am Beispiel von zwei Pilotkläranlagen in Lateinamerika bewertet. Auf Basis von Literatur und durch Einbeziehung von Stakeholdern wurde ein Rahmenwerk für einen Datensatz, der durch den Einsatz spezifischer Daten an die zu untersuchenden Standorte angepasst werden kann, entwickelt. Die Nachhaltigkeit wird anhand eines “distance-

to-target"-Ansatzes, bei dem der jeweilige Wert einer Variable mit einem zuvor festgelegten Grenzwert verglichen wird, bestimmt. Die Bewertung erfolgt anhand eines Ampelsystems. Grün bedeutet, dass die Variable den Grenzwert einhält, Gelb, dass sie nicht optimal aber nicht weit davon entfernt ist, und Rot, dass sie suboptimal ist. Jeder Farbe ist wiederum ein numerischer Wert zugeordnet. Grün entspricht 1, Gelb 0 und Rot -1. Jede Variable wird in eine der drei Dimensionen, technisch-ökologisch, ökonomisch oder sozial, eingruppiert. Anhand des Durchschnitts aller numerischen Werte der Variablen einer Dimension werden die Dimensionen wiederum anhand eines Ampelsystems bewertet, wobei Grün einem Wert über 0,33 entspricht, Gelb einem Wert zwischen -0,33 und 0,33 und Rot einem Wert unter -0,33. Das beschriebene System wurde anhand von zwei Kläranlagen angewendet mit dem Ergebnis, dass die Anlagen, obwohl sie in einigen, ausgewählten Bereichen gut abschneiden, in einer mehrdimensionalen Betrachtung, die technische, ökologische, ökonomische und soziale Faktoren berücksichtigt, nicht als nachhaltig bewertet werden können. [128]

Padilla-Rivera et al., 2019

In dieser Studie wird ein Rahmenwerk zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Kläranlagen vorgestellt, das aus einer Lebenszyklus-Perspektive ökologische und ökonomische Aspekte berücksichtigt, um die bestmögliche, nachhaltige Technologie auszuwählen. Es enthält neun Nachhaltigkeitsindikatoren, sieben davon ökologisch und zwei ökonomisch, anhand derer vier Kläranlagen in den Vereinigten Staaten und in Mexiko bewertet werden. Die ökologische Betrachtung wird mithilfe der Methode der Ökobilanzierung durchgeführt und anhand der Wirkungskategorien Abbau abiotischer Ressourcen, Versauerung, Eutrophierung, Klimaänderung, Ozonabbau, Humantoxizität und Photochemische Oxidation mithilfe der CML-Methode ausgewertet. Die ökonomische Betrachtung erfolgt anhand der Investitions- und der Betriebs- und Wartungskosten (interne Kosten). Die Visualisierung der Ergebnisse der ökologischen und ökonomischen Bewertung erfolgt anhand einer dreistufigen Skala, die sich an den jeweiligen Ergebnissen der Indikatoren (bestes, mittleres, schlechtestes Ergebnis) orientiert. [129]

Zusammenfassung

Bei einem Großteil der betrachteten Studien [119–124,127] unterscheiden sich die betrachteten Prozesse von denen der vorliegenden Arbeit. Während [121–124] Prozesse der Abwasser- und Klärschlammbehandlung betrachten, werden in [119] und [120] komplette Wasserwirtschaftssysteme, in denen die Abwasserbehandlung nur einen Teilbereich darstellt, untersucht. [127] schließen bei ihren Untersuchungen die Infrastruktur zur Abwassersammlung mit ein. [122] und [124] legen den Fokus auf die Behandlung von Klärschlamm, die wiederum in [121] nur begrenzt berücksichtigt wird. [123] und [124] befassen sich mit Prozessen zur Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser.

Auch hinsichtlich der betrachteten Versorgungs- und Einzugsgebiete gibt es signifikante Unterschiede. [118] fokussiert sich insbesondere auf die Anwendbarkeit in Entwicklungsländern, während [119] und [120] die Wasserwirtschaft in urbanen Räumen in Schweden bzw. Deutschland untersuchen.

Die Studien unterscheiden sich ebenfalls stark in den betrachteten Referenzsystemen und der Herkunft der genutzten Daten. [128] erproben ihren Ansatz am Beispiel von zwei Kläranlagen in Lateinamerika, [123] nutzen für ihre Bewertung eine

Referenzkläranlage, deren Belastung der einer typisch österreichischen Kläranlage entspricht. [126] nutzt zur Kalkulation und Validierung Daten einer Referenzkläranlage in Kanada. Die Daten für [121] werden aus einer Literaturrecherche bezogen. Die berücksichtigten Dimensionen der Nachhaltigkeit umfassen zumeist ökologische, ökonomische und soziale Faktoren [118–122, 127, 128]. Während [126] den Fokus auf die soziale Bewertung legt und hierbei ökologische Aspekte mitberücksichtigt, wird in den Studien [123, 124, 129] die soziale Komponente nicht berücksichtigt. Tabelle 2.2 gibt einen Überblick über die in den betrachteten Studien bewerteten Dimensionen der Nachhaltigkeit.

Tabelle 2.2: Betrachtete Dimensionen der Nachhaltigkeit in ausgewählten Studien

Studie	Technik	Ökologie	Ökonomie	Soziales	Sonstige
Tang et al. 1997 [118]	x	x	x	x	
Hellström et al. 2000 [119]	x	x	x	x	x
Steinberg et al. 2002 [120]		x	x	x	
Balkema 2003 [121]	x	x	x	x	
Palme et al. 2005 [122]		x	x	x	x
Egle et al. 2014 [123]	x	x	x		
P-Rex 2015 [124, 125]	x	x	x		x
Popovic et al. 2018 [126]		x	x	x	
Mohammadifardi et al., 2019 [127]		x	x	x	
Benavides et al. 2019 [128]	x	x	x	x	
Padilla-Rivera et al. 2019 [129]		x	x		

Der Fokus der vorliegenden Arbeit liegt auf der Abwasserbehandlung, hierbei sind die Prozesse in den Kläranlagen selbst und die nachgeschalteten Entsorgungspfade der hier anfallenden Abfälle inkludiert. Die Betrachtung erfolgt am Beispiel der in Kapitel 3.1 beschriebenen Zielregion. Die Datengrundlage bilden reale Betriebsdaten von 45 Kläranlagen sowohl auf deutscher als auch tschechischer Seite der Zielregion. Das entwickelte System verfolgt einen ganzheitlichen Ansatz, bei dem die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit, Ökologie, Ökonomie und Soziales, berücksichtigt werden.

3. Vorgehen und Methoden

Im Rahmen eines Konferenzbeitrags [130] zum Thema nachhaltige Klärschlammverwertung wurden Teile der im Folgenden dargelegten Methodik bereits vorgestellt. Die Bestandteile Zielregion und Herkunft der Kläranlagendaten gleichen denen der vorliegenden Arbeit. In den Punkten Ziel, Untersuchungsrahmen und Wirkungsabschätzung der Ökobilanz existieren lediglich Überschneidungen zur hier vorgestellten Methode. Die in Kapitel 3 und 4 dargelegte Vorgehensweise wurde jedoch seitdem weiterentwickelt und unterscheidet sich hinsichtlich der betrachteten Szenarien und der sozialen sowie der ökonomischer Bewertungssystematik. [130]

3.1 Zielregion

Das zur Entwicklung des Systems herangezogene Gebiet befindet sich in der bayerisch-tschechischen Grenzregion und umfasst auf deutscher Seite den Landkreis Tirschenreuth in der Oberpfalz und auf tschechischer Seite die Region um die Städte Cheb, Aš und Mariánské Lázně. Der Landkreis Tirschenreuth umfasst 26 Kommunen [131] mit insgesamt ca. 71.600 Einwohnern (Stand 2021) [132]. Die Städte und Gemeinden sind in den zwei Zweckverbänden IKom Stiftland [133] und Steinwald-Allianz [134] organisiert. Die Abwasserentsorgung der Städte Cheb, Aš und Mariánské Lázně befindet sich im territorialen Geltungsbereich des Wasserver- und Abwasserentsorgungsunternehmens Chevak a.s. [135]. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird die Abwasserbehandlung einschließlich der nachgeschalteten Klärschlammverwertung anhand von 45 Kläranlagen in der Zielregion, die in Abbildung 3.1 dargestellt sind, betrachtet.

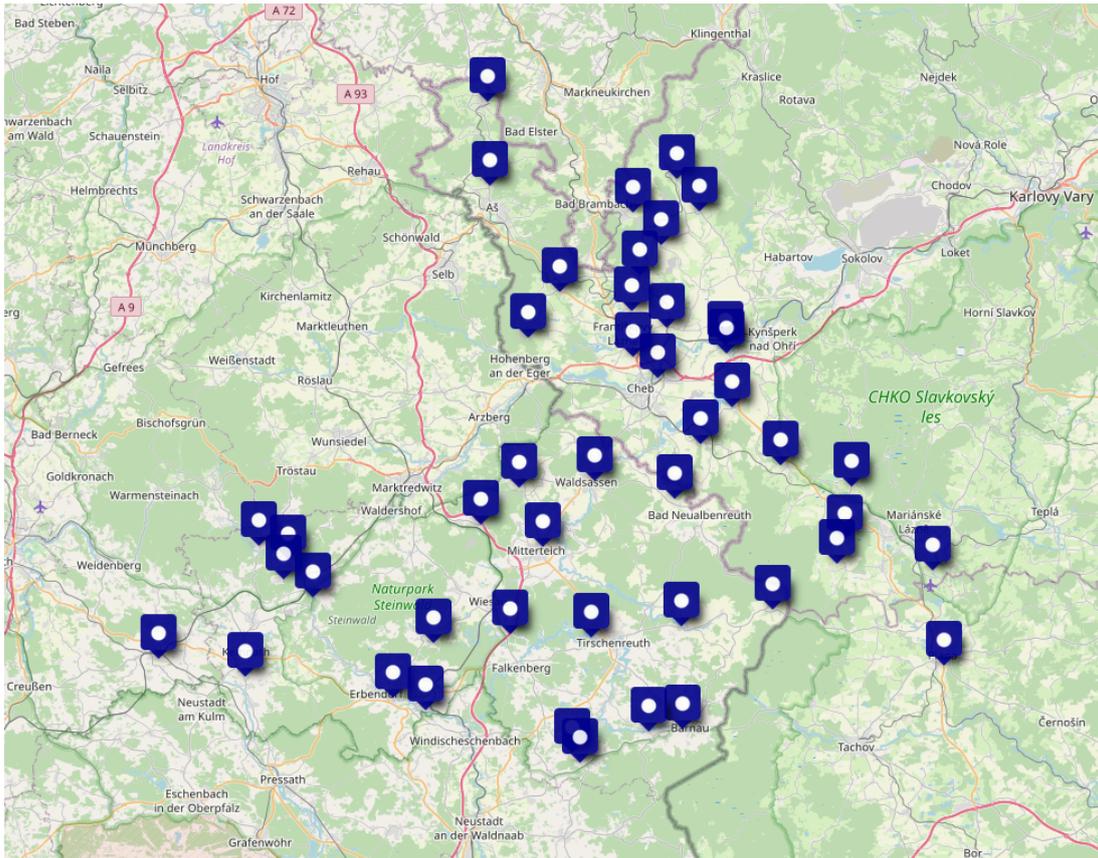


Abbildung 3.1: Bayerisch-tschechische Grenzregion mit Kläranlagenstandorten [42]
Karte: [43, 44] (abgerufen am 29.01.2021)

3.2 Betrachtete Prozesse

Die folgenden Prozesse des Abwasserwirtschaftssystems der zuvor beschriebenen Zielregion werden im Rahmen dieser Arbeit betrachtet:

- Die Behandlung des Abwassers in den Kläranlagen
- Die Prozesse zur Behandlung des Klärschlammes, wie Stabilisierung, Entwässerung und Trocknung, sowohl in den Kläranlagen als auch ggf. in weiteren Einrichtungen
- Der Transport des Klärschlammes zwischen den Kläranlagen und Einrichtungen zur Behandlung und Verwertung
- Die thermische bzw. stoffliche Verwertung des Klärschlammes einschließlich der Entsorgung ggf. anfallender Reststoffe
- Der Transport und die Verwertung des anfallenden Rechen- und Sandfangguts

Nicht Teil der Betrachtung ist die Infrastruktur zur Sammlung und Einleitung des anfallenden Regen- und Abwassers in die Kläranlagen der Zielregion.

3.3 Ökobilanzierung

Die ökologische Bewertung des betrachteten Systems erfolgt im Rahmen dieser Arbeit anhand der Methode der Ökobilanzierung, die durch die internationalen Normen ISO 14040 und 14044 standardisiert ist [45, 46]. Sie definieren den Begriff Ökobilanz wie folgt:

“Zusammenstellung und Beurteilung der Input- und Outputflüsse und der potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Verlauf seines Lebensweges” [45]

Die Ökobilanzen, die im Rahmen dieser Arbeit angefertigt werden, werden mithilfe der Software Umberto LCA+ [53] modelliert und ausgewertet.

Die Phasen einer Ökobilanz umfassen die Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen, die Sachbilanz, die Wirkungsabschätzung und die Auswertung [45]. Im Folgenden werden diese Phasen erläutert.

3.3.1 Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen

Die eindeutige, auf die beabsichtigte Anwendung abgestimmte Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen wird als erste Phase der Ökobilanz genannt, wobei aufgrund der iterativen Eigenschaft der Ökobilanz der Untersuchungsrahmen während der Durchführung der Studie gegebenenfalls angepasst werden muss [46].

Ziel

Die Festlegung des Ziels der Ökobilanz muss die geplante Anwendung, den Grund für die Durchführung, die Zielgruppe und die beabsichtigte Verwendung der Ergebnisse der Ökobilanz enthalten [46].

Untersuchungsrahmen

Bei der Definition des Untersuchungsrahmens muss zunächst das Produktsystem, das untersucht werden soll, beschrieben werden. Das Produktsystem ist als “Zusammenfassung von Prozessmodulen mit Elementar- und Produktflüssen, die den Lebensweg eines Produktes modelliert und die eine oder mehrere festgelegte Funktionen erfüllt” definiert. [46]

Die hier festgelegten Funktionen bilden die Grundlage für die Festlegung der funktionellen Einheit [52, S. 28]. Die funktionelle Einheit ist der quantifizierte Nutzen des Produktsystems und dient als Vergleichseinheit [46]. Sie kann beispielsweise die zurückzulegende Wegstrecke mit einem oder verschiedenen Verkehrsmitteln, die Bereitstellung einer bestimmten Menge elektrischer Energie oder die Nutzungsdauer einer industriellen Anlage sein.

Weiterhin muss mit einer Systemgrenze festgelegt werden, welche Prozesse beziehungsweise Prozessschritte in der Ökobilanz enthalten sind. Die Festlegung der Systemgrenze richtet sich nach der Zielsetzung der Studie. [46]

Soll ein geringfügiger Input in das Produktsystem von der Studie ausgeschlossen werden, kommen Abschneideregeln zur Anwendung [52, S. 30]. Abschneidekriterien legen die Stoffmenge, den Energiefluss oder den Grad der Umweltrelevanz in Verbindung mit dem Prozessschritt oder dem Produktsystem fest, die von der Studie

ausgeschlossen werden [46].

Bei der Festlegung des Untersuchungsrahmens werden außerdem die eingesetzten Allokationsverfahren beschrieben und die Wahl der Methode der Wirkungsabschätzung einschließlich der Wirkungskategorien erfolgt [46]. Näheres zu den Themen Allokation und Wirkungsabschätzung ist den nachfolgenden Kapiteln 3.3.2 und 3.3.3 zu entnehmen. Weiterhin wird festgelegt welche Daten aus welchen Quellen für die Studie genutzt werden, welche Anforderungen an die Qualität dieser Daten bestehen und wie mit fehlenden Daten verfahren wird [46].

3.3.2 Sachbilanz

Die Sachbilanz ist als “(...) Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines Produktes im Verlauf seines Lebensweges (...)” definiert [46].

Die Phase der Sachbilanz umfasst die Erhebung der Daten und die Berechnung der In- und Outputflüsse des Produktsystems. Hierbei handelt es sich um einen iterativen Vorgang, da ständig neue Erkenntnisse gewonnen werden können. [45]

In- und Output sind als Produkt-, Stoff- oder Energieflüsse definiert. Flüsse sind wiederum untergliedert in Zwischenprodukt- und Elementarflüsse. Ein Zwischenproduktfluss tritt zwischen den Prozessmodulen des betrachteten Produktsystems auf. Als Elementarflüsse werden Stoffe oder Energie bezeichnet, die ohne vorherige Behandlung der Umwelt entnommen und dem betrachteten System übergeben werden oder Stoffe oder Energie, die das betrachtete System verlassen und ohne nachfolgende Behandlung an die Umwelt abgegeben werden. Der Referenzfluss misst die Outputs der Prozesse eines Produktsystems, die zur Realisierung der Funktion, definiert durch die funktionelle Einheit, notwendig sind. [45]

Zur Veranschaulichung sind die unterschiedlichen Flüsse beispielhaft in Abbildung 3.2 dargestellt.



Abbildung 3.2: Elementarflüsse, Zwischenproduktflüsse und Referenzfluss nach [45]

Häufig werden bei Produktionsprozessen neben dem für das betrachtete Produkt gewünschten Output noch weitere verwertbare Produkte erzeugt. Diese werden als Koppelprodukte bezeichnet. Zum Beispiele entsteht bei der Produktion von Getreide Stroh als Koppelprodukt. Die Umweltbelastungen durch die Prozesse müssen dann zwischen dem betrachteten Produkt und dem Koppelprodukt aufgeteilt werden. [52, S. 34]

Diese Zuordnung wird als Allokation bezeichnet [52, S. 94]. Die Allokation kann zum Beispiel anhand der physikalischen Beziehungen oder anhand des ökonomischen Werts erfolgen [46].

Eine weitere Möglichkeit bietet die Systemerweiterung. Beim Vergleich von zwei

Prozessen wird der zweite Prozess um die wahrscheinlichste, alternative Möglichkeit die Sekundärfunktion des ersten Prozesses zu erfüllen, erweitert. Vergleicht man beispielsweise zwei Kraftwerke zur Elektrizitätsversorgung, von denen das erste als Koppelprodukt Fernwärme und das zweite ausschließlich Strom produziert, wird das System des zweiten Kraftwerks um die wahrscheinlichste, alternative Möglichkeit Fernwärme zu erzeugen erweitert. Die Erweiterung des zweiten Systems um die alternative Möglichkeit die Sekundärfunktion des ersten Systems zu produzieren ist gleichbedeutend damit vom ersten System die alternative Möglichkeit zu subtrahieren. Hier werden dem ersten System die In- und Outputs gutgeschrieben, die vermieden werden, wenn dessen sekundäre Leistung diese alternative Produktion ersetzt. Im Fall der Fernwärme als sekundäre Funktion ist Systemerweiterung gleichbedeutend mit einer Gutschrift für das Kraftwerk, das diese erzeugt, indem die Auswirkungen der wahrscheinlichsten, alternativen Fernwärmeproduktion abgezogen werden. [136, S. 91]

Das Ergebnis der Phase der Sachbilanz ist eine Aufstellung der Flüsse, die die Systemgrenze passieren, und dient als Basis für die Phase der Wirkungsabschätzung [46].

3.3.3 Wirkungsabschätzung

Die Aufgabe der Wirkungsabschätzung ist die Übertragung der Elementarflüsse der Sachbilanz in potenzielle Umweltauswirkungen [47, S. 4].

Hierzu werden die Sachbilanzergebnisse den Wirkungskategorien - Klassen, die bedeutende Umweltthemen darstellen - zugeordnet. Zur quantifizierbaren Präsentation der Wirkungskategorien werden Wirkungsindikatoren verwendet. Die Umrechnung des Sachbilanzergebnisses in die Einheit des Wirkungsindikators erfolgt durch einen auf einem Charakterisierungsmodell basierenden Faktor. [45]

Zur Veranschaulichung ist das Vorgehen bei der Wirkungsabschätzung am Beispiel der Wirkungskategorie "Versauerung" in Abbildung 3.3 dargestellt [46].

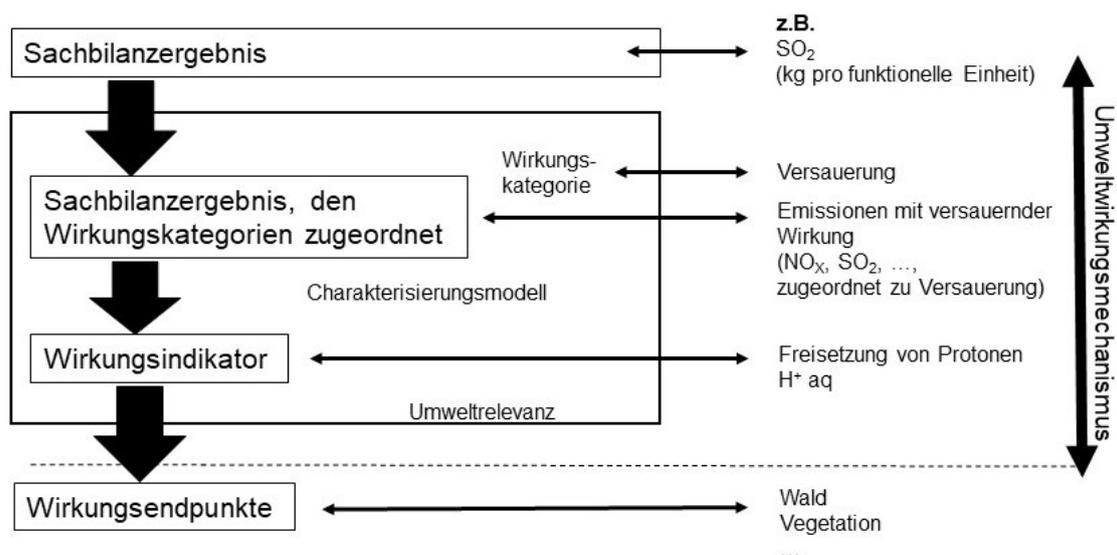


Abbildung 3.3: Konzept der Wirkungsindikatoren nach [46]

Als Wirkungsendpunkte werden Aspekte der Umwelt, der Gesundheit oder von Res-

sources, die ein bedenkliches Umweltproblem feststellen, bezeichnet [45].

Midpoint vs. Endpoint Betrachtung

Der Wirkungsindikator kann sich innerhalb des Umweltwirkungsmechanismus zwischen dem Ergebnis der Sachbilanz und dem Wirkungsendpunkt befinden [46]. Wirkungsindikatoren, denen Sachbilanzergebnisse zugeordnet werden können, werden auch als Midpoint Kategorien bezeichnet [52, S. 203], Wirkungsendpunkte auch als Endpoint [45].

Durch die Charakterisierung wird der Weg der Umweltauswirkungen von den Elementarflüssen der Sachbilanz über eine Abfolge kausal zusammenhängender Wirkungen bis zu den Schutzgebieten, die für die Wirkungskategorie relevant sind, geführt. Die Schutzgebiete repräsentieren die Aspekte, auf die wir achten und deren potenzielle Beschädigung die Ökobilanz aufzeigen soll. Abbildung 3.4 verdeutlicht am Beispiel der Erderwärmung wie der Elementarfluss der klimawirksamen Emissionen zu einem Anstieg der Konzentration dieser Stoffe in der Atmosphäre führt, welcher eine Erhöhung des Strahlungsantriebs und damit der atmosphärischen Temperatur bewirkt. Der hierdurch ausgelöste Anstieg des Meeresspiegels bedingt wiederum Überschwemmungen, die der menschlichen Gesundheit und dem Ökosystem Schaden zufügen. [47, S. 8]

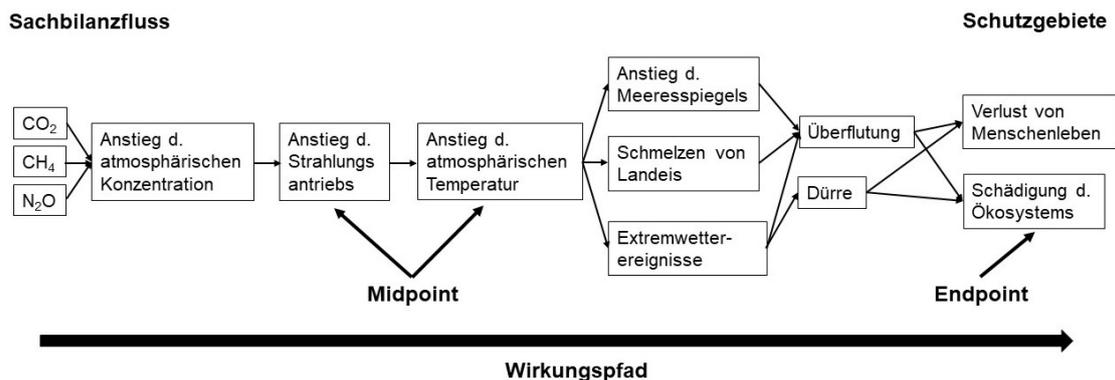


Abbildung 3.4: Umweltauswirkungen vom Elementarfluss bis zu den Schutzgebieten an einem vereinfachten Beispiel der Erderwärmung nach [47, S. 8]

Die beiden Ansätze ergänzen sich insofern, dass die Midpoint Betrachtung einen stärkeren Bezug zum Elementarfluss und eine geringere Modellierungsunsicherheit aufweist, während die Endpoint Betrachtung über einen stärkeren Bezug zu den Schutzgebieten verfügt und damit besser Auskunft über die Umweltrelevanz gibt [47, S. 9]. Synonym zu Endpoint werden zum Teil die Begriffe Schutzgebiete (*“Areas of Protection”*) [47, S. 8] oder auch Schadenskategorien (*“Damage Categories”*) [52, S. 290] verwendet. Im Rahmen dieser Arbeit wird analog zur internationalen Norm der Begriff der Wirkungsendpunkte, der die Bereiche natürliche Umwelt, menschliche Gesundheit und Ressourcen umfasst, verwendet [46].

Im Folgenden werden die Methoden der Wirkungsabschätzung, die im Rahmen der Literaturanalyse in Kapitel 2.7.1 identifiziert wurden, vorgestellt und erläutert.

CML

Der Nachfolger der 1992 erstmals veröffentlichten Ökobilanzierungsmethode des Centre of Environmental Science (CML) der Universität Leiden ist das Update von

2002 [62, S. 5]. Die Betrachtung verfolgt einen Midpoint-Ansatz und unterscheidet in Abhängigkeit von der Umweltrelevanz und der Verfügbarkeit von adäquaten Charakterisierungsmethoden zwischen drei Arten von Wirkungskategorien [62, S. 67].

- Basis Wirkungskategorien, für die eine Basis Charakterisierungsmethode definiert ist
- Studienspezifische Wirkungskategorien, für die eine Basis oder eine alternative Charakterisierungsmethode zur Verfügung steht
- Andere Wirkungskategorien, für die keine Basis Charakterisierungsmethode vorgeschlagen wird, obwohl Alternativen verfügbar sein könnten [62, S. 67]

Sie sind in Tabelle 3.1 dargestellt.

Tabelle 3.1: Wirkungskategorien der Methode CML [62, S. 68]

Wirkungskategorie	Basis Charakterisierungsmethode	Andere Charakterisierungsmethode
Basis Wirkungskategorien		
Abbau abiotischer Ressourcen	vorhanden	vorhanden
Auswirkungen der Landnutzung		
Wettbewerb um Land	vorhanden	vorhanden
Klimaänderung	vorhanden	vorhanden
Stratosphärischer Ozonabbau	vorhanden	vorhanden
Humantoxizität	vorhanden	vorhanden
Ökotoxizität		
Süßwasser-Ökotoxizität	vorhanden	vorhanden
Marine Ökotoxizität	vorhanden	vorhanden
Terrestrische Ökotoxizität	vorhanden	vorhanden
Photochemische Oxidation	vorhanden	vorhanden
Versauerung	vorhanden	vorhanden
Eutrophierung	vorhanden	vorhanden
Studienspezifische Wirkungskategorien		
Auswirkungen der Landnutzung		
Rückgang lebenserhaltender Funktionen	nicht vorhanden	vorhanden
Rückgang der Biodiversität	nicht vorhanden	vorhanden
Ökotoxizität		
Süßwasser-Sedimentökotoxizität	vorhanden	vorhanden
Marine Sedimentökotoxizität	vorhanden	vorhanden
Auswirkungen ionisierender Strahlung	vorhanden	vorhanden
Geruch		
Übelriechende Luft	vorhanden	nicht vorhanden
Lärm	vorhanden	nicht vorhanden
Abwärme	vorhanden	nicht vorhanden
Unfallopfer	vorhanden	nicht vorhanden
Andere Wirkungskategorien		
Abbau biotischer Ressourcen	nicht vorhanden	vorhanden
Austrocknung	nicht vorhanden	nicht vorhanden
Geruch		
Übelriechendes Wasser	nicht vorhanden	nicht vorhanden
...

Zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Arbeit liegen die Charakterisierungsfaktoren der Methodik CML in der Version 4.8 aus dem Jahr 2016 vor [64].

Eco-Indicator

Die Methode Eco-Indikator 99 wurde vom niederländischen Ministerium für Wohnungsbau, Raumordnung und Umwelt entwickelt und ist der Nachfolger der Methode Eco-Indikator 95. Sie gehört zu den schadensorientierten Methoden der Wirkungsabschätzung. Die Schadeskategorien (Endpunkte) umfassen die Bereiche Human-

gesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcen. Um die Schadenskategorien mit den Sachbilanzeinträgen zu verknüpfen, wurden Schadensmodelle erarbeitet. Die Schadenskategorie Humangesundheit umfasst Atemwegserkrankungen, karzinogene Effekte, Auswirkungen des Klimawandels, Ozonabbau und ionisierende Strahlung. Die Schadenskategorie Ökosystemqualität berechnet sich anhand des Anteils der Arten, die in einem bestimmten Gebiet aufgrund der Umweltbelastung verschwunden sind, und umfasst die Felder Ökotoxizität, Versauerung und Eutrophierung, sowie Landnutzung und -umwandlung. Für die Schadenskategorie Ressourcen wird ein Parameter, der die Qualität der verbleibenden mineralischen und fossilen Ressourcen angibt, genutzt. Der Abbau der Ressourcen führt zu einem höheren Energiebedarf bei deren zukünftiger Förderung. [137]

EDIP

Die Methode EDIP (Environmental Design of Industrial Products) wurde mit dem Ziel die Industrie beim Entwurf umweltfreundlicher Produkte zu unterstützen im Rahmen eines dänischen Programms innerhalb von vier Jahren erarbeitet [138, S. vii]. Sie enthält die Wirkungskategorien Erderwärmung, stratosphärischer Ozonabbau, photochemische Oxidation, Versauerung, Nährstoffanreicherung, Ökotoxizität, Humantoxizität und Abfälle auf Deponien [138, S. 242 f.].

Zwischen 1997 und 2003 wurde die Methode im Rahmen eines weiteren Projekts von EDIP97 zu EDIP2003 weiterentwickelt. Neben standortgenerischen enthält sie standortabhängige Charakterisierungsfaktoren, durch deren Nutzung eine räumliche Differenzierung bei der Wirkungsabschätzung ermöglicht wird. Die Wirkungsabschätzung von EDIP2003 umfasst die Kategorien Erderwärmung, stratosphärischer Ozonabbau, Versauerung, terrestrische und aquatische Eutrophierung, photochemische Oxidation, Human- und Ökotoxizität. [139]

EPS

Das EPS-System (Environmental Priority Strategies in product design) wurde in den 1990er Jahren als Hilfestellung für Produktdesigner zur Bewertung der Umweltleistung von Designoptionen entwickelt. Es bietet einen systematischen Ansatz, um ökologische Aspekte in der konventionellen Produktentwicklung voranzutreiben, und folgt den Normen ISO 14040 und 14044. Das EPS-System basiert seit 1999 auf den selben Prinzipien, die aktuelle Version ist EPS 2015d. Mit den Wirkungsindikatoren, die bei EPS "*State indicators*" heißen, wird eine Endpunkt-Betrachtung vorgenommen. Neben ökologischen Indikatoren, fließen auch ökonomische und soziale Themen in die Bewertung ein. Die Schutzziele ("*Safeguard Subjects*") umfassen die ökologischen Bereiche Ökosystemdienstleistungen, Zugang zu Wasser, abiotische Ressourcen und Biodiversität. Als soziales Schutzziel wird Humangesundheit verwendet. Die Auswirkungen auf diese beiden Schutzziele werden mithilfe der klassischen Ökobilanz bewertet. Ökonomische Schutzziele sind Gebäude-, Energie-, Umwelt-, Ernährungs-, Textil-, Informations- und Transporttechnologie und Einnahmen. Neben den oben genannten Schutzziele, die alle monetär bewertet werden, existieren noch weitere soziale Schutzziele, die nicht-monetär bewertet werden. [140]

IMPACT 2002+

Die Methode IMPACT 2002+ nutzt einen kombinierten Ansatz, der sowohl Midpoint- als auch Endpunkt-Betrachtungen zulässt, indem die Sachbilanzergebnisse durch 14 Midpoint-Kategorien mit vier Endpunkten verbunden werden, wie in Abbildung 3.5 dargestellt ist. Für die Bereiche Human- und Ökotoxizität wurden für die IMPACT

Methode eigene Konzepte entwickelt, während andere Kategorien auf den Methoden Eco-Indicator und CML basieren. [49]

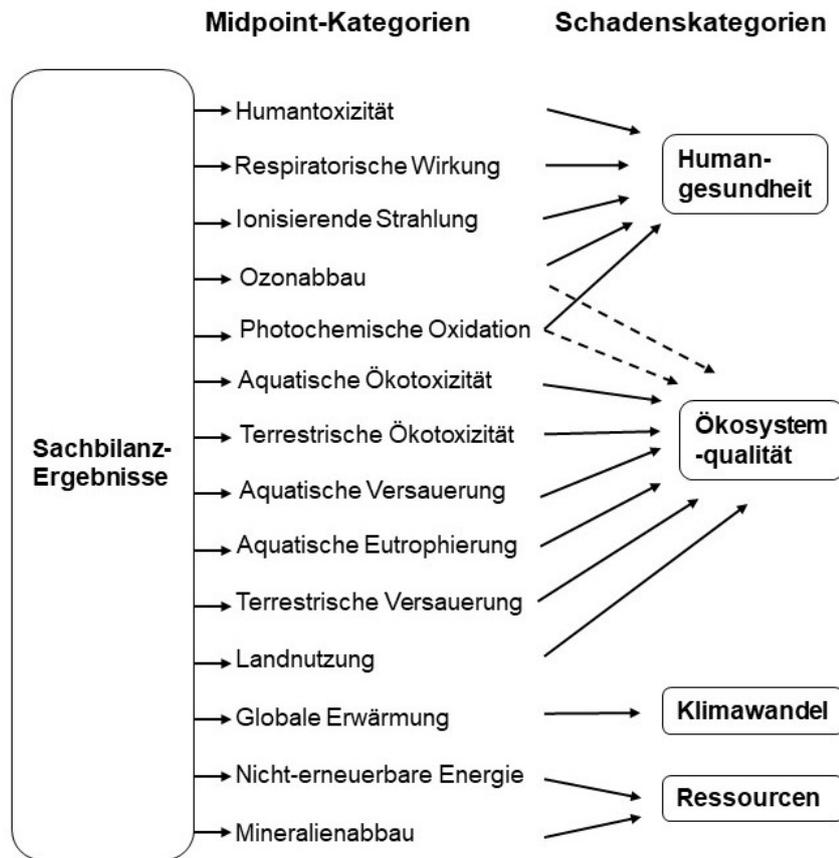


Abbildung 3.5: Wirkungskategorien und Endpunkte der Methode IMPACT 2002+ nach [48] nach [49]

LIME

Die Wirkungsabschätzungsmethode LIME (Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modelling) wurde im Rahmen eines nationalen Projekts zwischen 1998 und 2003 in Japan entwickelt. Sie enthielt elf Wirkungskategorien und vier Schutzziele, ist also eine Endpunkt-Betrachtung. [141]

Als Teil eines zweiten nationalen Projekts wurde das Update LIME2 erarbeitet. Mit der Überarbeitung wurden neue Gewichtungsfaktoren eingeführt, die die Einstellung der japanischen Öffentlichkeit zur Umwelt präziser darstellen und die Variabilität der individuellen ökologischen Haltung durch ihre Wahl widerspiegeln konnten. [142]

Im Jahr 2016 wurde auf den Vorgängern aufbauend die Methode LIME3, die zur weltweiten Anwendung nutzbar sein sollte, entwickelt. Sie enthält die Wirkungskategorien Klimawandel, Luftverschmutzung, photochemische Oxidation, Wasserverbrauch, Landnutzung, Verbrauch mineralischer Ressourcen, Verbrauch fossiler Brennstoffe, Verbrauch von Waldressourcen und Feststoffabfall und die Endpunkte Humangesundheit, soziales Kapital, Biodiversität und Primärproduktion. Die Gewichtungsfaktoren wurden in einer gemeinsamen Analyse aller G20 Staaten ermittelt. [143]

ReCiPe

Die Wirkungsabschätzungsmethode ReCiPe 2008 wurde durch eine Kooperation der niederländischen Partner National Institute for Public Health and the Environment (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu - RIVM), Radboud University Nijmegen, CML (Centrum voor Milieuwetenschappen, University of Leiden) und PRÉ Consultants entwickelt. Sie basiert auf einer Analyse des Midpoint-Ansatzes CML und des Endpoint-Ansatzes Eco-Indicator 99 mit dem Ziel diese zu harmonisieren und daraus eine konsistente Methode zu entwickeln. [66]

Das Update ReCiPe 2016 beinhaltet repräsentative Charakterisierungsfaktoren für einen globalen Maßstab, während weiterhin auch die Möglichkeit besteht für einige Wirkungskategorien Charakterisierungsfaktoren auf Landesebene anzuwenden. Die Wirkungskategorien (Midpoint) sind über sog. Schadenspfade (*“Damage Pathways”*) mit den Endpunkten verbunden (siehe Abbildung 3.6). [50]

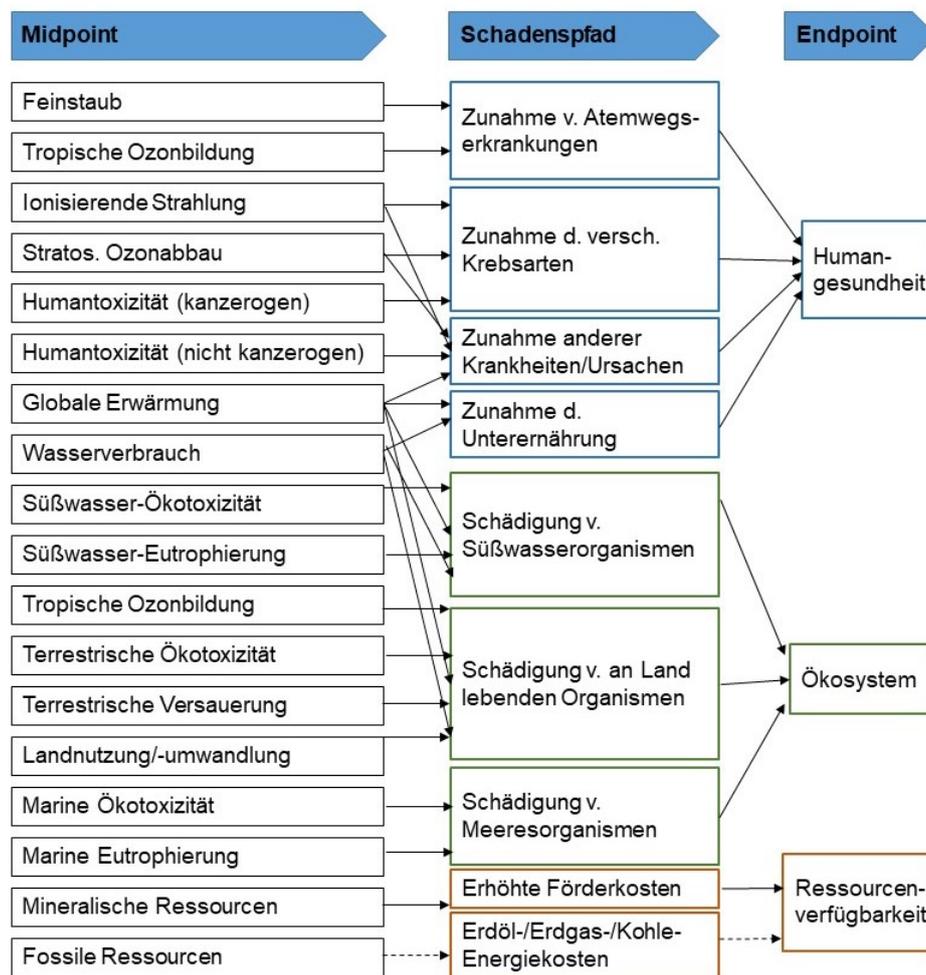


Abbildung 3.6: Wirkungskategorien der Methode ReCiPe 2016 nach [50]

Die Methodik ermöglicht außerdem die Betrachtung anhand von drei unterschiedlichen Perspektiven [50].

- Die individualistische Perspektive basiert auf kurzfristigem Interesse, unumstrittenen Auswirkungstypen und technologischem Optimismus in Bezug auf die menschliche Anpassung.

- Die hierarchische Perspektive basiert auf wissenschaftlichem Konsens in Bezug auf Zeitrahmen und Plausibilität der Wirkungsmechanismen.
- Die egalitäre Perspektive ist die vorsichtigste, die den längsten Zeitraum und alle Wirkungspfade, für die Daten existieren, berücksichtigt. [50]

Methode der ökologischen Knappheit

Die 1990 erstmals publizierte Methode der ökologischen Knappheit arbeitet nach dem *“Distance-to-target”*-Prinzip mit den sogenannten Ökofaktoren, die die Belastung durch Emissionen bzw. Ressourcenabbau in Umweltbelastungspunkten pro Mengeneinheit messen. In die Bestimmung der Ökofaktoren fließen neben aktuellen Emissionen auch von der Schweiz verabschiedete und unterstützte Ziele mit ein. Es existieren Ökofaktoren für Emissionen in die Luft, Emissionen in Oberflächengewässer, Emissionen in Grundwasser, Emissionen in den Boden, Ressourcen und Abfälle. [144]

TRACI

TRACI (The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts) wurde als Computerprogramm für Ökobilanzen von der U.S. Behörde EPA (Environmental Protection Agency) entwickelt [145].

Anhand der verschiedenen Wirkungskategorien Ozonabbau, globale Erwärmung, Versauerung, Eutrophierung, Smog-Bildung, Humangesundheit (Partikel, kanzerogen, nicht-kanzerogen), Ökotoxizität und Verbrauch fossiler Brennstoffe wird eine Midpoint-Betrachtung durchgeführt. Die Kategorien Landnutzung und Wassernutzung sollen ebenfalls noch aufgenommen werden. [146]

USEtox

Das USEtox Modell wurde im Rahmen einer Kooperation zwischen dem United Nations Environment Program (UNEP) und der Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) der sogenannten *“Life Cycle Initiative”* entwickelt, um Charakterisierungsfaktoren für Human- und Ökotoxizität in der Wirkungsabschätzung zu definieren. Hierzu wurden sieben bestehende Wirkungsabschätzungsmodelle (darunter IMPACT 2002, USES-LCA, EDIP) verglichen, um die einflussreichsten Parameter und die Gründe für Unterschiede zwischen den Modellen zu identifizieren. Zur Bewertung der toxikologischen Auswirkungen einer in die Umwelt emittierten Chemikalie wird eine Ursache-Wirkungskette impliziert, die die Emissionen mit den Auswirkungen über die folgenden drei Schritte verbindet: Umweltverhalten (*“fate”*), Exposition (*“exposure”*) und Wirkung (*“effects”*). [65]

USES-LCA

Die Methode USES-LCA dient zur Berechnung von Toxizitätspotenzialen anhand eines global verschachtelten, multimedialen Umweltverhaltens-, Expositions- und Wirkungsmodells. Auf diese Weise wurden Toxizitätspotenziale für 181 Stoffe, die in Luft, Süßwasser, Meerwasser, industriellen und landwirtschaftlichen Boden eingebracht wurden, in den sechs Wirkungskategorien Süßwasser-Ökotoxizität, marine Ökotoxizität, Süßwasser-Sedimentökotoxizität, marine Sedimentökotoxizität, terrestrische Ökotoxizität und Humantoxizität berechnet. [147]

ILCD

Das International Reference Life Cycle Data System (ILCD) wurde unter Leitung der Europäischen Kommission entwickelt und soll ergänzend zu den ISO-Normen

14040 und 14044 Orientierung und Unterstützung zur Sicherung von Konsistenz und Qualität bei der Erstellung von Ökobilanzen bieten. Zu diesem Zweck dient das ILCD Handbook, eine Reihe von technischen Dokumenten zur Anleitung guter Praxis in der Ökobilanzierung. [148, S. iv f.]

Neben allgemeinen Anleitungen zur Ökobilanzierung [148] existieren auch Abhandlungen zum Thema Wirkungsabschätzung [149–151].

In [149] werden Empfehlungen zur Anwendung von Methoden zur Modellierung der häufigsten Wirkungskategorien gegeben. Die Empfehlungen basieren auf bereits existierenden Modellen im Bezugssystem der Schutzgebiete Humangesundheit, natürliche Umwelt und Ressourcen. Für die Wirkungskategorien Klimaänderung, Ozonabbau, Humantoxizität, Feinstaub/respiratorische anorganische Stoffe, photochemische Oxidation, Auswirkungen ionisierender Strahlung, Versauerung, Eutrophierung, Ökotoxizität, Landnutzung und Ressourcenabbau werden Handlungsempfehlungen gegeben. [149, S. v]

SETAC

Die Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) veröffentlichte 1993 einen Leitfaden zur Durchführung von Ökobilanzen mit dem Ziel wissenschaftlich fundierte Ökobilanzen zu fördern. Die Wirkungsabschätzung wird in diesem System in die drei Schritte Gruppierung, Charakterisierung und Bewertung unterteilt. Bei der Gruppierung werden die Einträge der Sachbilanz den Wirkungskategorien zugeordnet, wobei ein Eintrag mehreren Wirkungskategorien zugeordnet werden kann. Bei der Charakterisierung erfolgt die Quantifizierung und ggf. Aggregation der Auswirkungen innerhalb der Wirkungskategorie. Im Rahmen der Bewertung werden die Beiträge der verschiedenen Wirkungskategorien gewichtet, um sie untereinander vergleichbar zu machen. Die in der Richtlinie empfohlenen Schutzgebiete sind Ressourcenabbau, Human- und ökologische Gesundheit. [152]

Weitere Methoden

Neben den oben genannten Bewertungssystemen werden noch weitere Wirkungsabschätzungsmethoden eingesetzt, die sich auf einzelne Aspekte der Umweltauswirkungen fokussieren und im Folgenden erläutert werden.

Die Richtlinie 4600 des Verein Deutscher Ingenieure (VDI) [153] behandelt den kumulierten Energieaufwand (KEA). So soll ein einheitliches Format Energiedaten verfügbar machen und vergleichbar darstellen. Der KEA ist der gesamte primärenergetische Aufwand, der innerhalb des Lebenszyklus (Herstellung, Nutzung, Entsorgung) eines Guts resultiert. Wenn die Datengrundlage es ermöglicht, kann der KEA in fossil, nuklear und erneuerbar unterteilt werden.

In einigen Studien [15, 32–34, 111] wird der KEA als Methode der Wirkungsabschätzung genannt. Als alleiniger Wirkungsindikator steht er jedoch in der Kritik [52, S. 239 f.] und es wird empfohlen ihn zur Vervollständigung durch Methoden, die den Abbau anderer Ressourcen (z.B. Wasser, Metalle, Mineralien) berücksichtigen, zu ergänzen [47, S. 252].

Die Richtlinien des Weltklimarats (Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC) stellen Methoden zur Schätzung von Ausstoß und Entfernung von anthropogenen Treibhausgasemissionen durch Quellen und Senken zur Verfügung [154]. Zahlreiche Ökobilanzstudien [13, 34, 36] berufen sich bei den Auswirkungen der betrachteten Systeme auf das Klima auf den IPCC. Die Richtlinien von 2006 wurden 2019 durch einen ergänzenden Methodikbericht aktualisiert [155].

Die hier vorgestellten Ansätze bilden die Basis bei der Auswahl einer Methode zur Wirkungsabschätzung in Kapitel 4.2.5. Jede der hier aufgeführten Methoden ist wissenschaftlich anerkannt und wurde bereits in Ökobilanzstudien im Bereich Abwasser eingesetzt.

3.3.4 Auswertung

Die letzte Phase der Ökobilanzierung gemäß ISO 14040 ist die Auswertung. Hier werden die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung zusammen analysiert. Die Ergebnisse der Auswertung sollten zu dem festgelegten Ziel und Untersuchungsrahmen passen. Aus ihnen sollen Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen abgeleitet werden können. [45]

3.4 Top-Down-Analyse der Nachhaltigkeitsziele

Da im Rahmen dieser Arbeit eine ganzheitliche Betrachtung der Nachhaltigkeit durchgeführt werden soll, wird neben der ökologischen und der ökonomischen Betrachtung auch eine Methodik zur Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit erarbeitet. Um eine geeignete Systematik zur Bewertung der sozialen Aspekte zu erarbeiten, wird eine Betrachtung des bestehenden, international anerkannten Nachhaltigkeitsrahmenwerks der Sustainable Development Goals (SDGs) der Vereinten Nationen [68] durchgeführt. Hierbei wird ein Top-Down-Ansatz, ähnlich wie er auch in der Methodik des Social Life Cycle Assessment (S-LCA) [80] angewandt wird, verfolgt. Auf oberster Ebene werden die internationalen SDGs und auf den darunterliegenden deren nationale sowie regionale Entsprechungen in Form von Nachhaltigkeitszielen betrachtet. Innerhalb jeder Ebene wird eine Bewertung durchgeführt mit dem Ziel die Aspekte, die für die soziale Nachhaltigkeit der Abwasserbehandlung und Klärschlammverwertung relevant sind, zu extrahieren. Die Inhalte der auf diese Weise extrahierten Nachhaltigkeitsziele liefern den Input für die Entwicklung von messbaren Indikatoren zur Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit.

3.5 Bewertung der Abwassergebühren

Neben der Bewertung der ökologischen und der sozialen Dimension, ist auch die Betrachtung der ökonomischen Nachhaltigkeit Teil der vorliegenden Arbeit. Diese erfolgt für das betrachtete System anhand der Abwassergebühren, die für die Nutzung der nötigen Infrastrukturen anfallen.

Auf der deutschen Seite der Zielregion regelt Art. 8 des bayerischen Kommunalabgabengesetzes (KAG) die Erhebung von Benutzungsgebühren folgendermaßen. Das Gebührenaufkommen soll die ansatzfähigen Kosten decken und darf diese nicht übersteigen. Die Erhebung einer Grundgebühr ist zur Deckung verbrauchsunabhängiger Vorhaltekosten zulässig. Die Gebührenbemessung muss einen sparsamen Umgang mit Wasser fördern und grundsätzlich linear erfolgen. Bei der Bemessung der Gebühren dürfen die Kosten für einen Zeitraum von maximal vier Jahren berücksichtigt werden. Kostenüberdeckungen am Ende des Bemessungszeitraums müssen innerhalb des nächsten Zeitraums ausgeglichen werden. Kostenunterdeckungen müssen ebenfalls in diesem Zeitraum ausgeglichen werden. [156]

Auf der tschechischen Seite werden die Abwassergebühren durch das Gesetz Nr. 274/2001 über Wasserversorgung und Abwasserentsorgung geregelt [157]. Die tschechische Entsorgungsgesellschaft darf einen Gewinn erwirtschaften, dieser darf aber zwischenjährlich sieben Prozent nicht übersteigen [158].

Es wird ein Regionalpreis für das jeweilige Kalenderjahr kalkuliert, der sich nach den Kosten richtet. Abweichungen zwischen den kalkulierten und den tatsächlichen Kosten werden begründet. [159]

Durch das Vorhandensein von rechtlichen Vorgaben [156, 157] wird ein einheitliches Vorgehen bei der Berechnung der Abwassergebühren gewährleistet, was die Vergleichbarkeit zwischen den verschiedenen Kläranlagen erhöht.

Die Abwassergebühren resultieren aus den Kosten und ermöglichen daher neben der Bewertung der finanziellen Belastung der Endnutzer auch eine Betrachtung der Kosten entlang der Entsorgungskette. Auch in der Literatur dienen die Kosten häufig als Indikator zur Bewertung der ökonomischen Nachhaltigkeit [118, 119, 121–123, 125, 129].

4. Entwicklung des Bewertungssystems

In diesem Kapitel werden anhand der in Kapitel 3 vorgestellten Methoden Indikatoren zur Bewertung der ökologischen, sozialen sowie ökonomischen Dimension der Nachhaltigkeit erarbeitet und am Beispiel der Kläranlagen der Zielregion erprobt und weiterentwickelt.

4.1 Datenerfassung und -verarbeitung

Die im Kapitel 3 vorgestellten Methoden zur Entwicklung des Nachhaltigkeitsbewertungssystems müssen im nächsten Schritt mit repräsentativen Daten befüllt und angewendet werden. Im Folgenden wird beschrieben, welche Daten hierfür erfasst werden, woher sie stammen und wie sie verarbeitet werden.

4.1.1 Herkunft und Erfassung der Daten

Kläranlagendaten

Die Erfassung der Daten zur Abwasser- und Klärschlammbehandlung in der Zielregion erfolgte in mehreren, teilweise iterativen Schritten. Zu Beginn wurde ein Fragebogen, der technische und wirtschaftliche Informationen zu den Kläranlagen, zum Klärschlammanfall und zur Klärschlammverwertung abfragte, erarbeitet. Er wurde über die Kommunen des Zweckverbands IKom Stiftland an die Klärwärter sowie durch die Firma Chevak a.s. an die technischen Mitarbeiter zum Ausfüllen weitergeleitet. So wurden Informationen zu 12 Kläranlagen in Deutschland im Gebiet der IKom Stiftland und zu 22 Kläranlagen im Einzugsgebiet der Chevak a.s. in der Tschechischen Republik erfasst. Weiterhin wurden anhand des Fragebogens noch Daten von je einer weiteren Kläranlage auf deutscher sowie auf tschechischer Seite erfasst. Die im Fragebogen gemachten Angaben wurden im Rahmen von Begehungen vor Ort in Abstimmung mit den Klärwärtern verifiziert und ggf. fehlende Informationen ergänzt. Zur Ergänzung der bis dahin erfassten Daten wurden außerdem die Zu- und Ablaufwerte des Abwassers, die Ergebnisse der Klärschlammuntersuchungen sowie der Energieverbrauch der Kläranlagen abgefragt. Die Daten wurden entweder durch das Klärwerkspersonal direkt übermittelt oder in Form von Jahresberichten und Probenprotokollen zur Verfügung gestellt. [42]

Um die Anzahl der betrachteten Anlagen zu erhöhen, wurden neben der IKom Stiftland die neun Kläranlagen des benachbarten Zweckverbands Steinwald-Allianz hinzugezogen (siehe hierzu auch Kapitel 3.1). Anhand eines weiteren Fragebogens wurden neben Daten zu den Kläranlagen, dem anfallenden Klärschlamm und dem Energieverbrauch auch die Ergebnisse der Abwasser- und Klärschlammuntersuchungen

abgefragt. Die Informationen wurden entweder direkt durch das Klärwerkspersonal in die Fragebögen eingetragen oder in Form von Jahresberichten und Probenprotokollen zur Verfügung gestellt. Fehlende und ggf. zusätzliche Daten wurden bei Begehungen vor Ort oder in Abstimmung mit dem Klärwerkspersonal nachgetragen. [42]

Die Klärschlammuntersuchungen wurden durch akkreditierte Labore durchgeführt. Da die Mehrheit der Daten zur Klärschlammbeschaffenheit aus dem Jahr 2016 stammt, erfolgte die Bestimmung der Klärschlammparameter gemäß den Anforderungen der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) von 1992 [160]. Bei Proben, die nach dem 27. September 2017 entnommen wurden, entsprechen die Anforderungen denen der novellierten Verordnung [161]. Die Sachbilanzdaten der Kläranlagen (Zulauf-, Ablaufwerte, Energiebedarf) basieren ebenfalls auf den Angaben des fachkundigen Betriebspersonals. Sie wurden direkt übermittelt oder den Betriebsdaten der Jahresberichte entnommen. Die Datenaufzeichnung, die im Rahmen der Selbstüberwachung von Kläranlagen erfolgt, richtet sich nach § 61 Wasserhaushaltsgesetz (WHG) [162]. [42]

Daten zur Verwertung des Klärschlammes (Menge, Art der Verwertung, Entsorgungsunternehmen, Ort der Verwertung) wurden für die deutschen Kläranlagen durch das Landratsamt Tirschenreuth und für die tschechischen durch die Firma Chevak a.s. zur Verfügung gestellt. Zur Vervollständigung und Abstimmung der Daten wurden außerdem die lokalen Entsorgungsunternehmer befragt. [42]

Die Informationen zu Kläranlagenauslastung, Klärschlammfall und -entsorgung wurden für einen Zeitraum von vier Jahren zwischen 2013 und 2016 erfasst. Für Daten, bei denen nur Werte aus einem Jahr vorliegen, wurden nach Möglichkeit Werte aus dem Jahr 2016 erfasst. In Ausnahmefällen, in denen keine Informationen aus dem Jahr 2016 vorliegen, wurden die Informationen aus dem nächsten zur Verfügung stehenden Jahr erfasst. Für Kläranlagen, die im Jahr 2016 keine Klärschlammbehandlung vorgenommen haben, werden Daten zum Entsorgungspfad und dem jeweiligen Anteil an der gesamten Schlammmenge aus dem Jahr 2015 herangezogen. [42]

Daten zur Klärschlammverwertung

Die benötigten Daten zur Klärschlammverbrennung in einer Monoverbrennungsanlage werden Informationen des Betreibers entnommen. Die Zusammensetzung der Verbrennungsasche wird den Analysenberichten der Untersuchungen eines akkreditierten Umweltanalytiklabors entnommen [163]. Die Konzentration der beim Prozess anfallenden Ammoniumsulfatlösung entstammt dem Sicherheitsdatenblatt gemäß Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 [164]. Die bei der Verbrennung emittierten Stoffe werden aus den kontinuierlich gemessenen Emissionswerten des Jahres 2019, die durch das Bayerische Landesamt für Umwelt veröffentlicht werden, bestimmt [165].

Für den Prozess der Mitverbrennung von Klärschlamm im Kohlekraftwerk werden die in die Luft freigesetzten Stoffe und die anfallenden Abfallmengen aus dem Jahr 2016 dem Portal des Umweltbundesamtes Thru.de, das das bisherige Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregister PRTR ersetzt [166], entnommen.

Zusätzliche Daten

Neben den oben genannten Daten, die die Abwasser- und Klärschlammbehandlung beschreiben, werden noch weitere Informationen herangezogen. Hierzu gehören Informationen zum Hochwasserrisiko an den Kläranlagenstandorten in Form von Kartenmaterial, die durch das Tschechische Umweltministerium [59] und durch das Bayerische Landesamt für Umwelt [56] zur Verfügung gestellt werden. Weiterhin werden Wetterdaten aus den Jahren 2007 bis 2016 eingesetzt. Daten zur täglichen Niederschlagshöhe in den Regionen Pilsen und Karlsbad werden durch das tschechische hydrometeorologische Institut (Český hydrometeorologický ústav, CHMU) in Form von Stationsdaten zur Verfügung gestellt [58]. Vom Deutschen Wetterdienst (DWD) werden ebenfalls Niederschlagsdaten genutzt, hier in Form von Rasterdaten [57].

Weiterhin werden im Rahmen der sozialen Bewertung Einwohnerzahlen der Zielregion aus Datenbanken statistischer Behörden in Deutschland [167] sowie Tschechien [168] herangezogen. Im Rahmen der ökonomischen Bewertung werden Daten zum Wasserverbrauch, der Einwohnerzahl und dem Einkommen in Tschechien und in Deutschland aus der Datenbank EUROSTAT [169–171] genutzt.

4.1.2 Transfer der Daten

In diesem Kapitel werden die automatisierte Verarbeitung der oben genannten Kläranlagendaten und deren Transfer in eine Datenbank vorgestellt. Dieser Schritt erfolgte im Rahmen der Erarbeitung eines Datenmanagementsystems, das im Jahr 2023 in einem Fachbeitrag [51] publiziert wurde.

In den Punkten Zielregion und Untersuchungsrahmen ist das Vorgehen analog zur vorliegenden Arbeit (siehe Kapitel 3.1 und 4.2.2). Die Daten, die zur Entwicklung des Datenmanagementsystems herangezogen werden, basieren ebenfalls auf der in Kapitel 4.1.1 genannten Datenerfassung.

Im Folgenden wird der Teil des Datenmanagementsystems beschrieben, der dazu dient die große Menge an Daten, die zum Teil in unterschiedlichen Formaten vorliegen, zu strukturieren. Das Ziel hierbei ist die Daten aller Kläranlagen in ein einheitliches Format zu bringen, ggf. zu berichtigen und zu sichern.

Zu Beginn liegen die Daten aus der Datenerfassung in Form von Microsoft Excel-Dateien [172] vor [42]. Für die weitere Verarbeitung der Daten wird die Programmiersprache Python [173] (Version 3.10.5) eingesetzt.

Im ersten Schritt werden die Daten aus den Excel-Dateien extrahiert. Hierzu wird die Python-Bibliothek *pandas*, ein Werkzeug zur Datenanalyse und -bearbeitung, eingesetzt [174, 175].

Das zugrundeliegende Konzept von *pandas* ist der *DataFrame*. Hierbei handelt es sich um eine Tabellenstruktur mit Reihen und Spalten. Es kann auch als ein dictionary (*dict*) betrachtet werden, bei dem die Spaltennamen die *keys* und der Inhalt der Spalten die *values* darstellen. Weiterhin verfügt *pandas* über Lese- und Schreibfunktionen unter anderem für das Dateiformat Excel. [176]

Durch diese Eigenschaften ist das Format des *DataFrame* geeignet die Kläranlagendaten aus den anfangs genutzten Excel-Dateien zu entnehmen und zwischenzeitlich zu speichern.

Im Format des DataFrame werden die Daten überarbeitet und korrigiert, um ungültige Einträge zu eliminieren und die Daten zu normalisieren. Normalisierung beinhaltet hier die Umwandlung von Einheiten (z.B. t zu kg) oder Datentypen (z.B. *Integer* zu *Float*). In dieser Phase sind die Daten in thematische Gruppen (Zulauf-, Ablauf-, Anlagen-, Energie-, Klärschlamm- und Verwertungsdaten) sortiert.

Im nächsten Schritt wird die Python-Bibliothek JSON [177] implementiert, die verwendet wird, um Dateien im Format JavaScript Object Notation (JSON) zu lesen und zu schreiben [79]. Die Bibliothek pandas enthält ebenfalls Funktionen zum Umgang mit dem Format JSON [176]. Dadurch ist es leicht möglich, die Kläranlagendaten aus den DataFrames als JSON-Dateien zu speichern.

Im nächsten Schritt werden diese JSON-Dateien ausgelesen und die Kläranlagendaten in Form von dictionaries extrahiert. Diese dictionaries werden dann für jede Kläranlage in einem standardisierten Profil zusammengeführt. Dabei wird jeder Kläranlage eine einzigartige Kennung zugeordnet, um ihr Profil identifizierbar zu machen. Zum Abschluss werden alle Kläranlagenprofile wieder in das Format JSON umgewandelt und in eine Haupt-JSON-Datei übertragen. Diese Datei dient im Rahmen der vorliegenden Arbeit als Datenbank. Das vollständige Vorgehen der Datentransformation von den Excel-Dateien über die Formate DataFrame, JSON und dictionary in die Kläranlagendatenbank ist in Abbildung 4.1 veranschaulicht.

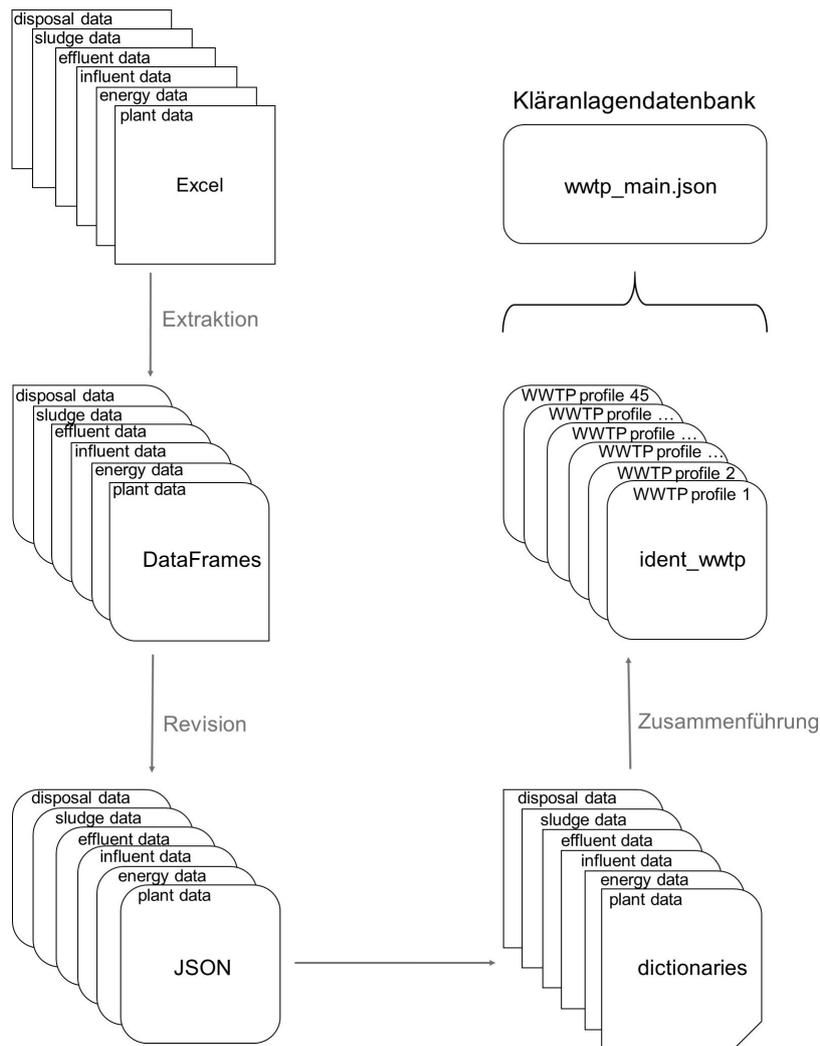


Abbildung 4.1: Übertragung der Daten von Excel-Dateien in JSON-Datenbank nach [51]

JSON-Dateien bestehen aus *key-value*-Paaren [75], wie im folgenden Code-Beispiel 4.1 dargestellt ist.

```
{
    "key": value
}
```

Code-Beispiel 4.1: Struktur von JSON-Dateien [75]

Die Kläranlagenprofile in der Kläranlagendatenbank im Format JSON sind auf die selbe Art strukturiert. Code-Beispiel 4.2 zeigt beispielhaft einen Ausschnitt eines Kläranlagenprofils.

```

{
  "name": "WWTP",
  "ID": "WWTP01",
  "location": {
    "lat": 49.123,
    "lon": 12.123
  }
  "size": 1234,
  "phosphorus_elimination": true,
  "phosphorus_precipitant": "sodium aluminate",
  "precipitant_consumption": 123,
  ...
  "influent":{
    "load": 1234,
    "wastewater_influent": 1234
  }
  "sludge": {
    "sludge": {
      "volume": 123,
      "dry_substance": 1.23
    },
    "screenings": 1.23
  }
}

```

Code-Beispiel 4.2: Beispiel eines Kläranlagenprofils (Ausschnitt) [51]

Die Werte (*value*) in JSON-Dateien können Objekte oder Reihen enthalten, die selbst wiederum Werte beinhalten. Folglich kann eine JSON-Datei eine beliebig komplexe Menge an Daten darstellen. [178]

Diese Eigenschaft wird im Folgenden am Beispiel der Klärschlammesswerte veranschaulicht. Diese liegen von einigen Kläranlagen aus Messungen an mehreren Tagen pro Jahr vor [42] und müssen daher separat ausgewiesen werden. Die hierfür angewandte Datenstruktur wird in Code-Beispiel 4.3 veranschaulicht.

```

  "sludge": {
    "dry_substance": [
      {
        "date": 2016-02-02,
        "value": 2.89
      },
      {
        "date": 2016-09-02,
        "value": 2.35
      }
    ],
    "Fe": [
      {
        "date": 2016-02-02,
        "value": 20000
      },
      {
        "date": 2016-09-02,
        "value": 18000
      }
    ]
  }
  ...
}

```

Code-Beispiel 4.3: Beispiel für die Datenstruktur von Klärschlammesswerten [51]

Wenn die JSON-Datenbank, die alle Kläranlagenwerte in Form von Kläranlagenprofilen enthält, komplett generiert ist, wird sie gespeichert und gesichert. Im Rahmen dieser Arbeit wird dazu ein network-attached storage (NAS) verwendet.

In Anhang 8.5 befindet sich ein Link zum Herunterladen der Datenbankstruktur.

4.1.3 Editieren der Daten

Die fertige Kläranlagendatenbank enthält die Daten von 45 Kläranlagen in der Zielregion. Da die Daten, wie im vorangegangenen Kapitel beschrieben, in Form von Kläranlagenprofilen organisiert sind, sind in der Datenbank also 45 Kläranlagenprofile enthalten. Die einzelnen Profile sind jeweils in die folgenden Datengruppen unterteilt: Anlagen-, Energie-, Zulauf-, Ablauf-, Klärschlamm- und Verwertungsdaten.

Bei der Erstellung der Datenbank werden die einzelnen Kläranlagen anhand der Verfügbarkeit der vorliegenden Daten gruppiert und in entsprechender Reihenfolge verarbeitet. Hierbei richtet sich die Reihenfolge, in der die Kläranlagendaten in die Datenbank geschrieben werden, nach der Menge an vorliegenden Daten. Je mehr Daten vorliegen, desto komplexer ist das Vorgehen bei der Übertragung in die Datenbank. Daher werden zu Beginn die Kläranlagengruppen mit einer geringeren Datenverfügbarkeit übertragen und die Komplexität des Vorgehens anhand der Datenmenge sukzessive gesteigert.

Die Kläranlagen mit einer geringen Ausbaugröße auf der tschechischen Seite der Zielregion verfügen über keine eigenen Daten zu Klärschlammesswerten und -verwertungswegen [42]. Ihre Daten werden daher zu Beginn in einem Block zusammen verarbeitet und in die Datenbank übertragen. Folglich stehen die Profile dieser Anlagen in der Kläranlagendatenbank auf den ersten Positionen.

Im nächsten Schritt folgen die Kläranlagen, von denen die Daten für alle Datengruppen in einfacher Form vorliegen [42]. Im weiteren Verlauf der Übertragung der Daten folgen Kläranlagen, von denen die Werte für eine oder mehrere Datengruppen in mehrfacher Form vorliegen (beispielsweise mehrere Klärschlammesswerte) [42]. Je mehr Werte innerhalb einer Gruppe vorliegen, desto weiter hinten befindet sich die Position des entsprechenden Kläranlagenprofils in der Datenbank.

Aus diesem Vorgehen resultiert die Reihenfolge der Kläranlagenprofile in der Kläranlagendatenbank.

Beim Übertragen der Kläranlagendaten in die Datenbank liegt der Fokus auf der Verfügbarkeit ganzer Datengruppen. Es wird also nur betrachtet, ob beispielsweise die Datengruppe Klärschlamm Daten für eine Kläranlage vorliegt und wie deren Struktur aussieht (siehe auch Code-Beispiel 4.3). Erst im nächsten Schritt werden die Einträge innerhalb der Datengruppe betrachtet und auf Vollständigkeit geprüft.

Hierbei fällt auf, dass im Profil der Kläranlage Planá die Datengruppen Energie- und Ablaufdaten keine Werte enthalten. Weiterhin fehlen im Profil der Anlage Nebanice + Obilná 50 Prozent der Werte in der Datengruppe Ablaufdaten und es liegen keine Werte in der Gruppe Klärschlamm Daten vor. Im Profil der Kläranlage Wiesau fehlt ein Großteil der Daten zur Klärschlammverwertung. [42]

Da hier große Mengen an essenziellen Daten fehlen, werden die Profile dieser drei Anlagen aus der Datenbank entfernt.

Nach Festlegen der Reihenfolge und Entfernen der unvollständigen Profile (Planá, Nebanice + Obilná, Wiesau), werden die Kläranlagenprofile innerhalb der Datenbank nummeriert, wie in Tabelle 4.1 dargestellt.

Tabelle 4.1: Nummerierung der Kläranlagen gemäß ihrer Reihenfolge in der Kläranlagendatenbank

Nr.	Name	Land	Nr.	Name	Land
WWTP 0	Skalná	CZ	WWTP 21	Großkonreuth	DE
WWTP 1	Hranice	CZ	WWTP 22	Neualbenreuth	DE
WWTP 2	Lázně Kynžvart	CZ	WWTP 23	Pechbrunn	DE
WWTP 3	Luby	CZ	WWTP 24	Brand	DE
WWTP 4	Házlov	CZ	WWTP 25	Friedenfels	DE
WWTP 5	Plesná	CZ	WWTP 26	Neusorg	DE
WWTP 6	Dolní Žandov	CZ	WWTP 27	Witzlasreuth	DE
WWTP 7	Libá	CZ	WWTP 28	Waldsassen	DE
WWTP 8	Žirovice	CZ	WWTP 29	Tirschenreuth	DE
WWTP 9	Nebanice	CZ	WWTP 30	Plößberg I	DE
WWTP 10	Krásné	CZ	WWTP 31	Plößberg II	DE
WWTP 11	Tři Sekery	CZ	WWTP 32	Konnersreuth	DE
WWTP 12	Křižovatka	CZ	WWTP 33	Speichersdorf	DE
WWTP 13	Třebeň	CZ	WWTP 34	Erbendorf	DE
WWTP 14	Lipová	CZ	WWTP 35	Kemnath	DE
WWTP 15	Okrouhlá	CZ	WWTP 36	Krummennaab	DE
WWTP 16	Střížov	CZ	WWTP 37	Cheb	CZ
WWTP 17	Nový Kostel	CZ	WWTP 38	Mariánské Lázně	CZ
WWTP 18	Bärnau I	DE	WWTP 39	Aš	CZ
WWTP 19	Bärnau II	DE	WWTP 40	Mitterteich	DE
WWTP 20	Mähring	DE	WWTP 41	Ebnath	DE

Die hier festgelegten Nummern dienen dazu jede Kläranlage identifizieren und referenzieren zu können. Sie werden ab diesem Zeitpunkt nicht mehr verändert. Weiterhin wird im Rahmen der Nachhaltigkeitsbewertung die Nummerierung der Anlagen anstelle von Namen verwendet, um die Übersichtlichkeit in Abbildungen und Tabellen zu erhöhen und eine objektive Interpretation der Auswertung zu fördern. Der Nummerierung vorangestellt ist jeweils die Abkürzung WWTP (*wastewater plant*).

Die Erstellung der Kläranlagendatenbank wird, wie in Kapitel 4.1.2 beschrieben, automatisiert anhand eines Python-Programms durchgeführt. Um eine fehlerfreie und einheitliche Darstellung der Daten aller Kläranlagen zu gewährleisten, werden die Kläranlagenprofile im Nachgang überprüft und kleinere Anpassungen manuell durchgeführt. Diese umfassen die Umrechnung von Werten in die passende, festgelegte Einheit, die Korrektur von Datentypen, das Bilden eines Mittelwerts bei Angabe eines Wertebereichs und das Berechnen der zeitlichen Verteilung bei Vorliegen nur eines Wertes über einen längeren Zeitraum.

4.2 Ökologische Bewertung

Im nächsten Schritt folgt die Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit anhand der Methodik der Ökobilanz, die in Kapitel 3.3 beschrieben ist.

4.2.1 Ziel

Die Reinigung von Abwasser auf Kläranlagen und die Behandlung des resultierenden Klärschlammes sind mit vielen unterschiedlichen Umweltauswirkungen verbunden. Zum einen ist der Energieverbrauch dieser Prozesse zu nennen, zum anderen gelangen über den Wasserkreislauf und den Klärschlamm Schadstoffe in Boden, Grundwasser und Gewässer. Weiterhin gibt es Aspekte deren Umweltauswirkungen noch nicht hinreichend bekannt sind. Aus diesem Grund soll für die in Kapitel 3.1 beschriebene Zielregion eine Studie über die Umweltauswirkungen der Abwasser- und Klärschlammbehandlung erstellt werden.

Es soll ein Vergleich zwischen unterschiedlichen Kläranlagen, Größenklassen und Verfahren ermöglicht werden. Auch Unterschiede zwischen den Umweltauswirkungen der deutschen und der tschechischen Anlagen werden betrachtet.

Die Ökobilanzen umfassen die Reinigung des Abwassers auf den Kläranlagen und die anschließende Behandlung des entstehenden Klärschlammes inklusive des Transports bis zu dessen Entsorgung. Sämtliche Prozesse werden nach dem Cradle-to-Grave-Ansatz (“von der Wiege bis zu Bahre”), von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung, betrachtet [52, S. 2 f.].

Auf diesem Wege sollen sämtliche Umweltauswirkungen der Abwasser- und Klärschlammbehandlung möglichst genau bestimmt werden, um aus diesen die bedeutenden Umweltauswirkungen zu definieren. Die bedeutenden Umweltauswirkungen sollen als Bewertungsindikatoren zur Bestimmung der ökologischen Nachhaltigkeit dienen.

Die vorliegende Studie soll in erster Linie als Hilfestellung für Kommunen dienen, die eine nachhaltige Abwasserinfrastruktur anstreben. Außerdem soll sie ein Werkzeug für Anlagenbetreiber, Entsorgungsunternehmen, Ingenieurbüros und Umweltorganisationen zum Aufzeigen von Optimierungsmöglichkeiten entlang der Entsorgungskette bieten. Schließlich sollen die Erkenntnisse dieser Studie eine transparente Grundlage zur Bewertung von Entsorgungssystemen liefern.

4.2.2 Untersuchungsrahmen

Im Folgenden wird der Untersuchungsrahmen (betrachtetes System, Systemgrenzen, funktionelle Einheit) der Ökobilanzstudie festgelegt.

Leistungssystem

Bei der Durchführung von Ökobilanzen werden in der Regel Produktsysteme analysiert [52, S. 28]. In dieser Arbeit wird jedoch kein Produkt im klassischen Sinne betrachtet, sondern die Dienstleistung der Entsorgung. Es wird also ein Leistungssystem anstelle eines Produktsystems betrachtet. Die Leistung der Entsorgung besteht darin das anfallende Abwasser auf eine geforderte Ablaufqualität zu reinigen und

sämtliche dabei anfallenden Stoffe zu behandeln und einer entsprechenden Verwertung zuzuführen.

Technische Systemgrenze

Die Systemgrenze der Ökobilanz umfasst die in Kapitel 3.2 beschriebenen Prozesse zur Abwasser- und Klärschlammbehandlung. Sie ist zur Veranschaulichung in Abbildung 4.2 dargestellt.

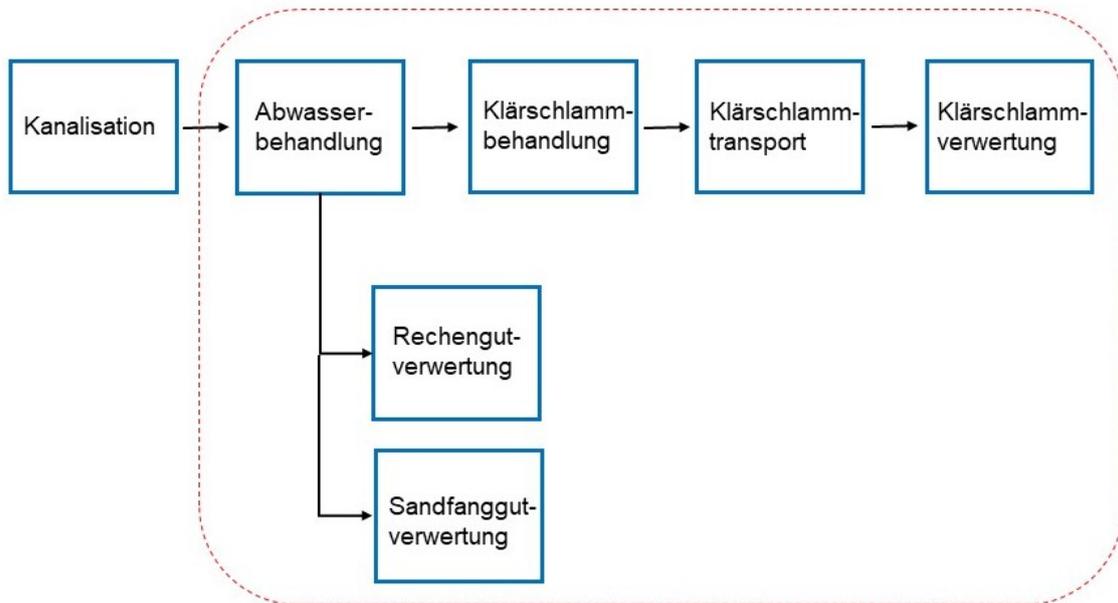


Abbildung 4.2: Schematische Darstellung der Systemgrenzen nach [52, S. 29]

Die Systemgrenze schließt nur die Umweltbelastungen ein, die auf die Reinigung von Abwasser und die Behandlung von Klärschlamm zurückgehen. Die Infrastruktur zum Transport des Abwassers zur Kläranlage wird nicht berücksichtigt. Der Bau und die Herstellung von Anlagen zur Abwasserreinigung und zur Klärschlammbehandlung werden nicht miteinbezogen, sondern es wird ausschließlich die Betriebsphase der Anlagen betrachtet.

Diese Wahl der Systemgrenze wird zum einen durch die lange Nutzungsdauer von bis zu 35 Jahren der Anlagen zur Abwasserbeseitigung begründet [179]. Außerdem weisen vorliegende LCA-Studien [11, 24, 180] darauf hin, dass aus dem Betrieb der Abwasserbehandlung viel höhere Umweltauswirkungen resultieren als aus der Errichtung der Anlagen. Der Abriss bzw. Rückbau der Anlagen spielt gegenüber der Betriebsphase ebenfalls eine untergeordnete Rolle im Bezug auf Umweltauswirkungen [181, 182].

Geografische Systemgrenze

Der geographische Rahmen dieser Studie ist die Abwasser- und Klärschlammbehandlung in der bayerisch-tschechischen Grenzregion, die in Kapitel 3.1 definiert ist.

Teile der Klärschlammverwertung, wie die Mitverbrennung und die Rekultivierung, erfolgen außerhalb der Region, aber innerhalb von Deutschland. Die landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes erfolgt innerhalb der Region. [42]

Einige der eingesetzten Rohstoffe werden auf dem Weltmarkt produziert, gehandelt und von dort durch die lokalen Unternehmen beschafft. Dies gilt zum Beispiel für

Kraftstoffe und Chemikalien. Diese werden durch durchschnittliche Weltmarktdaten dargestellt.

Zeitliche Systemgrenze

Für die Darstellung der Abwasser- und Klärschlammbehandlung in der Region werden Betriebsdaten aus dem Jahr 2016 herangezogen. Die Ökobilanz spiegelt also den Betrieb der Kläranlagen über diesen Zeitraum wider.

Funktionelle Einheit und Referenzfluss

Wie in Kapitel 4.2.2 festgelegt, besteht der Nutzen des Systems in der Reinigung von Abwasser. Da der Klärschlamm während dieses Prozesses anfällt, wird kein weiterer Nutzen durch die Behandlung von Klärschlamm generiert. Als funktionelle Einheit wird also die Reinigung des anfallenden Abwassers definiert. Die genaue Abwassermenge, die als Referenzfluss dient, wird im Rahmen der Wirkungsabschätzung festgelegt.

4.2.3 Modellerstellung und Sachbilanzierung

Als nächstes wird ein Modell erstellt, das jeden Prozess der Abwasser- und Klärschlammbehandlung möglichst repräsentativ abbildet. Jeder Prozess verfügt über eine Sachbilanz (siehe auch Kapitel 3.3.2).

Die Daten, die in die Sachbilanzen eingehen, können in Vorder- und Hintergrunddaten unterschieden werden. Als Vordergrunddaten werden Daten bezeichnet, die speziell in der oder für die Studie gesammelt oder bestimmt wurden. Hintergrunddaten sind repräsentative, adäquate und aktuelle Daten, die jedoch nicht ausschließlich für die Gegebenheiten der einzelnen Studie erhoben wurden. [183, S. 10]

Das im Rahmen dieser Arbeit erstellte Modell wird daher in ein Vorder- und ein Hintergrundmodell unterteilt. Die Sachbilanzen des Vordergrundmodells werden aus Daten, die im Rahmen der Datenerfassung (siehe Kapitel 4.1) aufgenommen wurden, generiert. Zum Teil werden sie durch Daten aus der Literatur, aus Statistiken oder Datenbanken ergänzt. Das Vordergrundmodell basiert also primär auf Vordergrunddaten, wird jedoch durch Hintergrunddaten ergänzt.

Zur Erstellung des Vordergrundmodells müssen die aufgenommenen Kläranlagendaten in die Form von Sachbilanzen gebracht werden. Hierzu werden für jeden Prozess die vorliegenden Daten in einer Input-Output-Bilanz dargestellt. Da das Ziel die Darstellung der Prozesse in der Software Umberto ist, müssen die vorliegenden Daten in ein für die Software kompatibles Format überführt werden. In dieser Arbeit wird zur Darstellung der Stoffströme die Datenbank ecoinvent [54] verwendet. Daher wird jedem Eintrag der Input-Output-Bilanz eine möglichst exakte Entsprechung in Form eines Materials der Datenbank ecoinvent zugeordnet. In einigen Fällen werden auch eigene Materialien angelegt. Den Materialien wird ein Materialtyp, gut, schlecht oder neutral zugeordnet, je nachdem, ob es sich um Rohstoffe oder Abfälle handelt [184, S. 46].

Da für die Ökobilanz ein Zeitraum von einem Jahr herangezogen wird, handelt es sich bei sämtlichen Werten in den Sachbilanzen des Vordergrundmodells um Jahreswerte, sofern nicht anders angegeben.

Das Hintergrundmodell enthält die Prozesse, die nicht direkt an der Abwasser- und

Klärschlammbehandlung beteiligt sind, sondern dieser vor oder nachgeschaltet sind. Im Rahmen dieser Arbeit werden für die Hintergrundprozesse Prozesse der Datenbank *ecoinvent* verwendet. Sie werden den entsprechenden Inputs und Outputs der Sachbilanzen als produzierende oder verarbeitende Prozesse zugeordnet.

Zum Umgang mit Koppelprodukten (siehe auch Kapitel 3.3.2) verfügt *ecoinvent* über die Ansätze Aufteilung und Substitution [185, S. 113].

Hierzu existieren zwei Arten von Systemmodellen. Systemmodelle mit Substitution arbeiten mit Systemerweiterungen, Systemmodelle mit Aufteilung setzen Allokationen ein. Im Rahmen dieser Arbeit werden Prozesse des Systemmodells "*Substitution, consequential, long-term*" eingesetzt, wie sie *ecoinvent* empfiehlt für Studien, die langfristige Folgen von kleinskaligen Maßnahmen untersuchen. [185, S. 137]

Die Substitution wird implementiert indem das Koppelprodukt von der Output-Seite des Prozesses auf die Input-Seite verschoben und mit einem negativen Vorzeichen versehen wird [185, S. 118].

Darüber hinaus verfügt *ecoinvent* über verschiedene Arten von Prozessen, darunter Transformations- und Marktprozesse. Bei einem Transformationsprozess wird der Input durch menschliche Aktivitäten in einen anderen Output umgewandelt, wie beispielsweise ein Bergwerk Steinkohle im Boden in das marktfähige Produkt Steinkohle umwandelt. Bei Marktprozessen hingegen wird der Input nicht umgewandelt, sondern der Zwischen-Output eines Transformationsprozesses an den verbrauchenden Prozess übertragen, wie beispielsweise Steinkohle vom Lieferanten zum Verbraucher. Marktprozesse mischen in der Regel ähnliche Zwischen-Outputs aus verschiedenen Transformationsprozessen und liefern daher eine Verbrauchsmischung an Zwischen-Outputs. [185, S. 16 f.]

Weiterhin verfügen die Prozesse in *ecoinvent* über eine geografische Spezifikation [185, S. 13]. Die Auswahl der Prozessdaten des Hintergrundmodells erfolgt, sodass eine möglichst repräsentative Darstellung der in Kapitel 4.2.2 beschriebenen geografischen Systemgrenze erreicht wird.

Für die Modellierung der Prozesse in *Umberto* existieren die zwei unterschiedlichen Prozessarten *Unit* und *System Terminated (Result)*. Erstere stellen einzelne Prozesse oder Prozessschritte innerhalb einer Produktionskette dar. Sie beinhalten den In- und Output eines Produktionsschritts, wobei die Koeffizienten die funktionale Beziehung zwischen In- und Output darstellen. Prozesse des Typs *Result* stellen eine vollständige Bilanz des gesamten Lebenszyklus eines Produkts dar. Hierbei wird die gesamte Produktionskette mit allen Prozessschritten berücksichtigt. Dadurch wird die Berücksichtigung der vor- oder nachgelagerten Prozesskette und damit das Schließen der Lieferkette ermöglicht. Wenn beispielsweise die Darstellung eines spezifischen Strommixes gefordert ist, enthält ein Prozess des Typs *Result* für Strom den gesamten Lebenszyklus mit den einzelnen Energien, die aus verschiedenen Energieträgern erzeugt werden. [184, S. 22 f.]

Im Rahmen dieser Arbeit werden die vor- und nachgelagerten Prozesse des Hintergrundmodells durch die Prozessart *Result* dargestellt.

In Abbildung 4.3 ist das Prinzip der grafischen Modellierung in *Umberto* zu sehen. Prozesse sind als blaue Rechtecke, Input-Places als grüne und Output-Places als rote Kreise dargestellt. Gelbe Kreise (*connection places*) stellen eine Verbindung innerhalb des Systems dar. [184, S. 57]

Das Überqueren der Systemgrenze (siehe auch Kapitel 4.2.2) von In- und Outputs, beispielsweise in Form von Ressourcen oder Emissionen, wird durch Input- und Output-Places dargestellt [184, S. 170].

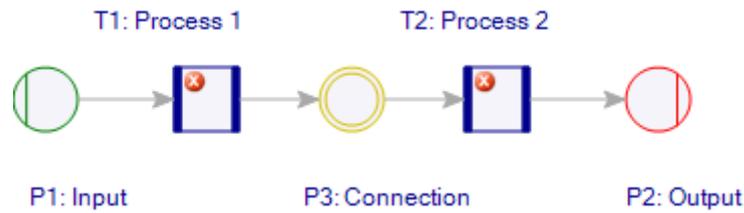


Abbildung 4.3: Beispiel für Modellierung in Umberto [53]

Im Folgenden wird beschrieben wie für die Prozesse der Abwasserbehandlung Sachbilanzen und ein Modell erstellt werden.

Abwasserbehandlung in den Kläranlagen

Die Abwasserbehandlung in den Kläranlagen stellt den ersten Prozess im Modell dar. Die Einträge der Input-Output-Bilanz, die in Tabelle 4.2 dargestellt ist, basieren auf der Datenerfassung (siehe Kapitel 4.1). Eine Ausnahme bilden die Methan- und Distickstoffmonoxidemissionen, deren Mengen mithilfe der Richtlinien des Weltklimarats (Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC) [186] berechnet werden. Als Grundlage zur Berechnung dienen hierbei ebenfalls die Werte aus der oben genannten Datenerfassung.

Tabelle 4.2: Input-Output-Bilanz der Abwasserbehandlung

Input		Output	
Jahresabwassermenge	m ³	BSB ₅	mg/l
Netzbezug Strom	kWh	CSB	mg/l
Gasverbrauch	m ³	Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	mg/l
Heizölverbrauch	l	Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)	mg/l
Flüssiggasverbrauch	l	Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N)	mg/l
Fällmittelverbrauch	kg	Phosphor (P _{ges})	mg/l
		Methan (CH ₄)	kg
		Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	kg
		Klärschlammvolumen	m ³
		Rechenfanggut	t
		Sandfanggut	t

Datengrundlage: [42]

Die Abwasser- und die Fremdschlammmenge sowie der Energieverbrauch liegen für die Kläranlagen, wie in Tabelle 4.2 dargestellt, vor und können daher in die Sachbilanz übernommen werden. Für die Kläranlagen, die eine Phosphatfällung vornehmen, existieren Angaben zur Art des Fällmittels und für einige Kläranlagen auch

Angaben zur jährlich eingesetzten Fällmittelmenge. [42]
 Für Kläranlagen, von denen die entsprechenden Daten nicht vollständig vorliegen, werden auf Basis der angegebenen Daten Annahmen getroffen, die im Folgenden näher beschrieben werden.
 Sofern das eingesetzte Fällmittel nicht explizit benannt ist, werden auf Basis der Liste der Fällmittel des DWA-Arbeitsblatts 202 [187] die in Tabelle 4.3 genannten Fällmittel für die Sachbilanzierung verwendet.

Tabelle 4.3: Annahmen eingesetzte Fällmittel

Angaben Kläranlage [42]	Fällmittel in Sachbilanz [187]
Fällmittel auf Eisen-Aluminium-Basis	Aluminium-Eisen(III)-Sulfat
Fällmittel auf Aluminium-Basis	
Fällmittel auf Eisen(II)-Basis	Eisen(II)-Chlorid
Fällmittel auf Eisen(III)-Basis	Eisen(III)-Chlorid
Kein Fällmittel angegeben	

Das Verfahren der Phosphatfällung beeinflusst die Sachbilanz insofern, weil die eingesetzte Fällmittelmenge von ihm abhängt [187]. Die Mehrheit der Kläranlagen, für die Informationen zum Verfahren der Phosphatfällung vorliegen, gibt an eine Simultanfällung vorzunehmen [42]. Daher wird dieses Verfahren auch für die übrigen Kläranlagen angenommen, sofern keine abweichenden Daten vorliegen.

Zur Bestimmung der Fällmittelmenge wird, sofern keine Informationen aus der Datenerfassung vorliegen, die Tabelle A.3 des DWA-Arbeitsblatts 202 herangezogen. Sie enthält die berechnete Menge der Fällmittel Aluminium-Eisen(III)-Sulfat und Eisen(III)-Chlorid-Lösung für eine Kläranlage mit einer Anlagengröße von 15.000 Einwohnern. [187]

Im Rahmen dieser Arbeit wird für alle Kläranlagen die Fällmittelmenge für ein Belebungsverfahren mit Simultanfällung und Nitrifikation angenommen.

Für Kläranlagen die laut Datenerfassung auch eine biologische Phosphatfällung vornehmen [42], wird die Fällmittelmenge entsprechend reduziert [187].

Für Kläranlagen, die ein anderes Fällmittel als Aluminium-Eisen(III)-Sulfat oder Eisen(III)-Chlorid angeben [42], wird die Fällmittelmenge wie folgt bestimmt. Für Eisen(II)-Chlorid wird die benötigte Menge Eisen(III)-Chlorid angenommen. Für aluminiumbasierte Fällmittel wird von der benötigten Menge Aluminium-Eisen(III)-Sulfat ausgegangen.

Die so bestimmte Fällmittelmenge wird auf die Größe der jeweiligen Kläranlage skaliert.

Auf der Output-Seite stehen die Messwerte Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅), Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Ammonium-Stickstoff (NH₄-N), Nitrat-Stickstoff (NO₃-N), Nitrit-Stickstoff (NO₂-N) und Phosphor (P) des gereinigten Abwassers im Kläranlagenablauf. Da sie Konzentrationen und keine absoluten Werte darstellen, werden sie umgerechnet. [42]

Hierzu wird die Abwassermenge, die die Kläranlage verlässt, als Differenz aus zufließender Jahresabwassermenge und Klärschlammvolumen berechnet und mit dem jeweiligen Messwert multipliziert. Der Faktor $e - 3$ setzt sich aus der Umrechnung von mg in kg ($e - 6$) und von m³ in l ($e3$) zusammen. Im Folgenden ist die Berechnung

am Beispiel des BSB_5 -Werts dargestellt.

$$BSB_5 \text{ [kg]} = BSB_5 \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] \times (\text{Jahresabwassermenge} \text{ [m}^3\text{]} - \text{Klärschlammvolumen} \text{ [m}^3\text{]}) \times e - 3 \quad (4.1)$$

Diese Berechnung wird für die Werte BSB_5 , CSB , $NH_4\text{-N}$, $NO_3\text{-N}$, $NO_2\text{-N}$ und P durchgeführt. Liegt einer der Werte für eine Kläranlage nicht vor, geht er nicht in deren Sachbilanz ein.

Neben dem Eintrag von Stoffen in Gewässer stehen auch die durch die Kläranlage verursachten Treibhausgasemissionen auf der Output-Seite.

Zur Berechnung der Emissionen werden die Empfehlungen des IPCC herangezogen. Hierbei werden die Treibhausgase Methan (CH_4) und Distickstoffmonoxid (N_2O) betrachtet. Kohlendioxid(CO_2)-Emissionen werden hierbei nicht berücksichtigt, da diese als biogene Emissionen angesehen werden. [186]

Abwasser kann Methan freisetzen, wenn es anaerob behandelt wird oder wenn gelöstes Methan in die aerobe Behandlung gelangt [186]. Methan, das bei der anaeroben Schlammstabilisierung entsteht, geht nicht als Treibhausgas in die Input-Output-Bilanz ein, da es nicht emittiert, sondern energetisch verwertet wird [42].

Auch in geschlossenen, unterirdischen Kanalisationssystemen kann Methan produziert werden und im Abwasser gelöst in die Kläranlage gelangen, wo es bei der Abwasserbehandlung freigesetzt werden kann. Es liegen jedoch nicht ausreichend Daten vor, um die Emissionen dieser Kanalisationssysteme zu quantifizieren. [186] Da eine hinreichend genaue Bestimmung dieser Emissionen nicht möglich ist und darüber hinaus die Kanalisation sich nicht innerhalb der Systemgrenze der Ökobilanz befindet, sind diese Methanemissionen nicht Teil der vorliegenden Arbeit.

Weiterhin entstehen beim Einleiten von Abwasser in Gewässer Methanemissionen [186]. Sie werden anhand der untenstehenden Gleichung 4.2 des IPCC [186] bestimmt.

Wobei für die organische Belastung BSB_{Ablauf} des eingeleiteten Abwassers der gemessene, auf die Ablaufmenge hochgerechnete BSB_5 -Wert verwendet wird. Der Emissionsfaktor EF wird mit dem Wert 0,068 der Richtlinie des IPCC [186] entnommen.

$$CH_4 \text{ Einleitung} \text{ [kg]} = BSB_{Ablauf} \text{ [kg]} \times EF \left[\frac{\text{kg } CH_4}{\text{kg } BSB_5} \right] \quad (4.2)$$

Bei der Abwasserbehandlung und -beseitigung wird außerdem Distickstoffmonoxid (N_2O) freigesetzt. Zur Berechnung der Menge an N_2O werden ebenfalls die Empfehlungen des IPCC herangezogen. [186]

Die N_2O -Emissionen, die bei der Abwasserbehandlung auf der Kläranlage entstehen, werden anhand des vom IPCC empfohlenen Verfahrens mit Gleichung 4.3 berechnet [186].

$$N_2O \text{ Behandlung} \text{ [kg]} = GesN_{Zulauf} \text{ [kg]} \times EF \left[\frac{\text{kg } N_2O\text{-N}}{\text{kg } N} \right] \times \frac{44}{28} \quad (4.3)$$

Wobei $GesN_{Zulauf}$ aus dem im Kläranlagenzulauf gemessenen Gesamtstickstoff ($GesN$) hochgerechnet auf die Jahresabwassermenge gebildet wird. Liegt der $GesN$ -Messwert für eine Kläranlage nicht vor, wird er aus dem $NH_4\text{-N}$ -Wert multipliziert

mit dem Faktor 1,7 gebildet [188]. Liegt kein Wert für $\text{NH}_4\text{-N}$ vor, wird zur Berechnung das Verhältnis von GesN zu CSB im Zulauf von $\frac{5}{48}$ [189, 190] (zitiert nach DWA-Arbeitsblatt A 198 [191]) herangezogen.

Der Emissionsfaktor EF wird für alle Kläranlagen mit dem Wert 0,016 der Richtlinie des IPCC entnommen. Der Faktor $\frac{44}{28}$ dient zur Umrechnung von $\text{N}_2\text{O-N}$ in N_2O . [186]

Die N_2O -Emissionen, die durch das Einleiten des behandelten Abwassers in ein Gewässer entstehen, werden ebenfalls mithilfe der Richtlinie des IPCC anhand von Gleichung 4.4 berechnet [186].

$$N_2O_{\text{ Einleitung}} [\text{kg}] = \text{GesN}_{\text{Ablauf}} [\text{kg}] \times EF \left[\frac{\text{kg N}_2\text{O-N}}{\text{kg N}} \right] \times \frac{44}{28} \quad (4.4)$$

$\text{GesN}_{\text{Ablauf}}$ wird aus dem im eingeleiteten Abwasser gemessenen Gesamtstickstoff (GesN) hochgerechnet auf die Ablaufmenge gebildet. Liegt für eine Kläranlage der GesN -Wert im Ablauf nicht vor, wird der um 2 mg/l erhöhte N_{ges} -Wert herangezogen [188].

Der Emissionsfaktor EF wird für alle Gewässer mit einem Wert von 0,005 der Richtlinie des IPCC entnommen und der Faktor $\frac{44}{28}$ dient erneut zur Umrechnung von $\text{N}_2\text{O-N}$ in N_2O [186].

Die Summe (siehe Gleichung 4.5) der beiden Emissionspfade Abwasserbehandlung und Einleitung in ein Gewässer bildet die N_2O -Emissionen des Prozesses Abwasserbehandlung auf der Kläranlage [186].

$$N_2O [\text{kg}] = N_2O_{\text{ Behandlung}} [\text{kg}] + N_2O_{\text{ Einleitung}} [\text{kg}] \quad (4.5)$$

Im nächsten Schritt wird der oben beschriebene Prozess mit seinen Daten in der Software Umberto modelliert. Zu diesem Zweck werden den Einträgen Materialien aus der Datenbank [54] zugeordnet oder neue Materialien erstellt, wie in Tabelle 4.4 dargestellt. Diese Darstellungsform wird im Rahmen dieser Arbeit als Sachbilanz bezeichnet.

Tabelle 4.4: Überführung der Input-Seite des Prozesses Abwasserbehandlung in das Format der Sachbilanz

Input Datenerfassung [42,187]		Input Sachbilanz [53, 54]	
Jahresabwassermenge	m ³	<i>wastewater influent</i>	m ³
Netzbezug Strom	kWh	<i>electricity, medium voltage</i>	kWh
Gasverbrauch	m ³	<i>heat, central or small-scale, natural gas</i>	MJ
Flüssiggasverbrauch	l		
Heizölverbrauch	l	<i>heat, central or small-scale, other than natural gas</i>	MJ
Fällmittel: Aluminium-Sulfat	kg	<i>aluminium sulfate, without water, in 4.33% aluminium solution state</i>	kg
Fällmittel: Eisen(III)-Sulfat	kg	<i>iron(III) sulfate, without water, in 12.5% iron solution state</i>	kg
Fällmittel: Aluminium-Eisen(III)-Sulfat	kg	<i>aluminium sulfate, without water, in 4.33% aluminium solution state, iron(III) sulfate, without water, in 12.5% iron solution state</i>	kg
Fällmittel: Eisen(III)-Chlorid	kg	<i>iron(III) chloride, without water, in a 12% iron solution state</i>	kg
Fällmittel: Eisen(II)-Chlorid	kg	<i>iron(II) chloride</i>	kg
Fällmittel: Natriumaluminat	kg	<i>sodium aluminate, powder</i>	kg
Fällmittel: Polyaluminiumchlorid	kg	<i>polyaluminium chloride</i>	kg

Für die Jahresabwassermenge wird das neue Material *wastewater influent* angelegt. Es bildet den Referenzfluss (siehe auch Kapitel 4.2.2), anhand dessen die Kalkulation des gesamten Modells erfolgt. Die übrigen Einträge werden durch Materialien aus der Datenbank [54] abgebildet. Beim Strombedarf wird für alle Kläranlagen von Mittelspannung ausgegangen. Der Verbrauch an Heizenergieträgern (Gas, Flüssiggas, Heizöl) wird als Wärmeenergie dargestellt. Die Umrechnung des Volumens von Erdgas in die Energieeinheit MJ erfolgt anhand des Mengenverhältnisses, das im entsprechenden Prozess laut Datenbank [54] angegeben ist. Da eine Kläranlage Flüssiggas einsetzt [42], wird in diesem Fall mit einem Heizwert von 93,14 MJ pro m³ [192] gerechnet. Für den Prozess zur Wärmeerzeugung aus Heizöl wird zuerst das Heizölvolumen anhand der Dichte von 0,84 kg pro l [193] in das Gewicht und dann ebenfalls anhand des im Prozess [54] angegebenen Mengenverhältnis in die Energieeinheit MJ umgerechnet. Die Prozesse zur Wärmeerzeugung können Tabelle 4.6 entnommen werden. Den Fällmitteln, die bereits in Tabelle 4.3 aufgeführt sind, werden entsprechende Fällmittel der Datenbank [54] zugeordnet. Da hier keine Entsprechung für Aluminium-Eisen(III)-Sulfat vorhanden ist [54], wird das Material zu gleichen Teilen aus Aluminium- und Eisen(III)-Sulfat zusammengesetzt. Mit Ausnahme von *wastewater influent*, dem der Materialtyp schlecht zugeordnet

ist, besitzen alle Materialien auf der Input-Seite den Materialtyp gut.

Tabelle 4.5: Überführung der Output-Seite des Prozesses Abwasserbehandlung in das Format der Sachbilanz

Output Datenerfassung [42]		Output Sachbilanz [53, 54]	
BSB ₅	mg/l	<i>BOD5, Biological Oxygen Demand [water/surface water]</i>	kg
CSB	mg/l	<i>COD, Chemical Oxygen Demand [water/surface water]</i>	kg
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	mg/l	<i>Ammonium, ion [water/surface water]</i>	kg
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)	mg/l	<i>Nitrate [water/surface water]</i>	kg
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N)	mg/l	<i>Nitrite [water/surface water]</i>	kg
Phosphor (P _{ges})	mg/l	<i>Phosphorus [water/surface water]</i>	kg
Methan (CH ₄)	kg	<i>Methane, non-fossil [air/unspecified]</i>	kg
Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	kg	<i>Dinitrogen monoxide [air/unspecified]</i>	kg
Klärschlammvolumen	m ³	<i>sewage sludge wet</i>	t
Rechengut	t	<i>screenings</i>	t
Sandfanggut	t	<i>grit chamber trappings</i>	t
		<i>wastewater effluent</i>	m ³

Für die Output-Parameter BSB₅ und CSB existieren entsprechende Materialien in der Datenbank [54], die direkt übernommen werden können. Es existieren jedoch keine Materialien für Ammonium-Stickstoff (NH₄-N), Nitrat-Stickstoff (NO₃-N) und Nitrit-Stickstoff (NO₂-N), weshalb diese anhand der untenstehenden Faktoren (siehe Gleichungen 4.6, 4.7 und 4.8) [194] umgerechnet werden in die Materialien Ammonium (NH₄⁺), Nitrat (NO₃⁻) und Nitrit (NO₂⁻).

$$NH_4^+ = NH_4-N \times 1,29 \quad (4.6)$$

$$NO_3^- = NO_3-N \times 4,43 \quad (4.7)$$

$$NO_2^- = NO_2-N \times 3,28 \quad (4.8)$$

Die direkten Emissionen Methan und Distickstoffmonoxid können durch entsprechende Materialien der Datenbank [54] dargestellt werden. Für die Parameter Klärschlammvolumen, Rechen- und Sandfanggut werden die neuen Materialien *sewage sludge wet*, *screenings* und *grit chamber trappings* erstellt. Das Klärschlammvolumen wird anhand der für Nassschlamm angenommenen Dichte von 1.000 kg pro m³ [195] in die Gewichtseinheit t umgerechnet. Sämtliche Materialien auf der Output-Seite sind als schlecht typisiert. Zusätzlich wird das neue Material *wastewater effluent*, dessen Menge sich aus der Differenz aus *wastewater influent* (Input) und *sewage sludge wet* (Output) berechnet, angelegt und als neutral typisiert. So wird im Modell die Reinigung des Abwassers zwischen Zu- und Ablauf repräsentiert [184, S. 105 ff.].

Im nächsten Schritt werden die Prozesse des Hintergrundmodells modelliert. Hierbei wird die Erstellung der Produkte, die zur Abwasserbehandlung auf der Kläranlage eingesetzt werden, dargestellt. Beim Prozessschritt der Abwasserbehandlung sind das die Inputs Energie und Fällmittel. Jedem dieser Input-Materialien wird ein Prozess aus der Datenbank [54] zugeordnet, der die Produktion des Materials möglichst repräsentativ abbildet. Hierbei werden die in Tabelle 4.6 aufgelisteten Prozesse genutzt.

Tabelle 4.6: Der Abwasserbehandlung vorgelagerte Prozesse [54]

Prozessname	Geografischer Rahmen
<i>market for electricity, medium voltage</i>	Deutschland/Tschechien
<i>heat production, light fuel oil, at boiler 10kW, non-modulating</i>	Europa (ohne Schweiz)
<i>heat production, natural gas, at boiler atm. low-NOx condensing non-modulating <100kW</i>	Europa (ohne Schweiz)
<i>market for aluminium sulfate, without water, in 4.33% aluminium solution state</i>	global
<i>market for iron(II) chloride</i>	global
<i>market for iron(III) chloride, without water, in a 12% iron solution state</i>	global
<i>market for iron(III) sulfate, without water, in 12.5% iron solution state</i>	global
<i>market for polyaluminium chloride</i>	global
<i>market for sodium aluminate, powder</i>	global

Für den Strom auf Mittelspannungsebene wird ein Marktprozess, der den deutschen bzw. tschechischen Strommix repräsentiert, verwendet. Die Wärmeerzeugung aus Heizöl wird durch einen nicht modulierenden Kessel dargestellt. Für die Wärmeenergie, die aus Erdgas produziert wird, wird vom Einsatz von Brennwertechnik ausgegangen. Da nur von einer Kläranlage die Angabe vorliegt, dass Flüssiggas verwendet wird [42], wird in diesem Fall zur Vereinfachung ebenfalls dieser Prozess zur Modellierung herangezogen. Die eingesetzten Fällmittel werden durch vorgelagerte Marktprozesse geliefert. [54]

Sämtliche der im Rahmen dieser Arbeit eingesetzten Datenbank-Prozesse [54] entsprechen den zu Beginn von Kapitel 4.2.3 genannten Spezifikationen, sofern nicht anders angegeben.

In Abbildung 4.4 ist die grafische Modellierung des Prozesses der Abwasserbehandlung (Vordergrundmodell) mit den zuliefernden Prozessen (Hintergrundmodell) dargestellt.

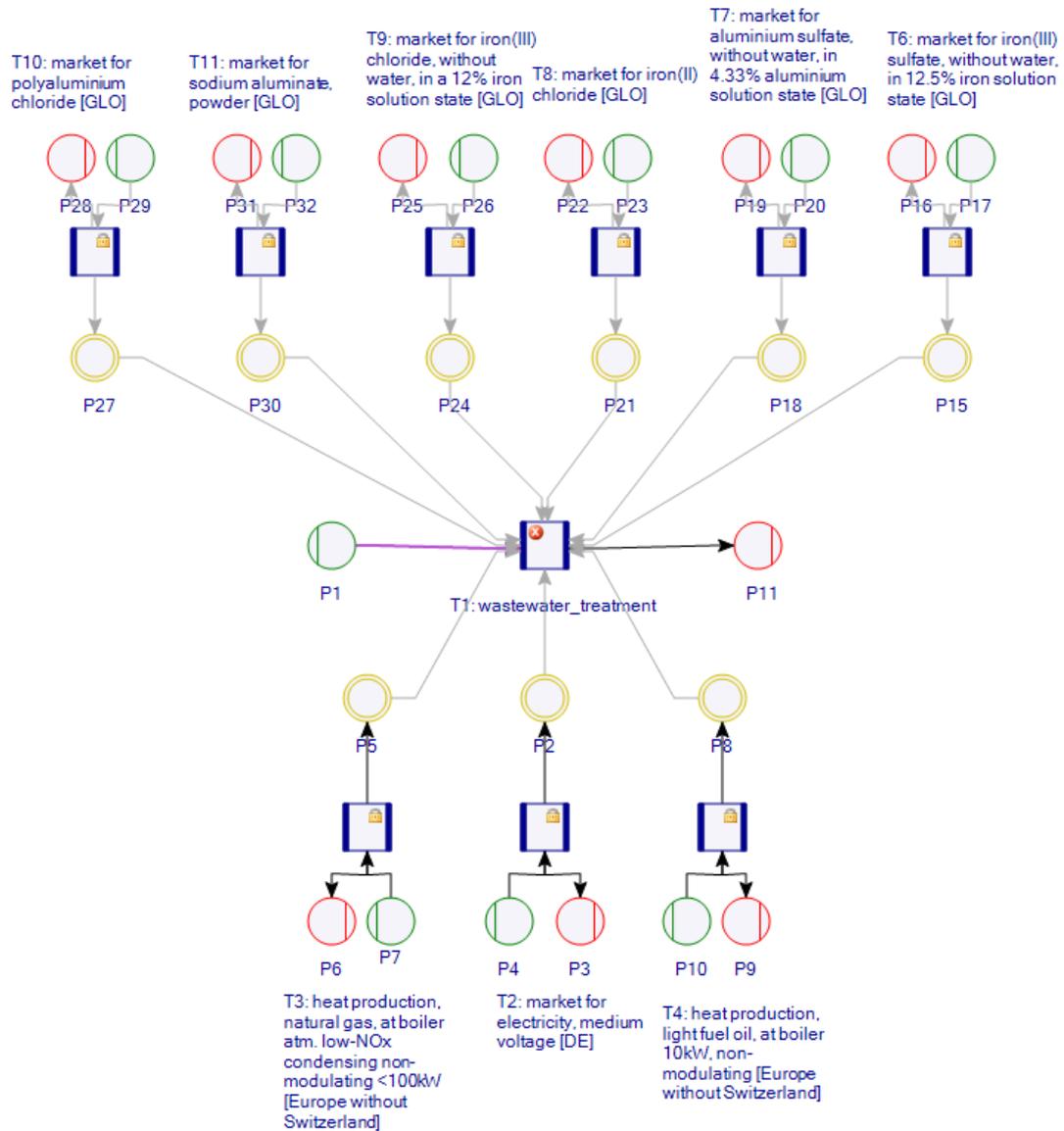


Abbildung 4.4: Modell der Prozesse der Abwasserbehandlung [53, 54]

Die Input-Materialien *wastewater influent* und *external sludge* werden nicht durch Prozesse des Hintergrundmodells bereitgestellt. Ihr Eintrag in den Prozess erfolgt durch Input-Place P1. So wird der Eintrag des Referenzflusses Abwasser (siehe auch Kapitel 4.2.2) in das System modelliert. Die Prozess-Outputs *BOD5*, *COD*, *Ammonium*, *Nitrate*, *Nitrite*, *Phosphorus* und *wastewater effluent* verlassen das System durch Output-Place P11 und stellen so das Einleiten des gereinigten Abwassers in ein Gewässer dar. Die direkten Emissionen der Abwasserbehandlung werden durch das Verlassen der Outputs *Methane* und *Dinitrogen monoxide* ebenfalls über Output-Place P11 modelliert.

Die Outputs *screenings*, *grit chamber trappings* und *sewage sludge* verbleiben zur weiteren Behandlung innerhalb der Systemgrenze des Modells.

Transportprozesse

Der Transport von Rechen-, Sandfanggut und Klärschlamm oder Klärschlammprodukten wird anhand der transportierten Menge und der Transportdistanz in der Einheit Tonnenkilometer modelliert. Beim Klärschlammtransport hängt die zu

transportierende Menge vom Wassergehalt und damit vom Grad der Entwässerung und Trocknung ab (siehe auch Gleichung 4.9) [77, S. 219]. Hierzu gelten die unter Klärschlammwässerung und Klärschlamm-trocknung festgelegten Parameter. Die Standorte der jeweiligen Destinationen spielen lediglich für die Berechnung der Distanz eine Rolle. Darüber hinaus ist ihre geografische Lage für die Modellerstellung im Rahmen dieser Arbeit unerheblich. Für alle Strecken wird der Gütertransport per Lastkraftwagen der Größenklasse 16 bis 32 Tonnen Gesamtgewicht der Emissionsklasse EURO 4 festgelegt und durch einen entsprechenden Prozess aus der Datenbank [54] dargestellt. Eine Ausnahme bildet die landwirtschaftliche Ausbringung von (vererdetem) Klärschlamm. Hier wird der Transport via Traktor mit Anhänger festgelegt und durch einen entsprechenden Prozess [54] repräsentiert.

Abfälle wie Klärschlamm, Rechen- und Sandfanggut, die auf den Kläranlagen der tschechischen Seite der Zielregion anfallen, werden zuerst zentral auf einer der drei größeren Kläranlagen Cheb, Mariánské Lázně oder Aš gesammelt, bevor sie zur Abfallbehandlung transportiert werden [42]. Liegt keine Angabe vor, zu welcher der drei Kläranlagen die Abfälle transportiert werden, wird von der Kläranlage mit der geringsten Entfernung ausgegangen. Auch auf deutscher Seite nehmen einige Kläranlagen Fremdschlamm an [42]. Für Strecken zwischen den Kläranlagen wird der Gütertransport per Lastkraftwagen der Größenklasse 3,5 bis 7,5 Tonnen Gesamtgewicht der Emissionsklasse EURO 4 festgelegt und durch einen entsprechenden Prozess [54] dargestellt. Die Transportprozesse sind Tabelle 4.7 zu entnehmen.

Tabelle 4.7: Transportprozesse [54]

Prozessname	Geografischer Rahmen
<i>transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4</i>	Europa
<i>transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO4</i>	Europa
<i>transport, tractor and trailer, agricultural</i>	Schweiz

Behandlung von Rechengut

Im Rahmen der Datenerfassung (siehe Kapitel 4.1) wurde das Gewicht der Rechengutmenge, die auf den einzelnen Kläranlagen anfällt, abgefragt [42]. Für Kläranlagen, von denen die Rechengutmenge dennoch nur als Volumen vorliegt [42], wird das Gewicht anhand einer Dichte von 800 kg pro m³ [196] berechnet. Für Kläranlagen, von denen keine Angaben zur Rechengutmenge vorliegen, wird mit einem Rechengutanfall von 1,4 kg pro EW und Jahr [197] gerechnet. In der Sachbilanz des Prozesses steht auf der Input-Seite das Material *screenings*, das auf der Output-Seite durch das ecoinvent-Material *municipal solid waste* [54] repräsentiert wird.

Tabelle 4.8: Sachbilanz der Rechengutbehandlung [53, 54]

Input		Output	
<i>screenings</i>	t	<i>municipal solid waste</i>	kg

Das Rechengut ist aufgrund des hohen organischen Anteils des Trockenrückstands nicht zur Deponierung zulässig und sollte daher einer thermischen Behandlung zugeführt werden [198]. Im betrachteten Jahr 2016 wurden in Deutschland ca. 60 Prozent

der behandelten Sieb- und Rechenrückstände in thermische Abfallbehandlungsanlagen verbracht [199]. Der Landkreis Tirschenreuth auf der deutschen Seite der Zielregion liegt im Einzugsgebiet des Müllkraftwerks Schwandorf [200]. Daher wird für die von den deutschen Kläranlagen angegebenen Rechengutmengen eine Behandlung in einer Abfallverbrennungsanlage am Standort Schwandorf in das Modell integriert. Die Abfallverbrennung wird durch einen entsprechenden Datenbank-Prozess [54] repräsentiert. Da das Müllkraftwerk Schwandorf überschüssige Energie in Form von Strom und Wärme ausspeist, wird der Prozess um -0,37 kWh Strom und -0,62 MJ Wärme pro kg Abfall ergänzt [201]. Die Bereitstellung von Strom und Wärme wird, wie bereits zuvor beschrieben, durch Prozesse [54] des Hintergrundmodells modelliert. Durch das negative Vorzeichen werden diese jedoch nicht als Belastung, sondern als Gutschrift berechnet.

Für die Rechengutmengen der tschechischen Kläranlagen wird der im Rahmen der Datenerfassung von den Anlagenbetreibern angegebene Deponiestandort im tschechischen Skalná [42] durch einen passenden Prozess [54] im Modell dargestellt.

Der Transport des Rechenguts zur Verbrennung und zur Deponie wird wie oben beschrieben modelliert.

Die Prozesse des Hintergrundmodells sind Tabelle 4.9 zu entnehmen.

Tabelle 4.9: Der Rechengutbehandlung vor-/nachgelagerte Prozesse [54]

Prozessname	Geografischer Rahmen
<i>treatment of municipal solid waste, incineration</i> (abgewandelt)	Deutschland
<i>market for heat, district or industrial, natural gas</i>	Europa (ohne Schweiz)
<i>market for electricity, medium voltage</i>	Deutschland
<i>treatment of municipal solid waste, sanitary landfill</i>	Schweiz

In Abbildung 4.5 ist die grafische Modellierung der Prozesse, die an der Rechengutbehandlung beteiligt sind, dargestellt.

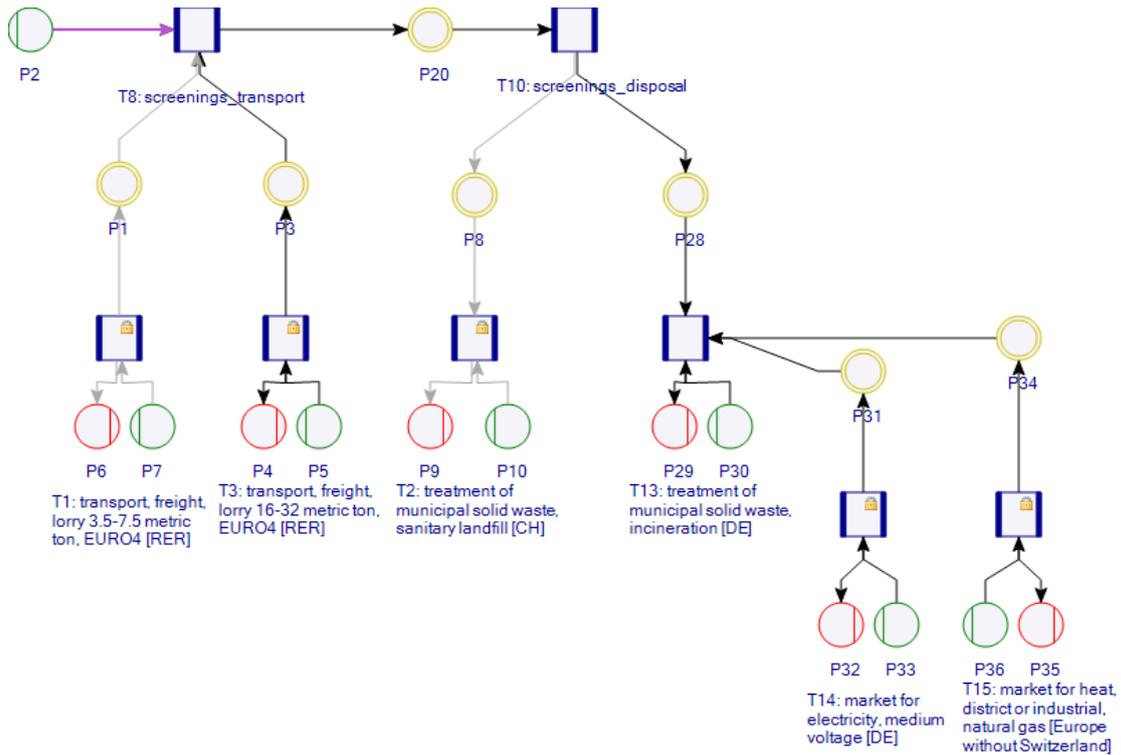


Abbildung 4.5: Modell der Prozesse der Rechengutbehandlung [53, 54]

Behandlung von Sandfanggut

Im Rahmen der Datenerfassung (siehe Kapitel 4.1) wurde das Gewicht der Sandfanggutmenge, die auf den einzelnen Kläranlagen anfällt, aufgenommen [42]. Für Kläranlagen, von denen keine Angaben vorliegen, wird von einem Sandfanggutanteil von $6 e - 3$ Litern pro m^3 Abwasser [77, S. 199] mit einem Gewicht von $1,5 t$ pro m^3 [202, S. 304] ausgegangen. In der Sachbilanz des Prozesses wird das Sandfanggut durch die ecoinvent-Materialien *biowaste* und *municipal solid waste* [54] repräsentiert, wie in Tabelle 4.10 dargestellt.

Tabelle 4.10: Sachbilanz der Sandfanggutbehandlung [53, 54]

Input		Output	
<i>grit chamber trappings</i>	t	<i>biowaste</i>	kg
		<i>municipal solid waste</i>	kg

Im Jahr 2016 wurde in Deutschland ein Großteil des behandelten Sandfangguts Bodenbehandlungsanlagen oder Deponien zugeführt. Etwa 30 Prozent des Sandfangguts wurde in Bodenbehandlungsanlagen verbracht. [199]

Von den Bodenbehandlungsanlagen in Bayern liegt die biologisch-mechanische Anlage in Regenstauf am nächsten zum Zielgebiet [203]. Eine Annahme von Sandfanggrückständen, Abfallverzeichnis-Verordnung (AVV) 19 08 02 [204], ist in dieser Anlage zulässig [205].

Die Anlage ist mit einem biologischen Verfahren ausgestattet, dem eine mechanische Behandlung vorgeschaltet werden kann. Die Verwertung des behandelten Materials kann durch Rekultivierungsmaßnahmen, beispielsweise im Deponiebau oder Untertageversatz [206], erfolgen. Bei der biologischen Bodenbehandlung wird der Boden

unter Zugabe von Strukturmaterial zu Mieten aufgesetzt, die durch Umsetzen belüftet werden. [207]

Hierdurch sollen mithilfe von Mikroorganismen organische und bioverfügbare Stoffe in einer aeroben Umgebung abgebaut werden [208]. Aufgrund dieser verfahrenstechnischen Ähnlichkeiten zur Kompostierung [209, S. 185 f.] wird der Prozess im Modell durch eine Kompostierungsanlage repräsentiert.

Etwa 22 Prozent des Sandfangguts gehen Deponien zu [199]. Für diese Anteile wird davon ausgegangen, dass sie auf der naheliegenden Reststoffdeponie Steinmühle, einer Deponie der Klasse I für mineralische Abfälle [210], verbracht werden, die im Jahr 2016 Sandfangrückstände (AVV 19 08 02) angenommen hat [211]. Für das Sandfanggut der tschechischen Kläranlagen wird wieder der im Rahmen der Datenerfassung angegebene Deponiestandort Skalná herangezogen [42].

Die Deponierung sowie die Kompostierung des Sandfangguts werden durch Prozesse [54] des Hintergrundmodells repräsentiert, denen das Sandfanggut in Form von biologischem Abfall (Kompostierung) und kommunalem Abfall (Deponierung) zugeht. Die Aufteilung des Sandfangguts auf die Entsorgungspfade erfolgt für die deutschen Kläranlagen anhand der oben genannten prozentualen Verteilung im Jahr 2016 (hochgerechnet ausschließlich auf die Pfade Deponierung und Kompostierung) mit 58 Prozent Kompostierung und 42 Prozent Deponierung. Sandfanggut der tschechischen Kläranlagen geht, wie angegeben, ausschließlich der Deponierung zu [42]. Der Transport des Sandfangguts wird wie oben beschrieben modelliert.

Die entsprechenden Prozesse des Hintergrundmodells sind Tabelle 4.11 zu entnehmen.

Tabelle 4.11: Der Sandfanggutbehandlung nachgelagerte Prozesse [54]

Prozessname	Geografischer Rahmen
<i>treatment of biowaste, industrial composting</i>	Schweiz
<i>treatment of municipal solid waste, sanitary landfill</i>	Schweiz

In Abbildung 4.6 ist die grafische Modellierung der Prozesse, die an der Sandfanggutbehandlung beteiligt sind, dargestellt.

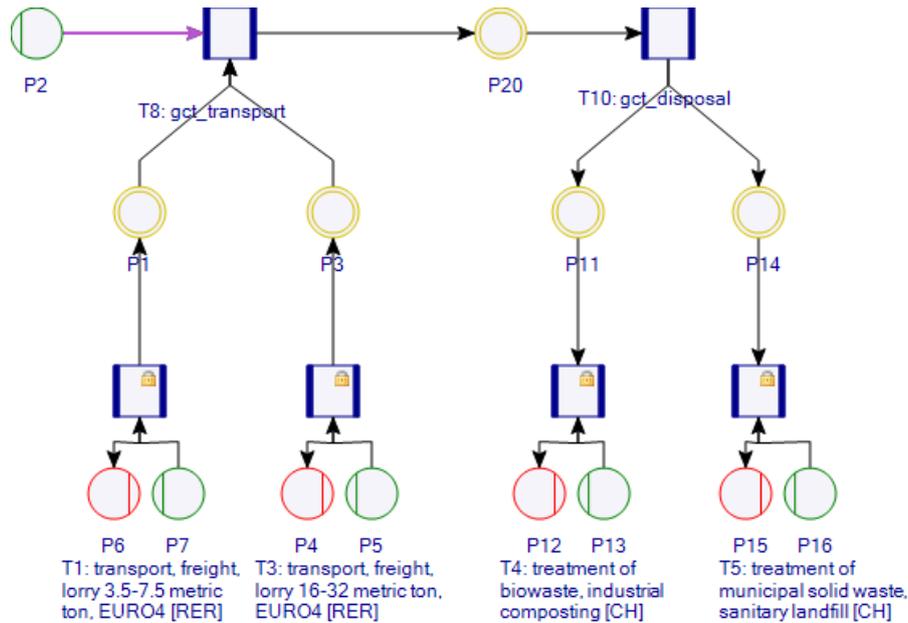


Abbildung 4.6: Modell der Prozesse der Sandfanggutbehandlung [53, 54]

Klärschlammwässerung

Im Rahmen der Datenerfassung wurden unter anderem Angaben zum Entwässerungsverfahren und zur erreichten Trockenmasse gemacht [42]. Eine mechanische Entwässerung des Klärschlammes wird für die Entsorgungspfade Mono- und Mitverbrennung, Deponierung, Kompostierung und Rekultivierung modelliert. Für die Verwertung des Klärschlammes in der Landwirtschaft oder in einer Vererdungsanlage wird davon ausgegangen, dass der Klärschlamm als Nassschlamm weiterverarbeitet wird. Für den Transport von Klärschlamm zwischen den Kläranlagen wird ebenfalls von Nassschlamm ausgegangen. Als Flockungsmittel für die Klärschlammkonditionierung wird vom Einsatz des gebräuchlichen Polymers Polyacrylamid ausgegangen [63]. Die benötigte Menge an Konditionierungsmittel wird mit einem spezifischen Bedarf von 13,5 kg Polymer pro t Trockenmasse [212] berechnet. Für Kläranlagen, bei denen laut Datenerfassung eine mobile Entwässerung vorliegt [42], wird von einem zusätzlichen Strombedarf für die Entwässerung ausgegangen. Bei einer stationären Entwässerung [42] wird davon ausgegangen, dass der Strombedarf bereits im Netzbezug (siehe Tabelle 4.2) enthalten ist. Liegt keine Angabe vor, ob es sich um eine mobile oder stationäre Entwässerung handelt, wird kein zusätzlicher Strombedarf für die Entwässerung angenommen. Der Strombedarf für die maschinelle Entwässerung wird je nach eingesetzter Technologie mithilfe des DWA-Merkblatts M 366 [63] bestimmt, wie in Tabelle 4.12 aufgeführt. Für Kläranlagen, von denen keine Informationen zum Entwässerungsverfahren vorliegen, wird zur Berechnung des Strombedarfs der Einsatz einer Zentrifuge angenommen.

Tabelle 4.12: Spezifischer Stromverbrauch der Entwässerungsanlagen nach [63]

Technologie	Spezifischer Stromverbrauch in kWh/m ³
Zentrifuge	1,9
Bandfilterpresse	1,25
Kammerfilterpresse	1,65
Schneckenpresse	0,8

Liegt laut Datenerfassung für eine Kläranlage die Angabe vor, dass die Entwässerung durch einen Schlammstapelbehälter erfolgt [42], wird kein Verbrauch von Strom oder Polymer angenommen.

Die Volumenänderung des Klärschlammes, die aus der mechanischen Entwässerung resultiert, wird anhand der Gleichung 4.9 [77, S. 219] bestimmt. Wobei V das Volumen und TS den Trockensubstanzanteil im nassen und entwässerten Zustand darstellen.

$$V_{entwässert} [\text{m}^3] = \frac{V_{nass} [\text{m}^3] \times TS_{nass} [\%]}{TS_{entwässert} [\%]} \quad (4.9)$$

Eine Erhöhung des Trockensubstanzanteils (TS) von 5 auf 25 % durch Entwässerung würde damit einer Volumenreduzierung um 80 % entsprechen.

Der entwässerte Klärschlamm wird durch das selbst angelegte Material *sewage sludge dewatered* modelliert. Zur Betrachtung des Verwertungspfad wird die Klärschlammmenge als Gewicht angegeben. Hierzu wird für entwässerten Klärschlamm von einer Dichte von 1.100 kg pro m³ [195] ausgegangen. Das zur Konditionierung zugegebene Polymer wird durch das ecoinvent Material *polyacrylamide* [54] dargestellt. Die Sachbilanz des Prozesses Klärschlammmentwässerung ist in Tabelle 4.13 dargestellt.

Tabelle 4.13: Sachbilanz der Klärschlammmentwässerung [53, 54]

Input		Output	
<i>sewage sludge wet</i>	t	<i>sewage sludge dewatered</i>	t
<i>polyacrylamide</i>	kg		
<i>electricity, medium voltage</i>	kWh		

Der Strombedarf wird durch einen Marktprozess, der den deutschen bzw. tschechischen Strommix repräsentiert, bereitgestellt. Die Bereitstellung des Polymers Polyacrylamid wird durch einen entsprechenden Weltmarktprozess modelliert. [54] Die vorgeschalteten Zulieferprozesse des Hintergrundmodells der Klärschlammmentwässerung sind Tabelle 4.14 zu entnehmen.

Tabelle 4.14: Der Klärschlammmentwässerung vorgelagerte Prozesse [54]

Prozessname	Geografischer Rahmen
<i>market for electricity, medium voltage</i>	Deutschland/Tschechien
<i>market for polyacrylamide</i>	global

In Abbildung 4.7 ist das grafische Modell des Prozesses der Klärschlamm entwässerung zu sehen.

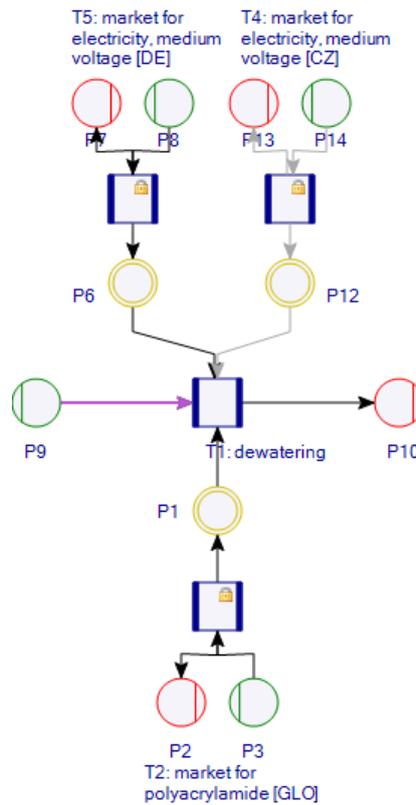


Abbildung 4.7: Modell des Prozesses der Klärschlamm entwässerung [53, 54]

Klärschlamm trocknung

Laut Datenerfassung liegt von nur einer Kläranlage die Information vor, dass der anfallende Klärschlamm vor Ort getrocknet wird. Hierbei handelt es sich um eine solare Trocknung. [42]

Daher wird kein zusätzlicher Einsatz thermischer Energie im Prozessinput berücksichtigt. Der Strombedarf der Trocknungsanlage wird durch den Input Netzbezug Strom des Prozesses der Abwasserbehandlung (siehe auch Tabelle 4.2) als abgedeckt betrachtet. Die Sachbilanz des Prozesses beinhaltet daher nur die selbst angelegten Materialien *sewage sludge dewatered* und *sewage sludge dry* (siehe Tabelle 4.15). Die resultierende Reduzierung des Klärschlammvolumens wird anhand von Gleichung 4.9 [77, S. 219] berechnet. Für die Umrechnung des Volumens in eine Gewichtseinheit wird für den solar getrockneten Klärschlamm von einer Dichte von 1.200 kg pro m³ [195] ausgegangen.

Tabelle 4.15: Sachbilanz der Klärschlamm trocknung [53]

Input		Output	
<i>sewage sludge dewatered</i>	t	<i>sewage sludge dry</i>	t

Für alle übrigen Kläranlagen wird davon ausgegangen, dass die Klärschlamm trocknung am Standort der Verwertung erfolgt. Für den Verwertungspfad Kompostierung wird von der Verarbeitung von entwässertem Klärschlamm ausgegangen.

Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung

Von Kläranlagen auf deutscher wie tschechischer Seite der Zielregion liegt die Angabe vor, dass im Jahr 2016 Klärschlamm landwirtschaftlich verwertet wurde [42]. Bei der Sachbilanzierung und Modellerstellung für diesen Verwertungspfad wird wie folgt vorgegangen.

Für einen Großteil der deutschen Kläranlagen erfolgte die landwirtschaftliche Verwertung innerhalb des Landkreises Tirschenreuth. Daher wird eine Transportdistanz von 20 km festgelegt. Für die tschechische Kläranlage Mariánské Lázně wird ebenfalls eine Distanz von 20 km angegeben. [42]

Der Transport des Klärschlammes erfolgt, wie zuvor festgelegt, per Traktor und in unentwässertem Zustand.

Um den Eintrag von im Klärschlamm enthaltenen Stoffen in den Boden zu quantifizieren, werden die Messwerte der Klärschlammuntersuchungen, die im Rahmen der Datenerfassung (Kapitel 4.1) eruiert wurden, herangezogen. Die Messwerte liegen in der Einheit mg pro kg Trockenmasse (TM) oder % TM vor [42].

Zur Umrechnung in absolute Werte muss zuerst die verwertete Klärschlammmenge berechnet werden. Hierzu wird der Klärschlammfall von der Volumeneinheit m^3 anhand der für Nassschlamm angenommenen Dichte von 1.000 kg pro m^3 [195] in die Gewichtseinheit kg umgerechnet. Um nur die landwirtschaftlich verwertete Klärschlammmenge zu erhalten, wird anhand der Entsorgungsdaten (siehe Kapitel 4.1) der Anteil LW dieses Verwertungspfades berechnet und mit der Klärschlammmenge multipliziert. Da die Messwerte sich auf die Trockenmasse beziehen [42], wird die Klärschlammmenge anschließend mit dem Trockensubstanzanteil TS multipliziert.

$$\begin{aligned} \text{Klärschlammmenge [kg TM]} &= \text{Klärschlammvolumen [m}^3] \times 1000 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \\ &\times LW \times TS \end{aligned} \quad (4.10)$$

Die Berechnung der Menge der Stoffe, die über den Klärschlamm in den Boden eingetragen werden, wird im Folgenden am Beispiel der Stoffe Eisen (Fe), in der Einheit mg pro kg TM, und Calciumoxid (CaO), in der Einheit % TM, demonstriert.

$$Fe \text{ [kg]} = Fe \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg TM}} \right] \times \text{Klärschlammmenge [kg TM]} \times e - 6 \quad (4.11)$$

$$CaO \text{ [kg]} = \frac{CaO \text{ [% TM]}}{100} \times \text{Klärschlammmenge [kg TM]} \quad (4.12)$$

Für die Stoffe Eisen (Fe), Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Chrom VI (Cr VI), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg), Thallium (Tl) und Zink (Zn) liegen von nahezu allen Kläranlagen vollständige Messwerte vor [42]. Sie werden durch die entsprechenden Materialien der Datenbank ecoinvent [54] in der Sachbilanz repräsentiert. Die Messwerte für polychlorierte Biphenyle (PCB) und Benzo(a)pyren (B(a)P) liegen nur lückenhaft vor [42]. Weiterhin liegen die entsprechenden Materialien in der ecoinvent Datenbank nur als Emissionen in die Luft und in Gewässer vor [54]. Da eine repräsentative Modellierung der Ausbringung so nicht gewährleistet

ist, werden diese Schadstoffe in der Sachbilanz nicht berücksichtigt. Für die adsorbierten organisch gebundenen Halogene (AOX) liegen die Messwerte nahezu vollständig vor [42]. Daher werden sie in der Sachbilanz dennoch berücksichtigt, obwohl ecoinvent für AOX keine Emissionen in den Boden vorsieht [54]. Die Modellierung erfolgt als Emission in Gewässer. Weiterhin liegen von einigen Kläranlagen Messwerte zu polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen (PCDD/F) und dioxinähnlichen polychlorierten Biphenylen (dl-PCB) vor [42]. Diese werden aufgrund ihrer gleichen humantoxikologischen Wirkung häufig gemeinsam bewertet [213]. Im Rahmen der Sachbilanzierung werden sie durch das Material 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin [54] repräsentiert. Für Perfluoroktansäure (PFOA) und Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) liegen von den meisten Kläranlagen keine Messwerte vor bzw. konnte die Substanz nicht nachgewiesen werden [42]. Daher werden sie in der Sachbilanz nicht berücksichtigt.

Für Stickstoff (N), Phosphat (P_2O_5) und Calciumoxid (CaO) im Klärschlamm [42] werden selbst angelegte Materialien verwendet, die das Potenzial konventionelle Düngemittel zu substituieren in der Sachbilanz darstellen. Da von den Kläranlagen auf der tschechischen Seite der Zielregion der Wert für P vorliegt [42], wird dieser anhand des Faktors 2,29 [214] in P_2O_5 umgerechnet.

Liegen für eine Kläranlage mehrere Probenprotokolle von Klärschlammuntersuchungen aus dem Jahr 2016 vor [42], wird zur Berechnung der Werte, die in die Sachbilanz eingetragen werden, der Mittelwert gebildet. Liegt für einen Parameter kein Wert aus dem Jahr 2016 vor, wird, sofern vorhanden, auf den Wert der nächsten Klärschlammuntersuchung zurückgegriffen.

Neben dem Eintrag von Stoffen in den Boden werden auch die klimawirksamen Emissionen der landwirtschaftlichen Verwertung betrachtet. Hierzu werden die direkten N_2O -Emissionen der Klärschlammausbringung mithilfe der Richtlinie des IPCC anhand von Gleichung 4.13 berechnet [215].

$$N_2O_{Direkt} \text{ [kg]} = \text{Stickstoffeintrag} \left[\frac{\text{kg N}}{\text{a}} \right] \times EF \left[\frac{\text{kg } N_2O\text{-N}}{\text{kg N}} \right] \times \frac{44}{28} \quad (4.13)$$

Hierzu wird die durch den Klärschlamm hinzugefügte Menge an Stickstoff multipliziert mit dem Emissionsfaktor EF in Höhe von 0,01 [216–223] (zitiert nach [215]). Der Faktor $\frac{44}{28}$ dient zur Umrechnung von $N_2O\text{-N}$ in N_2O [215].

In Tabelle 4.16 ist die gesamte Sachbilanz des Prozesses der landwirtschaftlichen Klärschlammausbringung zu sehen.

Tabelle 4.16: Sachbilanz der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung [53, 54]

Input		Output	
<i>sewage sludge wet</i>	t	<i>Iron [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Arsenic [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Lead [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Cadmium [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Chromium [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Chromium VI [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Copper [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Nickel [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Mercury [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Thallium [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Zinc [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>AOX, Adsorbable Organic Halogen as Cl [water/unspecified]</i>	kg
		<i>Dioxins, measured as 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>P₂O₅ fertiliser</i>	kg
		<i>N fertiliser</i>	kg
		<i>CaO fertiliser</i>	kg
		<i>Dinitrogen monoxide [air/unspecified]</i>	kg

Für die in den Boden eingebrachten Nährstoffe N, P₂O₅ und CaO wird anhand von Gutschriften (siehe Abbildung 4.8) die substituierte Menge konventioneller Düngemittel berücksichtigt. Hierzu werden die ersetzten Mengen Düngemittel mit einem negativen Vorzeichen in die Sachbilanz eingetragen. Die Herstellung der entsprechenden Düngemittel wird durch Prozesse des Hintergrundmodells (siehe Tabelle 4.17) dargestellt. Durch das negative Vorzeichen werden diese nicht als Belastung, sondern als Gutschrift bewertet.

Tabelle 4.17: Der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung vorgelagerte Prozesse [54]

Prozessname	Geografischer Rahmen
<i>market for inorganic nitrogen fertiliser, as N</i>	Deutschland/Tschechien
<i>market for inorganic phosphorus fertiliser, as P₂O₅</i>	Deutschland/Tschechien
<i>market for quicklime, milled, packed</i>	Europa

Die im Klärschlamm enthaltenen Schadstoffe sowie die N₂O-Emissionen der Sachbilanz verlassen als Outputs die Systemgrenzen, wodurch deren Eintrag in die Umwelt modelliert wird. Die Nährstoffe sind bereits durch Gutschriften erfasst. Daher wird ihre Ausbringung in den Boden nicht erneut modelliert, da die Düngung sonst doppelt erfasst würde. In Abbildung 4.8 ist das grafische Modell der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung zu sehen.

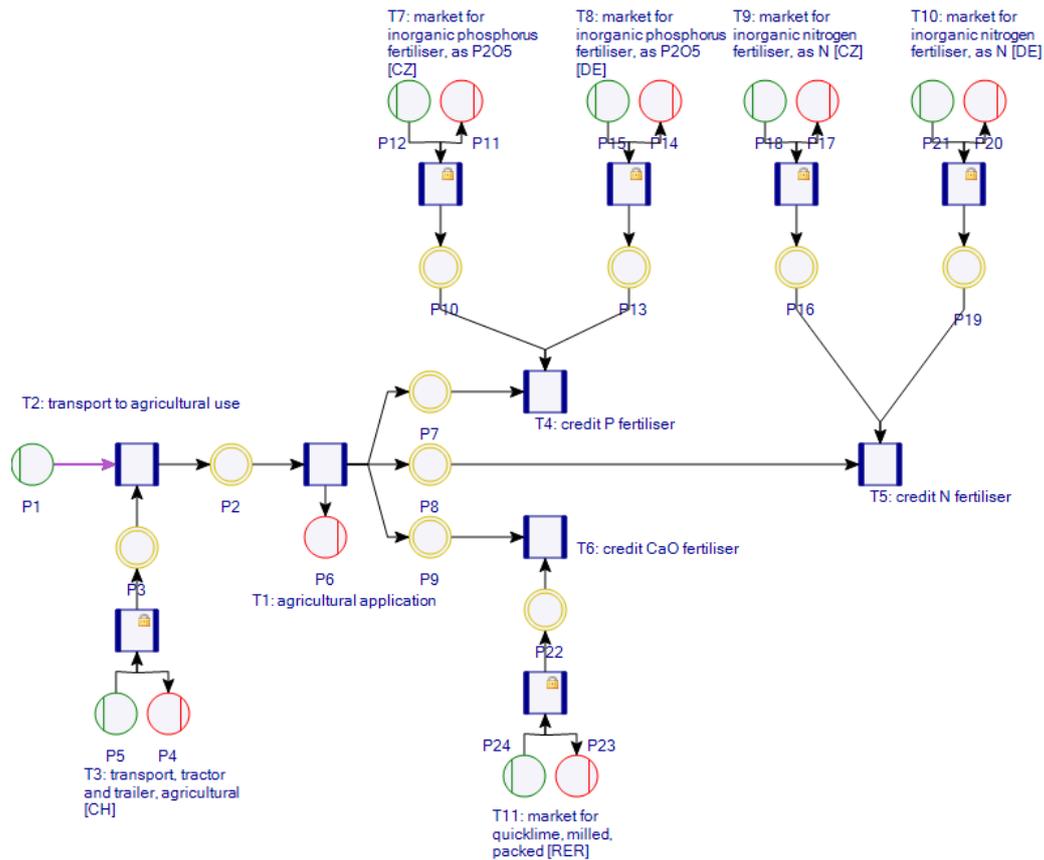


Abbildung 4.8: Modell der Prozesse der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung [53, 54]

Klärschlammverwertung durch Kompostierung und Rekultivierung

Von Kläranlagen auf der deutschen Seite der Zielregion liegt laut Datenerfassung (siehe auch Kapitel 4.1) die Information vor, dass im Jahr 2016 Klärschlamm den Verwertungspfad Landschafts- und Gartenbau, Rekultivierung und Kompostierung zugeführt wurde [42]. Hier wird von einer Behandlung in einer Kompostierungsanlage und einer anschließenden bodenbezogenen Ausbringung bei Rekultivierungsmaßnahmen ausgegangen. Entwässerung und Transport des Klärschlammes erfolgen wie oben festgelegt. Ein Großteil der Kläranlagenbetreiber gibt als Verwertungsstandort das Bundesland Sachsen an [42]. Es wird von einer Behandlung des Klärschlammes in der Kompostierungsanlage im sächsischen Markranstädt [224] ausgegangen. Da sich in der Umgebung dieser Kompostierungsanlage (ehemalige) Kohleabbauflächen in Wiedernutzbarmachung befinden [225], wird für den Transport des Komposts zur Rekultivierung eine Distanz von 30 km festgelegt. Da der kompostierte Klärschlamm bei der Rekultivierung bodenbezogen ausgebracht wird, wird davon ausgegangen, dass die im Klärschlamm enthaltenen Schadstoffe in den Boden eingebracht werden. Die Menge der freigesetzten Substanzen berechnet sich ähnlich zur landwirtschaftlichen Verwertung wie folgt.

Zuerst wird die verwertete Klärschlammmenge in der Einheit kg TM berechnet. Hierzu wird der Klärschlammmanfall von der Volumeneinheit m^3 anhand der für Nassschlamm angenommenen Dichte von $1.000 \text{ kg pro } m^3$ [195] in die Gewichtseinheit kg umgerechnet. Um nur die Klärschlammmenge, die in der Kompostierung und Rekultivierung verwertet wurde, zu erhalten, wird anhand der Entsorgungsdaten

(siehe Kapitel 4.1) der Anteil KO dieses Verwertungspfads mit der Klärschlammmenge multipliziert. Da sich die Messwerte auf die Trockenmasse beziehen [42], wird die Klärschlammmenge anschließend mit dem Trockensubstanzanteil TS multipliziert.

$$\begin{aligned} \text{Klärschlammmenge [kg TM]} &= \text{Klärschlammvolumen [m}^3] \times 1000 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \\ &\times KO \times TS \end{aligned} \quad (4.14)$$

Die Berechnung der Menge der Stoffe, die über den Klärschlammkompost in den Boden eingetragen werden, erfolgt analog zur landwirtschaftlichen Verwertung anhand von Gleichung 4.11.

Auf eine Gutschrift für im Klärschlamm enthaltene Nährstoffe wird in diesem Fall verzichtet, da es sich bei der Ausbringung des Klärschlammkomposts nicht um eine landwirtschaftliche Verwertung, sondern lediglich um eine Rekultivierungsmaßnahme handelt.

Die beiden Schritte Kompostierung und Rekultivierung werden in zwei separaten Prozessen modelliert und haben daher getrennte Sachbilanzen.

Der Prozess der Kompostierung beinhaltet auf der Input-Seite den entwässerten Klärschlamm, der auf der Output-Seite durch das ecoinvent Material *biowaste* [54] repräsentiert wird. Die Sachbilanz des Prozesses der Klärschlammkompostierung ist in Tabelle 4.18 zu sehen.

Tabelle 4.18: Sachbilanz der Klärschlammkompostierung [53, 54]

Input		Output	
<i>sewage sludge dewatered</i>	t	<i>biowaste</i>	kg

Der Prozess der Rekultivierung stellt die bodenbezogene Ausbringung des kompostierten Klärschlammes dar. Auf der Input-Seite steht das aus dem vorgelagerten Prozess kommende ecoinvent Material *compost* [54]. Auf der Output-Seite stehen die im Klärschlamm enthaltenen Stoffe Fe, As, Pb, Cd, Cr, Cr VI, Cu, Ni, Hg, TI, Zn, AOX sowie PCDD/F und dl-PCB [42]. Sie werden anhand der entsprechenden ecoinvent Materialien [54] repräsentiert. Die gesamte Sachbilanz ist in nachfolgender Tabelle 4.19 zu sehen.

Tabelle 4.19: Sachbilanz der Klärschlammverwertung durch Rekultivierung [53, 54]

Input		Output	
<i>compost</i>	kg	<i>Iron [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Arsenic [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Lead [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Cadmium [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Chromium [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Chromium VI [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Copper [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Nickel [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Mercury [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Thallium [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Zinc [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>AOX, Adsorbable Organic Halogen as Cl [water/unspecified]</i>	kg
		<i>Dioxins, measured as 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin [soil/agricultural]</i>	kg

Die Behandlung des Klärschlammes in der Kompostierungsanlage wird durch einen entsprechenden ecoinvent Prozess [54] im Hintergrundmodell repräsentiert, wie in Tabelle 4.20 dargestellt ist. In diesem Fall wird jedoch kein *Result*-, sondern ein *Unit*-Prozess eingesetzt, da mit der Kompostierung die Klärschlammbehandlung nicht abgeschlossen ist. Auf sie folgt die Verwertung des Klärschlammkomposts im Rahmen der Rekultivierung. Die Menge des kompostierten Klärschlammes *compost* ergibt sich ebenfalls anhand dieses Prozesses mit 0,5 kg pro kg *biowaste* [54].

Tabelle 4.20: Der Kompostierung nachgelagerter Prozess [54]

Prozessname	Geografischer Rahmen
<i>treatment of biowaste, industrial composting</i>	Schweiz

Die bodenbezogene Ausbringung des Klärschlammkomposts im Rahmen der Rekultivierung wird durch das Verlassen der im Klärschlamm enthaltenen Stoffe über Output-Place P6(3) modelliert. Das gesamte Modell der Kompostierung und Rekultivierung ist in Abbildung 4.9 dargestellt.

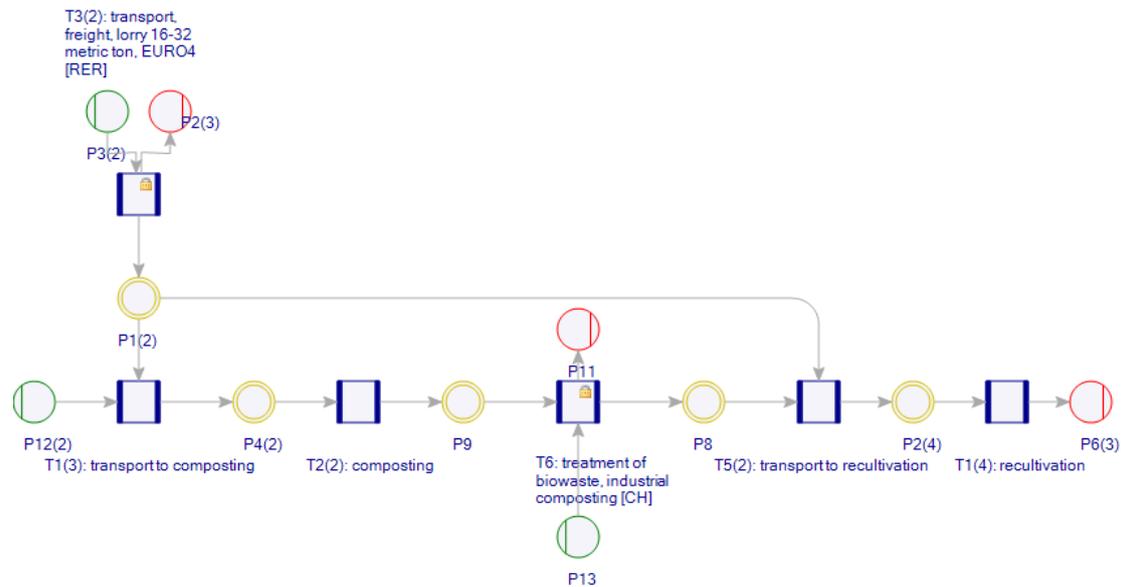


Abbildung 4.9: Modell der Prozesse der Kompostierung und Rekultivierung [53, 54]

Klärschlammverwertung durch Vererdung

Von Kläranlagen auf der deutschen Seite der Zielregion wurde die Angabe gemacht, dass der anfallende Klärschlamm im Jahr 2016 in einer Vererdungsanlage behandelt wurde [42]. In der Zielregion befinden sich zwei entsprechende Anlagen, eine auf dem Grundstück der Kläranlage Kemnath [42] und eine weitere ebenfalls im Landkreis Kemnath [226]. Der Transport des Klärschlammes in den Landkreis Kemnath erfolgt, wie oben festgelegt, per Lastkraftwagen und in unentwässertem Zustand. Die Vererdungsbecken, in denen der Klärschlamm behandelt wird, sind mit Folie abgedichtet, mit einer Filterschicht aus Kies bedeckt und mit Schilf bepflanzt [227]. Auf die Vererdung folgte im betrachteten Zeitraum die landwirtschaftliche Ausbringung des vererdeten Klärschlammes [226]. Hierbei wird, wie bei der direkten landwirtschaftlichen Ausbringung, von einer Verwertung innerhalb eines Radius von 20 km ausgegangen. Der Transport des vererdeten Klärschlammes erfolgt, wie oben festgelegt, per Traktor mit Anhänger.

Der Eintrag der im Klärschlamm enthaltenen Stoffe in den Boden wird ähnlich zur direkten landwirtschaftlichen Verwertung wie folgt berechnet.

Zuerst wird die verwertete Klärschlammmenge in der Einheit kg TM berechnet. Hierzu wird der Klärschlammfall von der Volumeneinheit m^3 anhand der für Nassschlamm angenommenen Dichte von 1.000 kg pro m^3 [195] in die Gewichtseinheit kg umgerechnet. Um nur die Klärschlammmenge, die in der Vererdung behandelt und anschließend landwirtschaftlich verwertet wurde, zu erhalten, wird anhand der Entsorgungsdaten (siehe Kapitel 4.1) der Anteil VE dieses Verwertungspfades mit der Klärschlammmenge multipliziert. Da die Messwerte sich auf die Trockenmasse beziehen [42], wird die Klärschlammmenge anschließend mit dem Trockensubstanzanteil TS multipliziert.

$$\begin{aligned}
 \text{Klärschlammmenge [kg TM]} &= \text{Klärschlammvolumen [m}^3] \times 1000 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \\
 &\quad \times VE \times TS
 \end{aligned} \tag{4.15}$$

Die Berechnung der Menge der Stoffe, die über den vererdeten Klärschlamm in den

Boden eingetragen werden, erfolgt ebenfalls analog zur direkten landwirtschaftlichen Verwertung anhand der Gleichungen 4.11 und 4.12.

Da die Vererdung und die landwirtschaftliche Ausbringung getrennte Prozesse sind, verfügen sie über separate Sachbilanzen, die in den Tabellen 4.21 und 4.22 dargestellt sind.

Die Sachbilanz der Vererdung enthält auf der Input-Seite das selbst erstellte Material *sewage sludge wet*, das auf der Output-Seite durch das Material *biowaste* [54] repräsentiert wird.

Tabelle 4.21: Sachbilanz der Klärschlammvererdung [53, 54]

Input		Output	
<i>sewage sludge wet</i>	t	<i>biowaste</i>	kg

Die Sachbilanz der landwirtschaftlichen Ausbringung enthält auf der Input-Seite das Material *compost* [54], das den vererdeten Klärschlamm repräsentiert. Auf der Output-Seite stehen die im Klärschlamm entalteten Stoffe Fe, As, Pb, Cd, Cr, Cr VI, Cu, Ni, Hg, TI, Zn, AOX sowie PCDD/F und dl-PCB [42]. Sie werden anhand der entsprechenden ecoinvent Materialien [54] repräsentiert. Für den gemessenen P- bzw. P_2O_5 -Wert [42] wird das selbst angelegte Material *P₂O₅ fertiliser* verwendet.

Tabelle 4.22: Sachbilanz der landwirtschaftlichen Ausbringung von vererdetem Klärschlamm [53, 54]

Input		Output	
<i>compost</i>	kg	<i>Iron [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Arsenic [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Lead [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Cadmium [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Chromium [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Chromium VI [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Copper [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Nickel [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Mercury [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Thallium [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Zinc [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>AOX, Adsorbable Organic Halogen as Cl [water/unspecified]</i>	kg
		<i>Dioxins, measured as 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>P₂O₅ fertiliser</i>	kg

Bei der Vererdung werden unter aeroben Bedingungen organische Bestandteile des Klärschlammes durch die Stoffwechselprozesse von Mikroorganismen mineralisiert [228]. Aufgrund der Ähnlichkeiten des Verfahrens zur Kompostierung [209, S. 185 f.]

wird der Prozess im Hintergrundmodell durch den Datensatz einer Kompostierungsanlage [54], an dem die folgenden Anpassungen vorgenommen werden, repräsentiert. Da der Energieaufwand sich auf die Pumpen zur Beschickung des Beckens und zur Filtratwasserrückführung beschränkt [228], wird dieser, im Vergleich zur Kompostierung, als vernachlässigbar angesehen. Weiterhin wird die Kompostierungsanlage auf der Input-Seite, durch das Material *extrusion plastic film* [54], das die abdichtende Folie des Vererdungsbeckens repräsentiert, ersetzt. Es wird von einem Flächenbedarf, und damit Folienbedarf, von 1 m² pro m³ Nassschlamm [228] ausgegangen. Das Gewicht der Folie wird auf 0,5 kg pro m² geschätzt. Da in der Vererdung ausschließlich Klärschlamm behandelt wird, wird auf der Output-Seite das Material *municipal solid waste* entfernt. Emissionen in die Luft werden unverändert übernommen. Ebenso der Anfall von Abwasser. Da es sich bei der Vererdung, analog zur Kompostierung, nicht um die abschließende Klärschlammverwertung handelt, wird ebenfalls ein *Unit*-Prozess eingesetzt. Da bei der Vererdung eine Mengenreduzierung von ca. 90 % [228] erreicht wird, wird die Menge des vererdeten Klärschlammes (*compost*) auf 0,1 kg pro kg *biowaste* angepasst.

Für die Herstellung des substituierten P₂O₅-Düngemittels wird, analog zur direkten landwirtschaftlichen Verwertung, eine Gutschrift durch einen Prozess des Hintergrundmodells [54] vorgenommen.

Die Prozesse des Hintergrundmodells sind Tabelle 4.23 zu entnehmen.

Tabelle 4.23: Der Vererdung vor-/nachgelagerte Prozesse [54]

Prozessname	Geografischer Rahmen
<i>treatment of biowaste, industrial composting</i> (abgewandelt)	Schweiz
<i>market for inorganic phosphorus fertiliser, as P2O5</i>	Deutschland

Die bodenbezogene Ausbringung des vererdeten Klärschlammes wird durch das Verlassen der Stoffe der Sachbilanz über Output-Place P6(2) realisiert. Eine Ausnahme bildet das Material *P₂O₅ fertiliser*, für das eine Gutschrift durch einen nachfolgenden Prozess modelliert wird. Das vollständige Modell der Vererdung und anschließenden landwirtschaftlichen Ausbringung des Klärschlammes ist in Abbildung 4.10 dargestellt.

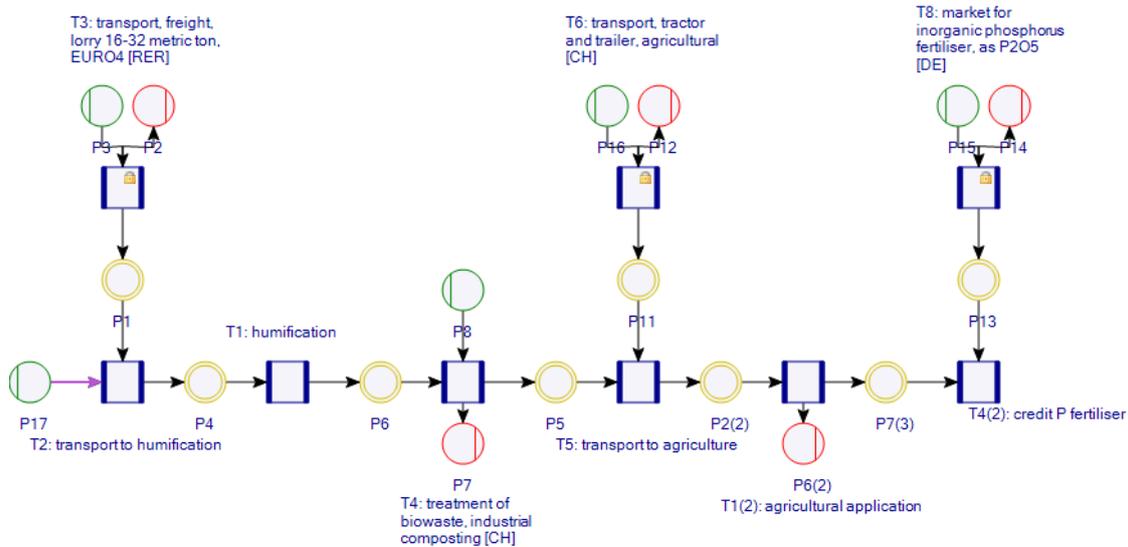


Abbildung 4.10: Modell der Prozesse der Klärschlammvererdung [53, 54]

Klärschlammverwertung durch Monoverbrennung

Neben der Kompostierung und Vererdung von Klärschlamm, existieren auch thermische Verfahren, wie die Klärschlammmonoverbrennung. Drei der Kläranlagen auf der deutschen Seite der Zielregion haben im Jahr 2016 anfallenden Klärschlamm in einer Monoverbrennungsanlage verwertet [42]. Als Standort der Anlage wurde Oberbayern angegeben [42]. Von den thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Oberbayern befinden sich lediglich an den Standorten Gut Goßlappen und Altstadt Klärschlammverbrennungsanlagen [229]. Da sich die Zielregion nicht im Einzugsgebiet der Klärschlammverbrennungsanlage Gut Großlappen befindet [230], wird von einer Verwertung am Standort Altstadt ausgegangen. Hierbei handelt es sich um eine Klärschlammverbrennungsanlage bestehend aus zwei Öfen mit Rostfeuerung [165] mit einer Kapazität von jährlich 55.000 t Klärschlamm TM [231]. Die Klärschlammverbrennung erfolgt autark ohne Zugabe von Hilfsbrennstoffen. Die Wärmezufuhr zur vorgeschalteten Klärschlamm-trocknung erfolgt durch Abhitze-kessel, die durch die Rauchgase erhitzt werden. [232]

Daher wird in der Sachbilanz des Verbrennungsprozesses kein Input thermischer Energie berücksichtigt. Der Bedarf an elektrischer Energie wird anhand des jährlichen Stromverbrauchs in Höhe von 6 GWh [233] und der Kapazität (siehe oben) berechnet und ergibt somit 109 kWh pro t TM. Das durch die Verbrennung reduzierte Volumen des Klärschlammes wird aus dem anorganischen Anteil, der als Asche zurückbleibt, berechnet [77, S. 245]. Dazu werden der Anteil an organischer Substanz, der anhand des Glühverlusts bestimmt wird [77, S. 220], und die Menge an Klärschlamm als Trockenmasse [77, S. 245] herangezogen (siehe Gleichung 4.16).

$$Aschemenge [t] = Klärschlammmenge [t TM] \times (1 - Glühverlust) \quad (4.16)$$

Bei der Verbrennung entsteht eine phosphathaltige Rostasche, die als Düngemittel in der Landwirtschaft eingesetzt wird. Sie macht ca. 95 % der anfallenden Aschemenge aus. Der Phosphatgehalt (P_2O_5) der Asche beträgt ca. 19 %. [234]

Der substituierte Dünger wird im Modell durch das Material *inorganic phosphorus*

fertiliser (P2O5) [54] repräsentiert. Eine t Rostasche substituiert demnach 0,19 t des Düngemittels.

Der Eintrag von Schadstoffen, die nach der Verbrennung noch in der Asche enthalten sind, in den Boden wird anhand der Ascheanalysen [163] berechnet. Hierzu wird aus den Messwerten der Schadstoffe Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg) und Zink (Zn) aus vier Analysen im Jahr 2016 [163] der Mittelwert gebildet und anhand der Aschemenge (siehe Gleichung 4.16) in absolute Werte umgerechnet, wie in Gleichung 4.17 am Beispiel Arsen verdeutlicht ist.

$$As \text{ [kg]} = As \left[\frac{\text{mg}}{\text{kg TM}} \right] \times Aschemenge \text{ [t]} \times 0,95 \times TS_{Asche} \times e - 3 \quad (4.17)$$

Da die Angaben der Schadstoffgehalte sich auf die Trockenmasse der Asche beziehen [163], wird die Aschemenge mit dem durchschnittlichen Trockensubstanzanteil TS_{Asche} aus den Ascheanalysen multipliziert. Der Faktor $e - 3$ setzt sich aus der Umrechnung von t in kg ($e3$) und mg in kg ($e - 6$) zusammen.

Bei der Behandlung von Brüden während der Klärschlamm-trocknung fällt außerdem eine Ammoniumsulfatlösung an, die als Düngemittel in der Landwirtschaft eingesetzt werden kann [234]. Im Jahr 2016 sind ca. 678 t Ammoniumsulfatlösung mit einer Konzentration von 40 % angefallen [164]. Ein kg Lösung ersetzt also 0,4 kg Ammoniumsulfat. Anhand der Kapazität (siehe oben) wird ein Anfall von 12 kg Ammoniumsulfatlösung pro t TM Klärschlamm berechnet.

Die Luftschadstoffe, die bei der Verbrennung emittiert werden, werden wie folgt bestimmt. Die klimarelevanten CO₂-Emissionen der Abfallverbrennung werden aus dem Anteil des Abfalls bestimmt, dessen Kohlenstoffverbindungen als fossil gelten [235]. Da der fossile Kohlenstoffanteil in Klärschlamm vom IPCC mit null beziffert wird [236], werden in der Sachbilanz keine CO₂-Emissionen berücksichtigt. Da Methanemissionen im regulären Betrieb von Abfallverbrennungsanlagen nicht oder nur in sehr geringem Maße anfallen [235], werden diese in der Sachbilanz ebenfalls nicht berücksichtigt. Für die Berechnung der Emissionen an Schwefeldioxid (SO₂), Chlorwasserstoff (HCl), Stickoxiden (NO_x), Staub, Kohlenstoff (C_{ges}), Kohlenmonoxid (CO), Quecksilber (Hg) und Ammoniak (NH₃) wird der Emissionsjahresbericht der Monoverbrennungsanlage aus dem Jahr 2019 herangezogen [165]. Die gemessenen Jahresmittelwerte dieses Berichts [165] werden für die Sachbilanz anhand von Gleichung 4.18 in absolute Werte umgerechnet.

$$\begin{aligned} \text{Schadstoffmenge [kg]} = \text{Schadstoffkonzentration} \left[\frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \right] \times \text{Abgasvolumen} \left[\frac{\text{m}^3}{\text{t TM}} \right] \times \\ \text{Klärschlammmenge [t TM]} \quad \times e - 6 \end{aligned} \quad (4.18)$$

In Gleichung 4.19 ist die Berechnung am Beispiel des SO₂-Werts dargestellt. Hierzu wird das Abgasvolumen der Klärschlammverbrennungsanlage mit 8.000 m³ pro t TM [235] angenommen. Die Klärschlammmenge wird den Daten der jeweiligen Kläranlage [42] entnommen. Der Faktor $e - 6$ dient zur Umrechnung von mg in

kg.

$$SO_2 \text{ [kg]} = SO_2 \left[\frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \right] \times 8000 \frac{\text{m}^3}{\text{t TM}} \times \text{Klärschlammmenge [t TM]} \times e - 6 \quad (4.19)$$

Da für N_2O kein gemessener Wert vorliegt, werden die Emissionen mithilfe der vom IPCC empfohlenen Methode anhand von Gleichung 4.20 berechnet [237].

$$N_2O \text{ [kg]} = \text{Klärschlammmenge [t TM]} \times EF \left[\frac{\text{g } N_2O}{\text{t TM}} \right] \times e - 3 \quad (4.20)$$

Die Klärschlammmenge wird den Daten der jeweiligen Kläranlage [42] entnommen. Der Emissionsfaktor EF geht mit 990 g N_2O pro t TM [238] (zitiert nach [237]) in die Berechnung ein. Der Faktor $e - 3$ dient zur Umrechnung von g in kg. Die Sachbilanz der Klärschlammmonoverbrennung ist in Tabelle 4.24 dargestellt.

Tabelle 4.24: Sachbilanz der Klärschlammmonoverbrennung [53, 54]

Input		Output	
<i>sewage sludge dry matter</i>	t	<i>sewage sludge ash</i>	t
<i>electricity, medium voltage</i>	kWh	<i>cyclone ash</i>	t
		<i>ammonium sulfate liquid</i>	kg
		<i>Sulfur dioxide [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Nitrogen oxides [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Carbon monoxide, non-fossil [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Hydrogen chloride [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Mercury [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Ammonia [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Dinitrogen monoxide [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Organic carbon [air/urban air close to ground]</i>	kg
		<i>Particulates, < 2.5 μm [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Particulates, > 2.5 μm, and < 10 μm [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Arsenic [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Lead [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Cadmium [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Chromium [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Copper [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Nickel [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Mercury [soil/agricultural]</i>	kg
		<i>Zinc [soil/agricultural]</i>	kg

In der Praxis wird der entwässerte Klärschlamm über die vorgeschaltete Trocknung der Verbrennung zugeführt [232]. Auf der Input-Seite der Sachbilanz wird jedoch das selbst angelegte Material *sewage sludge dry matter* verwendet, das die Trockenmasse des Klärschlammes darstellt. Es dient dazu, dass alle im Prozess eingesetzten Parameter in Relation zur Einheit t TM berechnet werden können (siehe Gleichungen 4.18, 4.19, 4.20). Zu diesem Zweck wird im Modell ein Prozess, der die Umrechnung von entwässertem Klärschlamm in Trockenmasse durchführt, vor dem Prozess der Monoverbrennung eingefügt (siehe Abbildung 4.11).

Die anfallende Ammoniumsulfatlösung wird durch das selbst erstellte Material *ammonium sulfate liquid* dargestellt. Da die Lösung in der Landwirtschaft eingesetzt

wird [234] und dadurch konventionelle Düngemittel ersetzt, wird im Modell eine Gutschrift vorgenommen (siehe Abbildung 4.11). Die substituierte Menge an Ammoniumsulfat wird im Prozess mit einem negativen Vorzeichen eingetragen. Der Bezug des Ammoniumsulfats wird durch einen Prozess [54] des Hintergrundmodells modelliert. Durch das negative Vorzeichen wird dieser jedoch nicht als Belastung, sondern als Gutschrift gewertet.

Schadstoffe in Luft und Boden werden auf der Output-Seite durch die entsprechenden Materialien der ecoinvent Datenbank [54] repräsentiert. Beim Feinstaub wird von einer Korngröße von $< 10 \mu\text{m}$ ausgegangen, wovon wiederum 80 % eine Korngröße $< 2,5 \mu\text{m}$ aufweisen [239].

Die bei der Verbrennung entstehende Asche teilt sich in die Zyklonasche der Rauchgasreinigung (5 % Anteil) und die phosphorhaltige Rostasche (95 % Anteil). Die Zyklonasche des Verbrennungsprozesses wird untertage deponiert. [234]

Die nächstgelegene untertägige Ablagerungsstätte in Deutschland befindet sich in Haigerloch in Baden-Württemberg [209, S. 412]. Zu den Abfallarten, die als Versatz im Bergwerk in Haigerloch-Stetten verwertet werden können, zählen unter anderem Filterstäube [240]. Die Verwertung der Zyklonasche wird im Hintergrundmodell durch einen entsprechenden Prozess aus der Datenbank [54] repräsentiert.

Die phosphorhaltige Rostasche wird in der Landwirtschaft eingesetzt und ersetzt somit konventionelle Düngemittel [234]. Dafür erfolgt, analog zum Vorgehen bei Ammoniumsulfat, ebenfalls eine Gutschrift anhand eines Prozesses [54] des Hintergrundmodells (siehe Abbildung 4.11).

Die Prozesse des Hintergrundmodells sind Tabelle 4.25 zu entnehmen.

Tabelle 4.25: Der Monoverbrennung vor-/nachgelagerte Prozesse [54]

Prozessname	Geografischer Rahmen
<i>market for electricity, medium voltage</i>	Deutschland
<i>market for ammonium sulfate</i>	Europa
<i>treatment of hazardous waste, underground deposit</i>	Deutschland
<i>market for inorganic phosphorus fertiliser, as P2O5</i>	Deutschland

Die Materialien *sewage sludge ash*, *cyclone ash* und *ammonium sulfate liquid* werden durch nachfolgende Prozesse weiterverarbeitet. Der Eintrag von Schadstoffen in die Luft bei der Verbrennung und in den Boden bei der Ausbringung der Rostasche wird durch das Verlassen der entsprechenden Materialien durch Output-Place P 5 im Modell dargestellt. In Abbildung 4.11 ist das gesamte Modell der Klärschlammverwertung durch Monoverbrennung zu sehen.

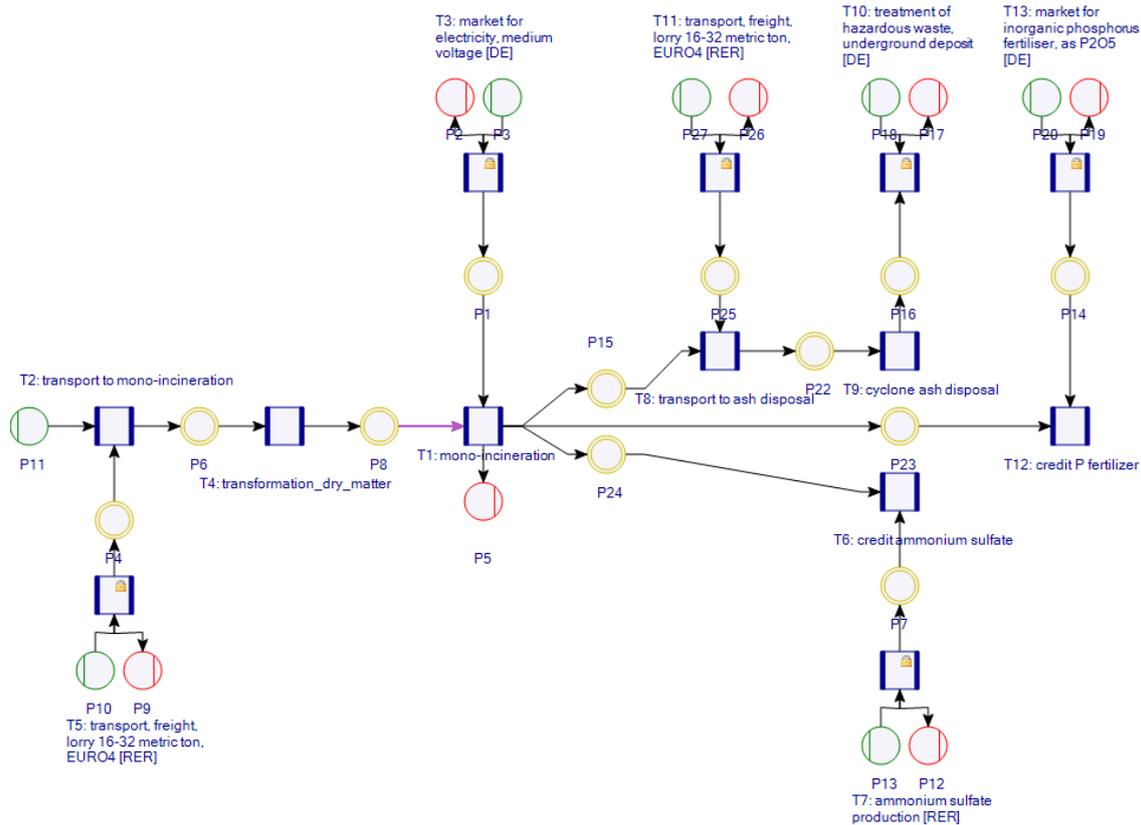


Abbildung 4.11: Modell der Prozesse der Klärschlammverwertung durch Monoverbrennung [53, 54]

Klärschlammverwertung durch Mitverbrennung

Einige der Kläranlagen auf der deutschen Seite der Zielregion haben in 2016 Klärschlamm zur Mitverbrennung an ein Kohlekraftwerk in Sachsen gegeben [42]. Es wird von einer Verwertung im Braunkohlekraftwerk Lippendorf am Standort Böhlen ausgegangen [241]. Das Kraftwerk benötigt jährlich ca. 12.410.000 t Braunkohle [242] und verbrennt dabei 310.000 t Klärschlamm [241]. Entwässerung und Transport des Klärschlammes erfolgen wie oben beschrieben. Die im Jahr 2016 durch das Kraftwerk freigesetzten Luftschadstoffe, Schwefeloxide, Stickoxide, CO₂, CO, N₂O, Feinstaub, anorganische Chlorverbindungen (als HCl), anorganische Fluorverbindungen (als HF) und Hg, Cu, Ni, As inkl. Verbindungen, sowie die anfallende Abfallmenge werden dem Portal des Umweltbundesamtes [243] entnommen. Um den Anteil der einzelnen Kläranlagen an den Umweltauswirkungen des Kraftwerks zu berechnen, werden Emissionen und Abfälle anhand des Gesamt-Inputs aus Braunkohle und Klärschlamm auf einen Input von einer Tonne heruntergerechnet und anschließend anhand der jeweiligen Klärschlammmenge, die im Rahmen der Datenerfassung (Kapitel 4.1) eruiert wurde, auf die einzelnen Kläranlagen skaliert. In Gleichung 4.21 wird das Vorgehen am Beispiel der CO-Emissionen demonstriert.

$$CO \text{ [kg]} = \frac{CO\text{-Emissionen } 2016 \text{ [kg]}}{12720000 \text{ [t]}} \times \text{Klärschlammmenge [t]} \quad (4.21)$$

Die gesamten CO-Emissionen des Kraftwerks im Jahr 2016 werden durch den Gesamt-Input von 12.720.000 t geteilt und anschließend mit der jeweiligen Klärschlammmenge (entwässert) der einzelnen Kläranlage multipliziert. Analog wird der Wert für die

Sachbilanzierung aller angegebenen Emissionen und Abfälle berechnet. Da der fossile Kohlenstoffanteil in Klärschlamm vom IPCC mit null beziffert wird [236], werden die nicht-biogenen CO₂-Emissionen des Kraftwerks nicht in der Sachbilanz berücksichtigt. Die angegebenen Schwefeloxide werden in der Sachbilanz durch SO₂, die Stickoxide durch NO_x repräsentiert. Die bei der Verbrennung anfallende Asche wird durch ein entsprechendes ecoinvent Material [54] repräsentiert. Die Substitution des Brennstoffs Braunkohle durch Klärschlamm wird durch eine Gutschrift dargestellt. Weiterhin steht auf der Input-Seite das Kraftwerk selbst. Die Anzahl dieses Inputs errechnet sich aus dem Anteil der jeweiligen Klärschlammmenge am Gesamt-Input. Die vollständige Sachbilanz kann Tabelle 4.26 entnommen werden.

Tabelle 4.26: Sachbilanz der Klärschlammmitverbrennung im Kohlekraftwerk [53, 54]

Input		Output	
<i>sewage sludge dewatered</i>	t	<i>Carbon dioxide, non fossil [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
<i>lignite power plant</i>	Stück	<i>Sulfur dioxide [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
<i>lignite</i>	t	<i>Nitrogen oxides [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Carbon monoxide, non-fossil [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Dinitrogen monoxide [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Particulates, > 2.5 μm, and < 10 μm [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Hydrogen chloride [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Hydrogen fluoride [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Mercury [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Copper [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Nickel [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>Arsenic [air/non-urban air or from high stacks]</i>	kg
		<i>lignite ash</i>	t

Aufgrund ihres geringen Anteils an der gesamten Abfallmenge (0,016 %) [243], wird die Behandlung der gefährlichen Abfälle im Rahmen der Ökobilanz nicht berücksichtigt. Den mengenmäßig höchsten Anteil am Abfallaufkommen eines Kraftwerks haben Aschen und Schlacken, deren Verwertung bislang größtenteils als Verfüllmaterial in überfüllten Abbaustätten erfolgte [244] (zitiert nach [245]). Daher wird dieser

Verwertungsweg im Modell durch einen entsprechenden ecoinvent Prozess [54] repräsentiert. Da sich in der direkten Umgebung des Kraftwerks Lippendorf (ehemalige) Abbauflächen befinden [225], wird für die Asche von einer Transportdistanz von 15 km ausgegangen.

Die Gutschrift für die durch Klärschlamm ersetzte Braunkohle wird erneut durch ein negatives Vorzeichen in der Sachbilanz und einen entsprechenden Zulieferprozess [54] im Hintergrundmodell realisiert. Für die Menge der ersetzten Braunkohle wird die Menge des auf einen Trockensubstanzanteil von 75 % getrockneten Klärschlammes mit einer Dichte von 1.500 kg pro m³ [195] herangezogen.

Die Prozesse des Hintergrundmodells sind Tabelle 4.27 zu entnehmen.

Tabelle 4.27: Der Mitverbrennung im Kohlekraftwerk vor-/nachgelagerte Prozesse [54]

Prozessname	Geografischer Rahmen
<i>treatment of lignite ash, opencast refill</i>	Deutschland
<i>market for lignite</i>	Europa

In Abbildung 4.12 ist das grafische Modell der Klärschlammverwertung durch Mitverbrennung im Braunkohlekraftwerk zu sehen.

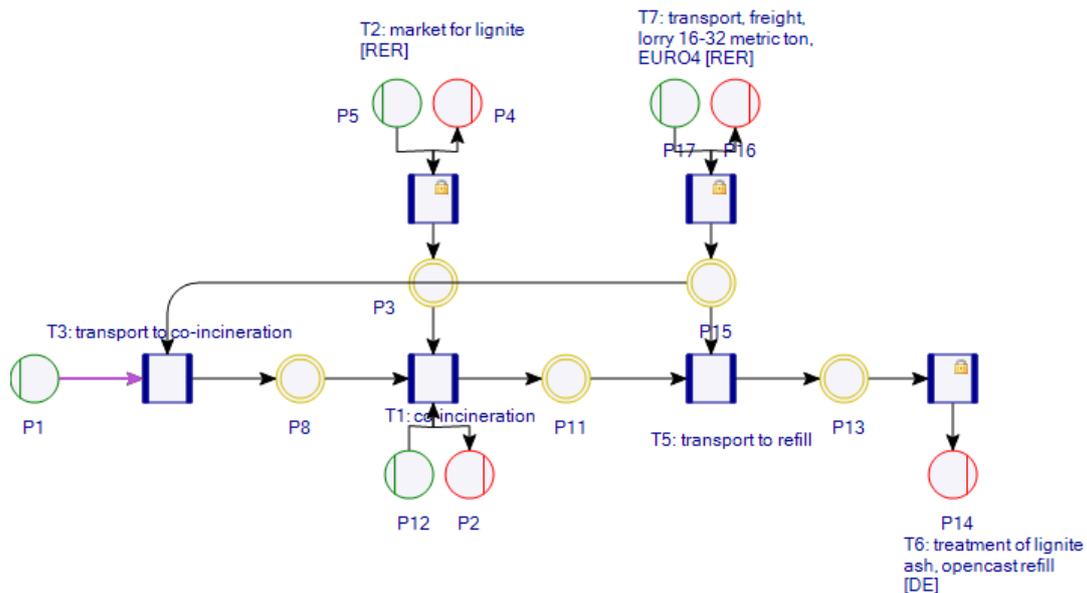


Abbildung 4.12: Modell der Prozesse der Klärschlammverwertung durch Mitverbrennung im Braunkohlekraftwerk [53, 54]

Klärschlammdeponierung

Im Jahr 2016 wurde Klärschlamm von tschechischen Kläranlagen auf einer Deponie am Standort Skalná entsorgt [42]. Entwässerung und Transport erfolgen wie oben beschrieben. Für den entwässerten Klärschlamm wird auf der Input-Seite das selbst erstellte Material *sewage sludge dewatered* herangezogen. Auf der Output-Seite wird er durch das ecoinvent Material *municipal solid waste* [54] repräsentiert. Die Sachbilanz des Prozesses kann Tabelle 4.28 entnommen werden.

Tabelle 4.28: Sachbilanz der Klärschlammdeponierung [53, 54]

Input		Output	
<i>sewage sludge dewatered</i>	t	<i>municipal solid waste</i>	kg

Für die Deponierung des Klärschlammes wird im Hintergrundmodell (siehe Tabelle 4.29) wieder der bereits für Rechen- und Sandfanggut eingesetzte ecoinvent Prozess [54] verwendet, da es sich laut Datenerfassung um dieselbe Deponie handelt [42].

Tabelle 4.29: Der Klärschlammdeponierung nachgelagerter Prozess [54]

Prozessname	Geografischer Rahmen
<i>treatment of municipal solid waste, sanitary landfill</i>	Schweiz

In Abbildung 4.13 ist das grafische Modell der Klärschlammdeponierung dargestellt.

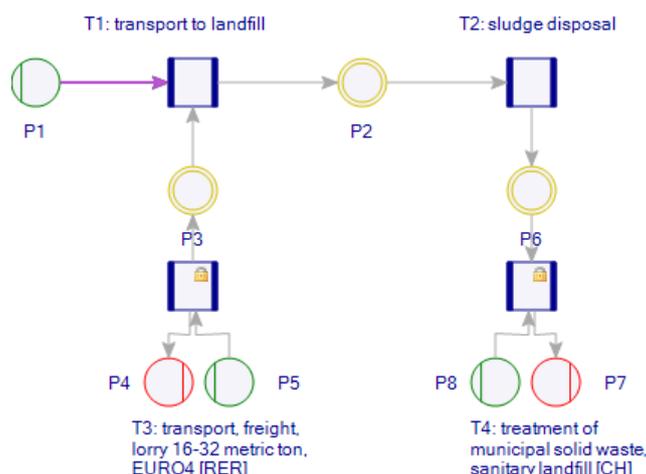


Abbildung 4.13: Modell der Prozesse der Klärschlammdeponierung [53, 54]

Umgang mit Fremdschlamm

Einige der Kläranlagen geben ihren Klärschlamm nicht direkt zur Verwertung, sondern liefern ihn an eine andere Kläranlage, von der aus die Verwertung erfolgt [42]. Für die aufnehmende Kläranlage wird im Rahmen dieser Arbeit der Begriff Fremdschlamm verwendet. Damit die Umweltauswirkungen, die aus der Verwertung des Fremdschlammes resultieren, nicht zu Lasten der aufnehmenden Kläranlage gehen, werden Klärschlammtransport und -behandlung anteilig der abgebenden Kläranlage zugerechnet und im Modell entsprechend bilanziert. Der modellierte Pfad der Verwertung bleibt dabei, mit Ausnahme des Transports, für beide Kläranlagen identisch. Lediglich die verwertete Klärschlammmenge unterscheidet sich. Der Klärschlammtransport zur aufnehmenden Kläranlage geht zu Lasten der abgebenden Kläranlage.

Für alle Kläranlagen auf der deutschen Seite der Zielregion liegen Probenprotokolle der Klärschlammuntersuchungen vor. Für die tschechischen Kläranlagen ist die

Entnahme der Klärschlammprobe erst erfolgt, als der Klärschlamm sich bereits am Standort der aufnehmenden Kläranlage befand. Es liegen daher Probenprotokolle der Klärschlammuntersuchungen der Kläranlagen Cheb, Mariánské Lázně und Aš vor, die den Klärschlamm der abgebenden Kläranlagen bereits inkludieren. [42] Daher werden in diesem Fall die vorliegenden Messwerte für die Modellierung der Klärschlammverwertung der jeweiligen abgebenden Kläranlagen übernommen.

4.2.4 Automatisierte Sachbilanzerstellung

Im folgenden Kapitel wird das Verfahren zur automatisierten Erstellung der Sachbilanzen aus den Daten der Kläranlagenprofile am Beispiel des Prozesses Abwasserbehandlung vorgestellt. Dieser Schritt basiert auf der in Kapitel 4.1.2 dargestellten Kläranlagendatenbank und ist ein weiterer Bestandteil des bereits publizierten Datenmanagementsystems [51].

Die Methoden und Formeln zur Errechnung der Sachbilanzeinträge des Prozesses sind analog zur vorliegenden Arbeit (siehe Kapitel 4.2.3). Sie bilden die Grundlage für die Automatisierung. Eine Ausnahme bilden die Sachbilanzeinträge Fällmittel und Heizenergieträger (Heizöl, Gas), für die in [51] ein vereinfachtes Verfahren herangezogen wird.

Im Folgenden wird die Entwicklung des Algorithmus, der auf die Werte in der Kläranlagendatenbank zugreift, diese ggf. umrechnet und in die Sachbilanz überträgt, beschrieben. Analog zum Verfahren in Kapitel 4.1.2 wird hierzu erneut die Programmiersprache Python (Version 3.10.5) eingesetzt.

Zur Vorbereitung der Sachbilanz wird erneut das Format des pandas DataFrame genutzt. Für jeden Prozess des Ökobilanzmodells wird ein DataFrame mit den Einträgen Material, Materialtyp und Einheit eines jeden Inputs und Outputs erstellt. Für die Quantität des Materials wird zu Beginn der Wert 0.0 (Anzahl der Nachkommastellen entsprechend Datentyp) eingetragen. Code-Beispiel 4.4 veranschaulicht einen Ausschnitt der Sachbilanz des Prozesses Abwasserbehandlung im Format eines DataFrames. Die Materialien im untenstehenden Beispiel (Code-Beispiel 4.4, Tabelle 4.30) stammen, mit Ausnahme der selbst generierten Materialien *wastewater influent* und *sewage sludge wet*, aus der Datenbank ecoinvent [54].

```

import pandas as pd

wastewater_treatment_df = pd.DataFrame(
{
    "mat_in": [
        "wastewater influent",
        "electricity, medium voltage",
        "sodium aluminat, powder"
    ],
    "type_in": [
        "Bad",
        "Good",
        "Good"
    ],
    "quan_in": [
        0.0,
        0.0,
        0.0
    ],
    "unit_in": [
        "m3",
        "kWh",
        "kg"
    ],
    "mat_out": [
        "BOD5,
        Biological Oxygen Demand
        [water/surface water]",
        "COD,
        Chemical Oxygen Demand
        [water/surface water]",
        "sewage sludge wet"
    ],
    "type_out": [
        "Bad",
        "Bad",
        "Bad"
    ],
    "quan_out": [
        0.0,
        0.0,
        0.0
    ],
    "unit_out": [
        "kg",
        "kg",
        "m3"
    ]
}
)

```

Code-Beispiel 4.4: Beispiel für die Sachbilanz des Prozesses Abwasserbehandlung im Format eines Dataframes [51]

Zur Verbesserung der Übersichtlichkeit können DataFrames auch als Tabellen dargestellt werden (siehe Tabelle 4.30).

Tabelle 4.30: Tabellarische Darstellung des DataFrame aus Code-Beispiel 4.4 [51]

	mat_ in	type_ in	quan_ in	unit_ in	mat_ out	type_ out	quan_ out	unit_ out
0	wastewater influent	Bad	0.0	m ³	BOD5, Biological Oxygen Demand [water/ surface water]	Bad	0.0	kg
1	electricity, medium voltage	Good	0.0	kWh	COD, Chemical Oxygen Demand [water/ surface water]	Bad	0.0	kg
2	sodium alumina- te, powder	Good	0.0	kg	sewage sludge wet	Bad	0.0	m ³

Um den Prozess des Ökobilanzmodells zu spezifizieren, müssen die jeweiligen DataFrames mithilfe der Kläranlagendatenbank anhand der korrekten Koeffizienten vervollständigt werden. Die Einträge *quan_in* und *quan_out* im DataFrame, in denen zuvor noch 0.0 stand, werden also überschrieben. An diesem Punkt werden die in Kapitel 4.2.3 erarbeiteten Parameter und Formeln in Programmcode übersetzt.

Als erstes wird die Kläranlagendatenbank von der Festplatte geladen und einer Variable (*wwtp_data*) zugerodnet, wie im folgenden Code-Beispiel 4.5 zu sehen ist.

```
import json

with open("database.json","r") as main:
    wwtp_data = json.load(main)
```

Code-Beispiel 4.5: Laden der Kläranlagendatenbank in die Variable *wwtp_data* [51]

Die *key-value*-Struktur der Kläranlagendatenbank (siehe auch Kapitel 4.1.2) ermöglicht den Zugriff auf die Daten, indem der entsprechende *key* angesprochen wird. In Code-Beispiel 4.6 wird demonstriert wie auf den Wert des Abwasservolumens zugegriffen wird.

```
wwtp_data["influent"]["wastewater_influent"]
```

Code-Beispiel 4.6: Ansprechen der Werte der Kläranlagendatenbank anhand ihrer *keys* [51]

Als nächstes muss der Wert des Abwasservolumens der korrekten Stelle des DataFrames zugewiesen werden, um die Quantität des entsprechenden Inputs zu spezifizieren. An die Stelle der Quantität von 0.0 wird nun das korrekte Abwasservolumen geschrieben.

```
import pandas as pd

wastewater_treatment_df.at[0, "quan_in"] =
wwtp_data["influent"]["wastewater_influent"]
```

Code-Beispiel 4.7: Zuordnen der Werte der Kläranlagendatenbank zu DataFrame [51]

Code-Beispiel 4.7 demonstriert wie der Wert des Abwasservolumens der Spalte für die Quantität des Inputs zugewiesen wird. Der DataFrame wird anhand seines Namens *wastewater_treatment_df* aufgerufen. Die Methode *.at* adressiert die korrekte Position im DataFrame, indem die Zeilennummer 0 und der Spaltenname *quan_in* angegeben werden.

Im Gegensatz zum Abwasservolumen, das direkt in die Sachbilanz übernommen werden kann, müssen manche Werte, wie beispielsweise Abwassermesswerte, erst umgerechnet werden. Diese Umrechnung kann innerhalb des Programmcodes erfolgen. Code-Beispiel 4.8 zeigt die Implementierung von Gleichung 4.1 (siehe Kapitel 4.2.3) und die Zuweisung des Werts zur korrekten Position im DataFrame. Der gemessene BSB₅-Wert im Kläranlagenablauf wird zuerst in einen absoluten Wert in der Einheit kg umgerechnet und anschließend in die Zeile 0 der Spalte *quan_out* des DataFrame geschrieben.

```
import pandas as pd

wastewater_treatment_df.at[0, "quan_out"] =
wwtp_data["effluent"]["BOD"] *
(wwtp_data["influent"]["wastewater_influent"] -
wwtp_data["sludge"]["sludge"]["volume"]) *
10**(-3)
```

Code-Beispiel 4.8: Implementierung von Gleichung 4.1 und Zuordnen des Werts zu DataFrame [51]

Bedingte Anweisungen (*if statements*) im Programmcode ermöglichen Datenlücken zu erkennen und berechnete Werte an die entsprechenden Stellen zu setzen. Im folgenden Code-Beispiel 4.9 wird anhand eines *if statements* geprüft, ob ein Wert in der Kläranlagendatenbank vorhanden ist, und im Fall einer Datenlücke der Wert berechnet. Wenn der Datenbankeintrag für die Menge an Rechengut leer ist (*null/None*), wird anhand der Belastung der Kläranlage (*load*) und des Faktors 1,4 kg pro EW und Jahr [197] der Rechengutanfall rechnerisch bestimmt und der Variable *s* zugewiesen. Enthält der Datenbankeintrag für die Menge an Rechengut einen Wert, wird dieser Wert der Variable *s* zugewiesen.

```

if wwtp_data["sludge"]["screenings"] == None:
    s = wwtp_data["influent"]["load"] * 1.4 * 10**(-3)
else:
    s = wwtp_data["sludge"]["screenings"]

```

Code-Beispiel 4.9: Prüfen des Werts für Rechengutanfall und ggf. Berechnung des Werts [51]

In Abbildung 4.14 ist grafisch verdeutlicht wie der Code auf die Kläranlagendatenbank zugreift und deren Werte in den DataFrame mit der Sachbilanz des Prozesses Abwasserbehandlung schreibt.

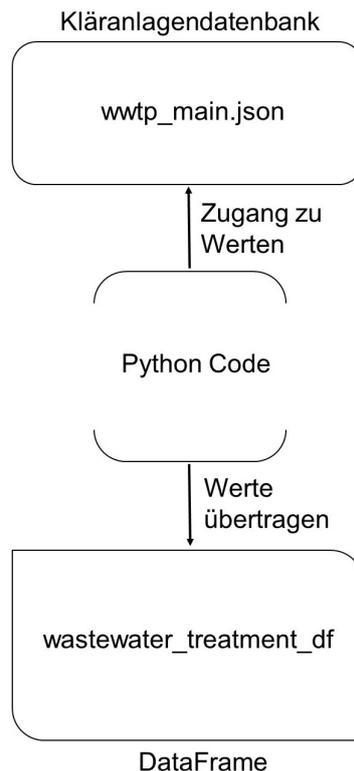


Abbildung 4.14: Der Code greift auf die Kläranlagendatenbank zu und schreibt die Werte in den DataFrame nach [51]

Das Vorgehen, das hier am Beispiel des Prozesses Abwasserbehandlung dargestellt ist, erfolgt analog für sämtliche Prozesse, die in Kapitel 4.2.3 beschrieben sind.

Die automatisierte Berechnung der Transportdistanzen, beispielsweise zur Klärschlammverwertung, erfolgt ebenfalls mithilfe von Programmcode. Hierfür wird die Python Bibliothek OSMnx [246] herangezogen, um Straßennetze der Zielregion herunterzuladen. Hierdurch können Fahrten zwischen den Kläranlagen und zu Verwertungsstätten berechnet und visualisiert werden. Aus diesem Grund ist der Standort in jedem Kläranlagenprofil enthalten (siehe Code-Beispiel 4.2). Die zu fahrende Distanz in km wird mit der transportierten Menge in t multipliziert, um einen Sachbilanzeintrag in der Einheit Tonnenkilometer zu erhalten.

Da die Ökobilanz für jede der 42 Kläranlagen in der Datenbank durchgeführt wird, müssen ebenfalls 42 Sachbilanzen erstellt werden. Hierzu werden im Programmcode

de Schleifen (*for loops*) genutzt. Sie ermöglichen die Sachbilanzen für alle Kläranlagenprofile iterativ zu erstellen. Mit jeder Iteration werden die entsprechenden Schritte des Python-Programms ausgeführt. Durch die Komponente der Automatisierung können die Sachbilanzen für 42 Ökobilanzmodelle in einem Schritt erstellt werden.

Wenn die Sachbilanzen aller Prozesse des Ökobilanzmodells als DataFrames vorliegen, kann der Transfer in das Ökobilanzmodell erfolgen. Das Vorgehen bei diesem Schritt ist von der eingesetzten Ökobilanz-Software abhängig, deren Anforderungen das Format der übertragenen Daten definieren. Im Rahmen dieser Arbeit wird die Software Umberto genutzt, die eine Excel-Tabelle als Vorlage bereitstellt. Diese Tabelle kann für jeden Prozess in das Ökobilanzmodell importiert werden. Um die DataFrames mit den Sachbilanzen in das entsprechende Excel-Format zu übertragen, wird die Python Bibliotheken OpenPyXL [247] eingesetzt. Sie ermöglicht den Transfer der Werte aus den einzelnen Spalten des DataFrame in die Excel-Tabelle.

In Anhang 8.5 befinden sich eine Beschreibung der Entwicklungsumgebung und ein Link zum Herunterladen des Quell-Codes zur Erstellung der Sachbilanz des Prozesses Abwasserbehandlung. Der Link zu einer Demonstration der Funktionalität des Datenmanagementsystems [51] ist ebenfalls in Anhang 8.5 zu finden.

Wenn die Ökobilanzmodelle anhand der Sachbilanzdaten fertig spezifiziert sind, können die Ergebnisse berechnet und im Rahmen der nachfolgenden Wirkungsabschätzung ausgewertet werden.

4.2.5 Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung erfolgt ebenfalls mithilfe der Software Umberto und der Datenbank ecoinvent, weshalb hierfür die in diesem Rahmen verfügbaren Methoden in der jeweils verfügbaren Version herangezogen werden. Eine Auflistung der Versionen der im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Methoden zur Wirkungsabschätzung kann Anhang 8.3 entnommen werden.

Die Durchführung der Wirkungsabschätzung erfolgt anhand der Basis Wirkungskategorien der Methode CML [62].

CML wurde in den zum Stand der Forschung betrachteten Studien (siehe Kapitel 2.7.1) am häufigsten eingesetzt. Für die Ökobilanzierung von Abwassersystemen wird die Methodik daher als erprobt und die Indikatoren als geeignet die Umweltwirkungen darzustellen angesehen.

Die Bewertung anhand eines Midpoint-Ansatzes wird aufgrund der geringeren Modellierungsunsicherheit [47, S. 9] gewählt.

Zum Zeitpunkt der Auswertung der Ökobilanz im Rahmen dieser Arbeit liegen die CML-Charakterisierungsfaktoren in der Version 4.8 aus dem Jahr 2016 vor [64].

Zur Bewertung der Toxizität werden jedoch nicht die in CML enthaltenen Indikatoren verwendet, sondern die Methodik USEtox [65] eingesetzt.

Hierbei handelt es sich um ein Toxizitätsmodell mit Charakterisierungsfaktoren für Humangesundheit und Ökosystem. Aufgrund dieser Spezialisierung wird die Methode USEtox für den Aspekt der Toxizität als geeigneter angesehen. [65]

Weitere Erläuterungen zur Wirkungsabschätzung und den unterschiedlichen Methoden können Kapitel 3.3.3 entnommen werden.

Im Folgenden werden die einzelnen Wirkungskategorien der Methoden CML und USEtox erläutert.

Versauerung

Die Wirkungskategorie Versauerung adressiert neben dem Umweltproblem Versauerung von Gewässern und Böden auch die neuartigen Waldschäden, das sogenannte Waldsterben. Bei der Versauerung von Gewässern werden beispielsweise Süßwasserseen durch saure Niederschläge zu verdünnten Säuren, wodurch sich toxische Stoffe bilden, die, insbesondere in flachen Gewässern, zum Tod der meisten Lebewesen führen. Zum Beispiel Emissionen aus Industriegebieten sowie aus der Landwirtschaft tragen zur Versauerung bei. [52, S. 273]

Aufgrund der komplexen Symptome und der geringen Kenntniss der kausalen Beziehungen des Waldsterbens ist ein einfacher Umrechnungsfaktor nicht vorhanden. Der Beitrag der sauren Gase zum Waldsterben ist im Versauerungspotenzial mitenthalten. [52, S. 274]

Schadstoffe, die zur Versauerung beitragen, sind unter anderem SO_2 und NO_x . Die Methodik CML bestimmt den Beitrag zur Versauerung (*acidification potential* - AP) für säurebildende Emissionen in die Luft in der Einheit kg SO_2 -Äquivalent. [62, S. 81]

Klimaänderung

Als Klimawandel wird die durch menschliche Aktivitäten verursachte Erwärmung des Klimasystems definiert. Der Ausstoß von Treibhausgasen, der zu einem Anstieg des Strahlungsantriebs führt, ist der Hauptverursacher und der einzige klimatreibende Faktor, der derzeit in der Wirkungsabschätzung berücksichtigt wird. [47, S. 39]

Als Maß für die Wirksamkeit der Emissionen dient das *global warming potential* (GWP). Es gibt die Masse CO_2 an, die dieselbe Wirkung hat wie die Emission von 1 kg eines anderen klimawirksamen Gases. Aufgrund der verschiedenen troposphärischen Lebensdauern der Treibhausgase, muss ein Zeithorizont definiert werden. [52, S. 254]

Die Methodik CML gibt die Auswirkungen auf das Klima in der Einheit kg CO_2 -Äquivalent mit einem Zeithorizont von 100 Jahren an [64].

Verbrauch abiotischer Ressourcen

Die Methodik CML definiert abiotische Ressourcen als natürliche Ressourcen (einschließlich Energieträger), die als nicht lebendig betrachtet werden, wie beispielsweise Eisenerz, Rohöl und Windenergie. In der Version von 2002 stellt das *abiotic depletion potential* (ADP) auf Basis der Gesamtreserven und Fördermenge den Abbau von Mineralen und fossilen Brennstoffen in der Einheit kg Sb -Äquivalent dar. [62, S. 71 f.]

Für fossile Energieträger wurden in der aktuellen Version neue ADPs entwickelt, deren Berechnung auf den gesamten Energiereserven und dem gesamten jährlichen Abbau von fossilen Brennstoffen basiert. Sie werden in der Einheit MJ angegeben. Die Wirkungskategorie des abiotischen Ressourcenverbrauchs unterteilt sich seither in die beiden Unterkategorien Elemente ($\text{ADP}_{\text{Elemente}}$) und fossile Energien ($\text{ADP}_{\text{fossile Energie}}$). In der Kategorie Elemente sind beispielsweise fossile Rohstoffe

wie Phosphor, Silizium oder Natrium enthalten. Zu den fossilen Energien zählen beispielsweise Erdgas, Kohle und Rohöl. [64]

Eutrophierung

Als Eutrophierung wird eine Überdüngung bezeichnet. Sie wird also nicht von Schadstoffen, sondern vielmehr von Nährstoffen verursacht. Das Überangebot an Nährstoffen verursacht einen verstärkten Aufbau von Biomasse durch Photosynthese. In Gewässern verbraucht der Abbau abgestorbener Biomasse durch Bakterien Sauerstoff. Durch die Verringerung des Sauerstoffgehalts verändert sich das Artenspektrum des Gewässers. [52, S. 281]

Als Folge der Eutrophierung kann beispielsweise das Absterben von Seesternen, Seeigeln, Muscheln und Fischen auftreten [248].

Die wichtigsten Elemente, die zur Eutrophierung beitragen, sind Phosphor und Stickstoff [52, S. 282].

In der Methodik CML wird für jede eutrophierende Emission in Luft, Wasser und Boden das *eutrophication potential* (EP) in der Einheit kg PO₄-Äquivalent angegeben [62, S. 82].

Stratosphärischer Ozonabbau

Die stratosphärische Ozonschicht wurde durch Emissionen von Fluorchlorkohlenwasserstoff (FCKW) und anderen Halogenkohlenwasserstoffen in erheblichem Maße abgebaut. Hieraus resultiert eine erhöhte Durchdringung von UVB-Strahlung, die mit einer Reihe negativer Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Ökosystem in Verbindung gebracht wird. [47, S. 51]

Die Methodik CML misst die Wirkung von Emissionen in die Luft mit dem *ozone depletion potential* (ODP) in der Einheit kg FCKW-11-Äquivalent [62, S. 76].

Photochemische Oxidation

Bei der photochemischen Oxidation (auch photochemischer Smog, Sommersmog) entsteht Ozon in Bodennähe, was schädliche Auswirkungen auf Mensch und Umwelt haben kann. Außerdem entstehen weitere human- und ökotoxische Verbindungen, die ebenfalls der Gruppe der sogenannten Photooxidantien angehören. [52, S. 263 f.]

Photooxidantien können in der Troposphäre unter dem Einfluss von ultraviolettem Licht durch die photochemische Oxidation von flüchtigen organischen Verbindungen und CO bei Vorhandensein von NO_x gebildet werden. In der Methodik CML wird der Beitrag zur photochemischen Oxidation (*photochemical ozone creation potential* - POCP) von Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen oder CO in die Luft in der Einheit kg Ethen-Äquivalent angegeben. [62, S. 80 f.]

Landnutzung

Die Berechnung der Kategorie Landnutzung wird anhand der Methodik der Version von 2002 [62] durchgeführt.

Die Basis Charakterisierungsmethode enthält die Unterkategorie Wettbewerb um Land, die sich mit dem Verlust von Fläche als Ressource in dem Sinne, dass diese temporär nicht verfügbar ist, befasst. Der Charakterisierungsfaktor ist für alle Flächenarten gleich. Die Landnutzung wird anhand der Fläche über den Zeitraum in der Einheit m²a dargestellt. [62, S.73]

Human- und Ökotoxizität

Im Gegensatz zu den bisher behandelten Kategorien gibt es für toxizitätsbezogene Wirkungskategorien aus strikt wissenschaftlicher Sicht keinen Sammelindikator.

Toxische Verbindungen verfügen nicht über eine gemeinsame Eigenschaft, wie beispielsweise den P- oder N-Gehalt bei der Eutrophierung. [52, S. 290 f.]

Die Methodik USEtox bewertet daher die toxikologischen Auswirkungen eines in die Umwelt emittierten Stoffes, indem eine Ursache-Wirkungskette impliziert wird, die die Emission mit den Auswirkungen über die drei Stadien Umweltverhalten, Exposition und Wirkung verbindet. Als Charakterisierungsfaktor für die Humantoxizität wird die Einheit *comparative toxic units* (CTU_h) verwendet, die den geschätzten Anstieg der Krankheitsfälle in der Gesamtbevölkerung pro Masseneinheit der emittierten Chemikalie (Fälle pro kg) angibt. Für die aquatische Ökotoxizität wird der Charakterisierungsfaktor ebenfalls in der Einheit CTU_e angegeben und liefert eine Schätzung des potenziell betroffenen Anteils ("*potentially affected fraction* - PAF") von Arten, bezogen auf Zeit und Volumen pro Masseneinheit der emittierten Chemikalie ($PAF \text{ m}^3 \text{ d kg}^{-1}$). [65]

Um die Indikatoren der Methoden CML und USEtox zu definieren, die die bedeutenden Umweltauswirkungen der Abwasserbehandlung beziffern, erfolgt im nächsten Schritt die Auswahl der Einzelindikatoren.

Hierzu wird die Wirkungsabschätzung der Ökobilanzmodelle von zehn ausgewählten Kläranlagen, die im Folgenden näher beschrieben werden, durchgeführt. Es werden alle oben beschriebenen CML- und USEtox-Indikatoren herangezogen. Die Wirkungsabschätzung wird zwei Mal durchgeführt. Einmal dient die gesamte Jahresabwassermenge der jeweiligen Kläranlage als Referenzfluss, bei der zweiten Durchführung eine einheitliche Abwassermenge von 1.000 m^3 .

Wirkungsabschätzung anhand der Jahresabwassermenge

Um einen ersten Überblick über die Ausprägung der Umweltauswirkungen zu erhalten, wird zunächst die Wirkungsabschätzung der Ökobilanzmodelle von zehn repräsentativen Kläranlagen, die in Tabelle 4.31 dargestellt sind, durchgeführt.

Hierbei werden Kläranlagen aus beiden Ländern mit unterschiedlich hohen Abwassermengen, die die unterschiedlichen Klärschlammtransportpfade abdecken, gewählt. Einige Kläranlagen geben Klärschlamm in Form von Fremdschlamm zunächst an eine andere Kläranlage ab, was zu zusätzlichen Transporten führt. Daher gibt die Spalte Fremdschlamm an, an welche Kläranlage Klärschlamm zur Verwertung abgegeben wurde (siehe auch Kapitel 4.2.3). [42]

Tabelle 4.31: Ausgewählte, repräsentative Kläranlagen für erste Auswertung [42]

Nr.	Name	Jahresabwassermenge [m ³]	Klärschlamm-entsorgungspfad ¹	Fremdschlamm	Land
0	Skalná	220.871	De	Cheb	CZ
1	Hranice	194.029	De	Aš	CZ
2	Lázně Ky- nězvarť	167.765	La	Mariánské Lázně	CZ
18	Bärnau	243.346	Mo	-	DE
28	Waldsassen	1.018.788	Mi	-	DE
29	Tirschenreuth	1.486.428	La, Mo	-	DE
34	Erbendorf	785.370	Mi	-	DE
35	Kemnath	2.345.984	La, Ve, Ko	-	DE
37	Cheb	3.406.292	De	-	CZ
40	Mitterteich	1.379.405	La, Ko	-	DE

¹De: Deponierung, La: Landwirtschaft, Mo: Monoverbrennung, Mi: Mitverbrennung, Ve: Vererdung, Ko: Kompostierung und Rekultivierung

Die erste Wirkungsabschätzung erfolgt anhand aller oben beschriebenen CML- und USEtox-Indikatoren. Im ersten Schritt wird kein einheitlicher Referenzfluss festgelegt. Die gesamte Jahresabwassermenge dient der jeweiligen Kläranlage als Referenzfluss. Das bedeutet, dass die resultierenden Indikatoren, die Umweltauswirkungen des Betriebs der jeweiligen Kläranlage über den Zeitraum von einem Jahr darstellen. Zur Verbesserung der Übersichtlichkeit werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung mit den CML- und den USEtox-Indikatoren getrennt dargestellt.

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung mit den CML-Indikatoren sind in den Tabellen 4.32 und 4.33 und in Abbildung 4.15 dargestellt.

Tabelle 4.32: CML Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen (Teil 1)

Nr.	ODP [kg FCKW-11- Äq.]	GWP [kg CO ₂ -Äq.]	POCP [kg Ethen-Äq.]	EP [kg PO ₄ -Äq.]
0	0,010	220.908,342	30,568	3.231,251
1	0,007	144.047,896	15,825	3.246,571
2	-0,006	45.943,978	-13,486	1.911,092
18	0,003	83.828,376	2,630	2.751,141
28	0,038	629.363,315	291,170	-9.050,039
29	0,038	506.676,743	8,411	6.355,064
34	0,030	376.438,271	16,833	3.164,378
35	0,145	1.645.043,516	93,679	18.602,550
37	0,156	4.474.395,900	668,943	51.840,720
40	-0,009	761.816,806	14,875	7.304,678

Liste der Kläranlagen inkl. Name und Größe siehe Tabelle 4.31

Tabelle 4.33: CML Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen (Teil 2)

Nr.	ADP _{Elemente} [kg Sb-Äq.]	AP [kg SO ₂ -Äq.]	Landnutzung [m ² a]	ADP _{fossile Energie} [MJ]
0	0,611	152,891	46.318,692	882.997,334
1	0,271	76,283	31.364,712	565.255,346
2	-9,583	-578,600	18.317,533	-1.246.429,618
18	1,476	29,645	-1.643,678	257.442,582
28	9,901	8.396,239	5.000,830	-14.073.071,232
29	2,174	-229,177	-35.607,933	1.555.067,334
34	6,775	300,551	-20.807,007	-69.407,096
35	6,280	21.318,429	-119.209,866	-26.426,781
37	13,173	2.679,490	648.581,730	15.590.470,055
40	-8,543	491,044	60.836,551	-53.765,519

Liste der Kläranlagen inkl. Name und Größe siehe Tabelle 4.31

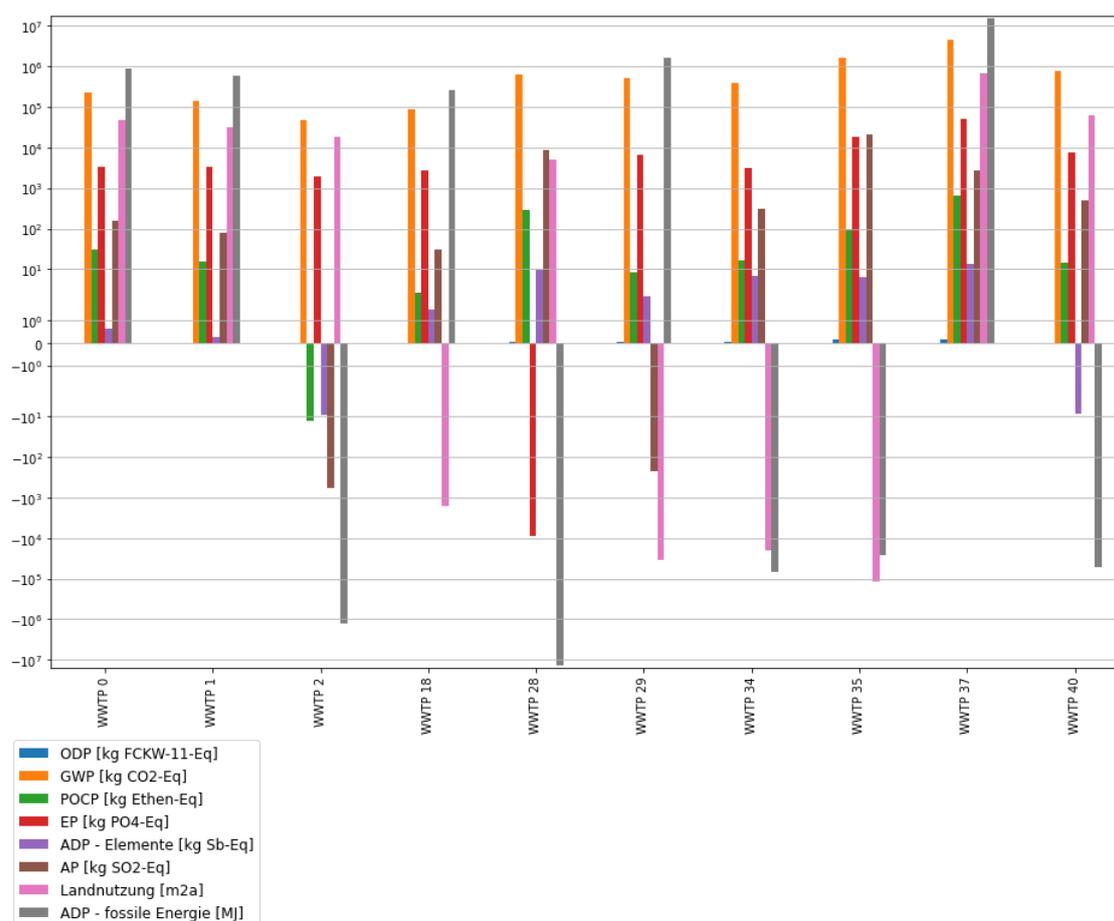


Abbildung 4.15: CML Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen (siehe auch Tabelle 4.31)

Bei der ersten Auswertung mit den CML-Indikatoren fallen vor allem die großen Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Kategorien auf. Beispielsweise sind der

Beitrag zum Klimawandel (GWP) und der Verbrauch abiotischer fossiler Energieträger ($ADP_{\text{fossile Energie}}$) bei allen Kläranlagen sehr ausgeprägt, während die Wirkung in den Kategorien stratosphärischer Ozonabbau (ODP) und Verbrauch abiotischer Elemente (ADP_{Elemente}) nur gering ausfällt. Außerdem existieren starke Schwankungen innerhalb der einzelnen Kategorien. Zum Beispiel in der Kategorie $ADP_{\text{fossile Energie}}$ beträgt der niedrigste (positive) Wert 257.442 MJ, während der höchste über 15 Mio. MJ beträgt ⁽¹⁾. Außerdem fällt auf, dass bei manchen Kläranlagen in einigen Kategorien negative Werte auftreten. Diese resultieren aus Gutschriften für vermiedene Umweltauswirkungen, beispielsweise bei der Verwertung von Klärschlamm als Düngemittel oder zur Energiegewinnung [42]. Die Gutschriften erfolgen bereits während der Modellerstellung und werden daher in Kapitel 4.2.3 erläutert. Hieraus resultiert auch der teilweise sehr hohe Abstand zwischen Minimum und Maximum innerhalb derselben Kategorie, wie er beim $ADP_{\text{fossile Energie}}$ zum Beispiel mit über 29 Mio. MJ besteht. Die Wirkungskategorien mit der höchsten Ausprägung sind $ADP_{\text{fossile Energie}}$, GWP und Landnutzung. Wobei zwischen diesen bereits große Abstände erkennbar sind. Am niedrigsten sind die Werte in den Kategorien ODP und ADP_{Elemente} . Hierbei muss jedoch festgehalten werden, dass jede Kategorie in ihrer eigenen Einheit gemessen wird und daher ein direkter Vergleich der Umweltwirkungen nur begrenzt möglich ist. In Tabelle 4.34 sind für jede Wirkungskategorie der niedrigste (Minimum) und der höchste Wert (Maximum) sowie die Differenz aus Maximum und Minimum (Spannweite) und der Mittelwert dargestellt. Um eine Unterscheidung zwischen tatsächlichen und vermiedenen Umweltauswirkungen zu ermöglichen, wird der kleinste positive Wert (positives Minimum) ebenfalls dargestellt.

Tabelle 4.34: Statistische Auswertung der CML-Wirkungskategorien

Wirkungskategorie	Minimum	Positives Minimum	Maximum	Spannweite	Mittelwert
ODP [kg FCKW-11-Äq.]	-0,009	0,003	0,156	0,165	0,041
GWP [kg CO ₂ -Äq.]	45.944	45.944	4.474.396	4.428.452	888.846
POCP [kg Ethen-Äq.]	-13,49	2,63	668,94	682,43	112,95
EP [kg PO ₄ -Äq.]	-9.050	1.911	51.841	60.891	8.936
ADP_{Elemente} [kg Sb-Äq.]	-9,58	0,27	13,17	22,76	2,25
AP [kg SO ₂ -Äq.]	-579	30	21.318	21.897	3.264
Landnutzung [m ² a]	-119.210	5.001	648.582	767.792	63.315
$ADP_{\text{fossile Energie}}$ [MJ]	-14.073.071	257.443	15.590.470	29.663.541	338.213

⁽¹⁾ 1 MJ entspricht 0,278 kWh [249, S. 79].

Als nächstes wird die Wirkungsabschätzung mit den USEtox-Indikatoren durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.35 und Abbildung 4.16 dargestellt.

Tabelle 4.35: USEtox Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen

Nr.	Ökotoxizität [CTU]	Humantoxizität [CTU]
0	10.295.630,315	0,268
1	4.998.188,899	0,131
2	10.449.079,777	17,719
18	1.331.482,219	0,199
28	-5.684.365,269	-0,479
29	6.837.693,337	6,239
34	3.074.442,202	0,001
35	42.050.926,369	47,034
37	234.962.492,436	6,063
40	62.447.563,762	84,618

Liste der Kläranlagen inkl. Name und Größe siehe Tabelle 4.31

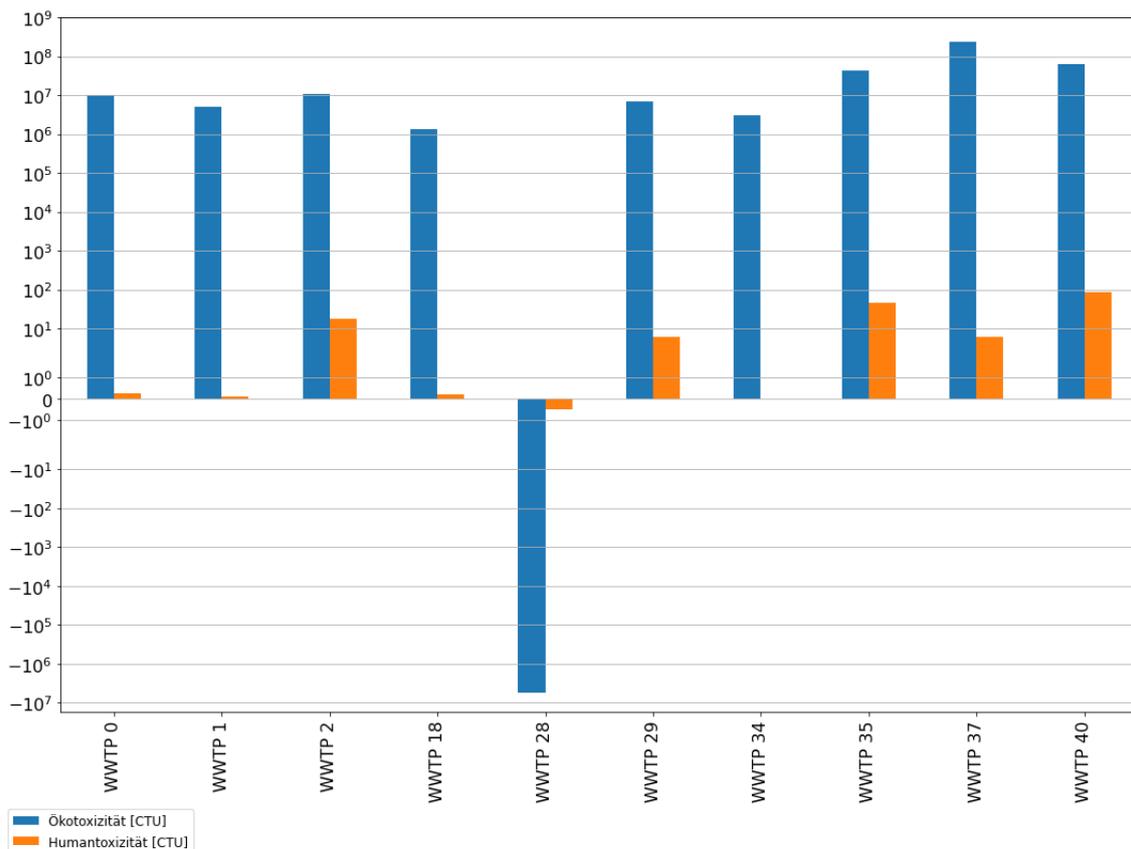


Abbildung 4.16: USEtox Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen (siehe auch Tabelle 4.31)

Die Auswertung der USEtox-Indikatoren ergibt eine deutlich höhere Ausprägung der

Ökotoxizität gegenüber der Humantoxizität. In der Kategorie Ökotoxizität beträgt der niedrigste positive Wert 1,3 Mio. CTU und der höchste 234 Mio. CTU (siehe Tabelle 4.36). Negative Werte sowohl für die Human- als auch die Ökotoxizität liegen nur für eine Kläranlage vor. Diese sind auf die Gutschrift von Klärschlamm als Substitut für Kohle zurückzuführen [42].

Tabelle 4.36: Statistische Auswertung der USEtox-Wirkungskategorien

Wirkungs-kategorie	Minimum	Positives Minimum	Maximum	Spannweite	Mittelwert
Ökotoxizität [CTU]	-5.684.365	1.331.482	234.962.492	240.646.858	37.076.313
Humantoxizität [CTU]	-0,4795	0,0010	84,6185	85,0979	16,1793

Wirkungsabschätzung anhand der Abwassermenge 1.000 m³

Die hohe Abweichung der Abwassermengen der ausgewählten Kläranlagen (siehe auch Tabelle 4.31), führt zu einer unterschiedlich starken Ausprägung der Indikatoren. Die zweite Wirkungsabschätzung wird daher mit einem Referenzfluss von 1.000 m³ Abwasser durchgeführt, um eine bessere Vergleichbarkeit zwischen den Kläranlagen zu ermöglichen. Die betrachteten Wirkungskategorien bleiben unverändert.

Zunächst erfolgt wieder die Wirkungsabschätzung anhand der CML-Indikatoren. Die Ergebnisse können den Tabellen 4.37 und 4.38 und Abbildung 4.17 entnommen werden.

Tabelle 4.37: CML Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen mit Referenzfluss 1.000 m³ (Teil 1)

Nr.	ODP [kg FCKW-11-Äq.]	GWP [kg CO ₂ -Äq.]	POCP [kg Ethen-Äq.]	EP [kg PO ₄ -Äq.]
0	0,00005	1.000,16907	0,13840	14,62958
1	0,00003	742,40395	0,08156	16,73240
2	-0,00004	273,85914	-0,08039	11,39148
18	0,00001	344,48224	0,01081	11,30547
28	0,00004	617,75690	0,28580	-8,88314
29	0,00003	340,86868	0,00566	4,27539
34	0,00004	479,31328	0,02143	4,02916
35	0,00006	701,21685	0,03993	7,92953
37	0,00005	1.313,56792	0,19638	15,21911
40	-0,00001	552,27928	0,01078	5,29553

Liste der Kläranlagen inkl. Name und Größe siehe Tabelle 4.31

Tabelle 4.38: CML Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen mit Referenzfluss 1.000 m³ (Teil 2)

Nr.	ADP _{Elemente} [kg Sb-Äq.]	AP [kg SO ₂ -Äq.]	Landnutzung [m ² a]	ADP _{fossile Energie} [MJ]
0	0,00277	0,69222	209,70925	3.997,79661
1	0,00140	0,39315	161,64961	2.913,25186
2	-0,05712	-3,44887	109,18567	-7.429,61654
18	0,00606	0,12182	-6,75449	1.057,92814
28	0,00972	8,24140	4,90861	-13.813,54240
29	0,00146	-0,15418	-23,95537	1046,17737
34	0,00863	0,38269	-26,49325	-88,37503
35	0,00268	9,08720	-50,81444	-11,26469
37	0,00387	0,78663	190,40697	4.576,96230
40	-0,00619	0,35598	44,10347	-38,97733

Liste der Kläranlagen inkl. Name und Größe siehe Tabelle 4.31

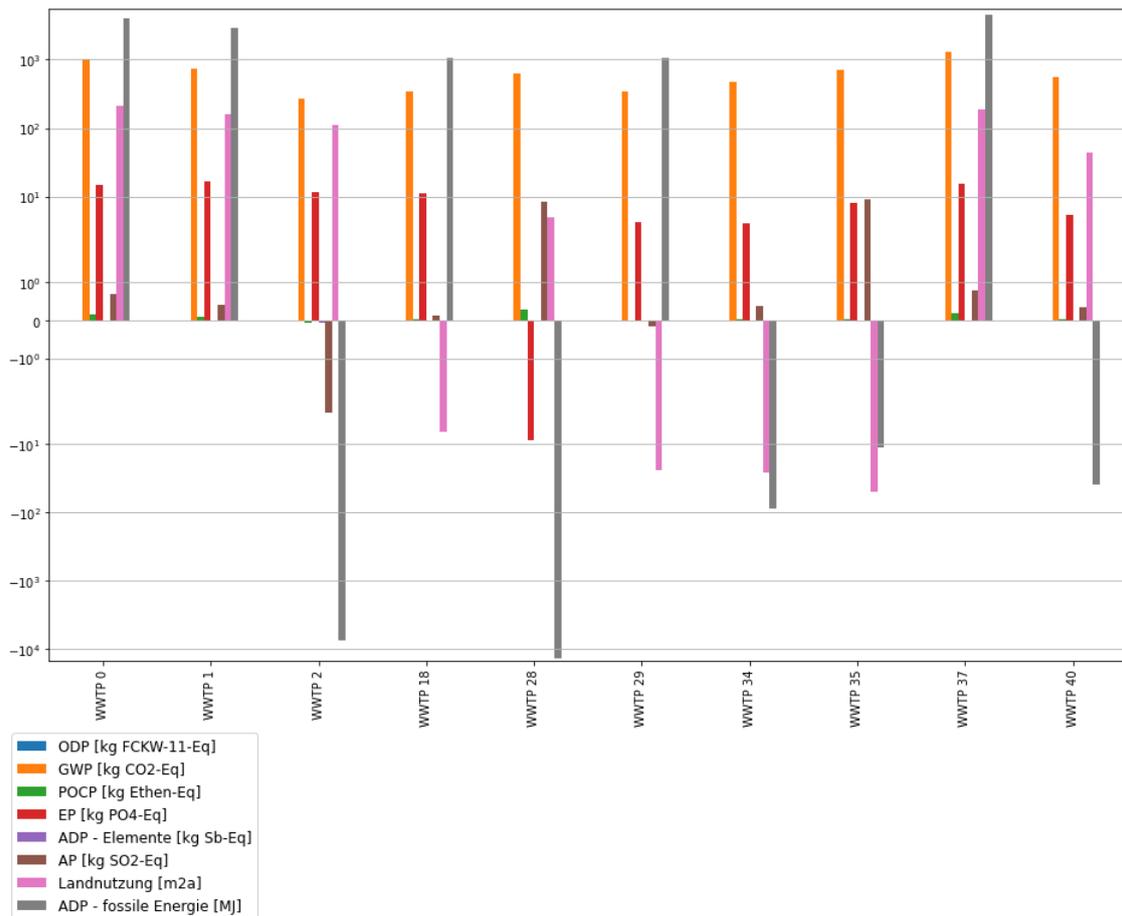


Abbildung 4.17: CML Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen (siehe auch Tabelle 4.31) mit Referenzfluss 1.000 m³

Durch den einheitlichen Referenzfluss von 1.000 m³ verringert sich die betrachtete Abwassermenge für alle Kläranlagen und somit auch die Ausprägung der Umweltwirkungen. Die Reduzierung der Abwassermenge beträgt je nach Größe der Kläranlage ca. 170.000 bis 3,4 Mio m³ [42]. Dadurch werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für alle Kläranlagen einheitlich skaliert, sodass die Ausprägung der Umweltwirkungen unabhängig von der Kläranlagengröße betrachtet werden kann.

Zwischen den verschiedenen Wirkungskategorien bestehen weiterhin große Unterschiede hinsichtlich ihrer Ausprägung. Die höchsten Werte erreicht der Indikator ADP_{fossile Energie} mit einem Maximum von 4.577 und einem Minimum von -13.814 MJ. Der kleinste positive Wert beträgt 1.046 MJ. Der Indikator GWP erreicht weiterhin hohe, konstant positive Werte zwischen 274 und 1.314 kg CO₂-Äquivalent. Der Indikator Landnutzung erreicht ein Maximum von 209 m²a. Die Ausprägung der Eutrophierung (EP) bewegt sich zwischen -9 und 17 kg PO₄-Äquivalent. Die Versauerung (AP) ist mit Werten zwischen -3 und 9 kg SO₂-Äquivalent auch eher schwach ausgeprägt. Der Beitrag zur photochemischen Oxidation (POCP) ist mit durchgehend unter 1 kg Ethen-Äquivalent gering. Die Werte der Indikatoren ADP_{Elemente} und ODP sind mit Werten unter 0,1 bzw. 0,0001 äußerst gering.

In Tabelle 4.39 sind für jede Wirkungskategorie Minimum, Maximum sowie Spannweite und Mittelwert dargestellt.

Tabelle 4.39: Statistische Auswertung der CML-Wirkungskategorien mit Referenzfluss 1.000 m³

Wirkungskategorie	Minimum	Positives Minimum	Maximum	Spannweite	Mittelwert
ODP [kg FCKW-11-Äq.]	-0,00004	0,00001	0,00006	0,00010	0,00003
GWP [kg CO ₂ -Äq.]	274	274	1.314	1.040	637
POCP [kg Ethen-Äq.]	-0,080	0,006	0,286	0,366	0,071
EP [kg PO ₄ -Äq.]	-8,88	4,03	16,73	25,62	8,19
ADP _{Elemente} [kg Sb-Äq.]	-0,057	0,001	0,010	0,067	-0,003
AP [kg SO ₂ -Äq.]	-3,45	0,12	9,09	12,54	1,65
Landnutzung [m ² a]	-50,81	4,91	209,71	260,52	61,19
ADP _{fossile Energie} [MJ]	-13.814	1.046	4.577	18.391	-779

Als nächstes wird die Wirkungsabschätzung mit einem Referenzfluss von 1.000 m³ mit den USEtox-Indikatoren durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.40 und Abbildung 4.18 dargestellt.

Tabelle 4.40: USEtox Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen mit Referenzfluss 1.000 m³

Nr.	Ökotoxizität [CTU]	Humantoxizität [CTU]
0	46.613,771455	0,001214
1	25.760,009582	0,000674
2	62.284,026926	0,105620
18	5.471,559916	0,000818
28	-5.579,536929	-0,000471
29	4.600,083783	0,004197
34	3.914,641763	0,000001
35	17.924,643292	0,020049
37	68.978,963764	0,001780
40	45.271,376979	0,061344

Liste der Kläranlagen inkl. Name und Größe siehe Tabelle 4.31

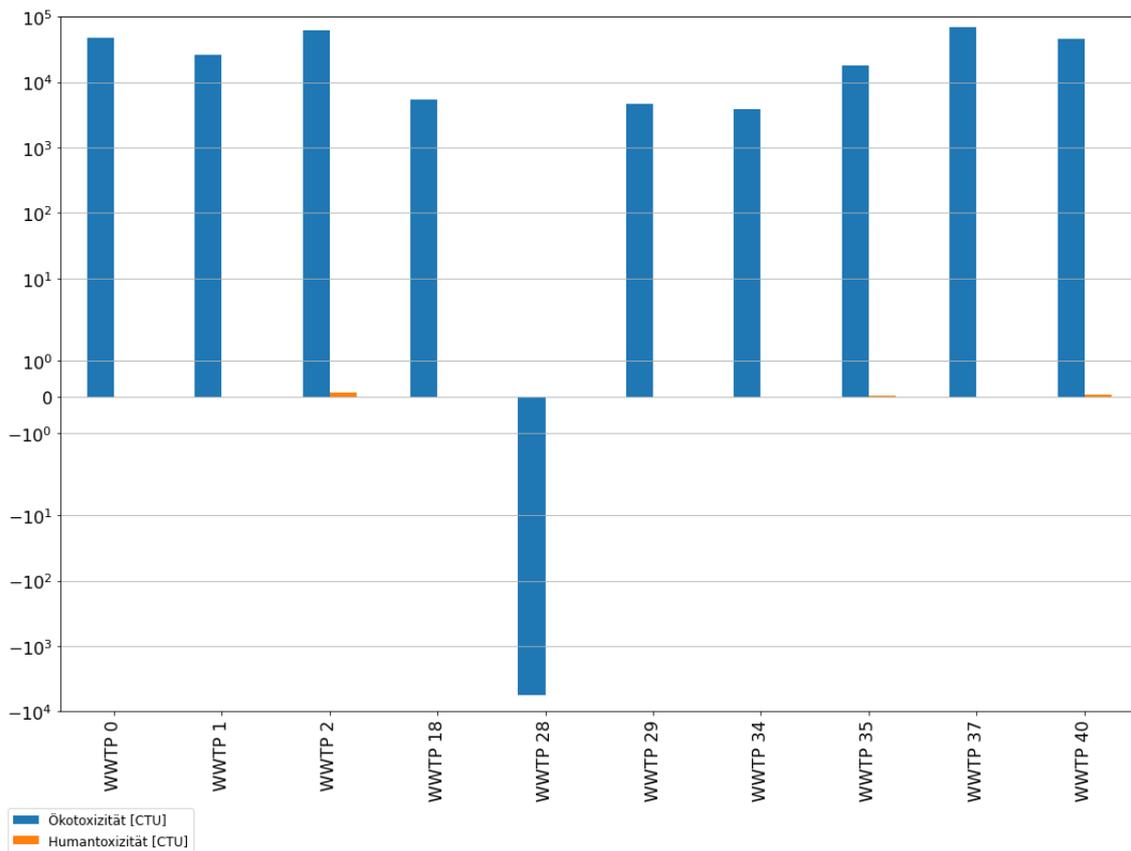


Abbildung 4.18: USEtox Wirkungsabschätzung von zehn repräsentativen Kläranlagen (siehe auch Tabelle 4.31) mit Referenzfluss 1.000 m³

Die Auswertung der USEtox-Indikatoren mit einem Referenzfluss von 1.000 m³ ergibt weiterhin eine signifikant höhere Ausprägung der Ökotoxizität gegenüber der Humantoxizität. Die Ökotoxizität erreicht einen Höchstwert von 68.979 CTU, während

der niedrigste, positive Wert 3.915 CTU beträgt (siehe Tabelle 4.41). Die Werte in der Kategorie Humantoxizität bleiben durchgehend unter 1 CTU.

Tabelle 4.41: Statistische Auswertung der USEtox-Wirkungskategorien mit Referenzfluss 1.000 m³

Wirkungskategorie	Minimum	Positives Minimum	Maximum	Spannweite	Mittelwert
Ökotoxizität [CTU]	-5.580	3.915	68.979	74.559	27.524
Humantoxizität [CTU]	-0,000471	0,000001	0,105620	0,106090	0,019523

Auswahl der Indikatoren und des Referenzflusses

Aus den betrachteten Wirkungskategorien werden nun anhand der Ergebnisse der beiden zuvor durchgeführten Wirkungsabschätzungen die relevanten Indikatoren ausgewählt. Hierzu werden insbesondere Höhe und Vorzeichen der Ergebnisse der jeweiligen Wirkungskategorie betrachtet. Die ausgewählten Indikatoren bilden den Rahmen der ökologischen Dimension der Nachhaltigkeitsbewertung und werden für die Auswertung der Ökobilanzen aller Kläranlagen im nachfolgenden Kapitel 4.2.6 herangezogen.

Die Wirkungskategorie $ADP_{\text{fossile Energie}}$ ist in beiden Auswertungen (Jahresabwassermenge und 1.000 m³) stark ausgeprägt. Hohe Werte, sowohl mit negativem als auch positivem Vorzeichen, treten in den Auswertungen auf. In der Kategorie GWP werden ebenfalls hohe Werte verzeichnet. Außerdem sind die Werte für alle betrachteten Kläranlagen in beiden Auswertungen durchgehend positiv. Daher bilden die Kategorien $ADP_{\text{fossile Energie}}$ und GWP die ersten beiden ökologischen Indikatoren. Die Werte in der Kategorie Landnutzung fallen zwar deutlich geringer aus, werden aber dennoch als signifikant angesehen. Daher bildet die Kategorie Landnutzung ebenfalls einen ökologischen Indikator. Die mittlere Ausprägung der Wirkungskategorien Eutrophierung und Versauerung wird als ausreichend angesehen, um sie als Indikatoren einzusetzen. Die Werte der Kategorie der photochemischen Oxidation (POCP) fallen im Durchschnitt eher gering aus. Bei Kläranlagen, die Klärschlamm durch Deponierung oder Mitverbrennung verwerten [42], resultiert jedoch ein höherer Wert. Es wird davon ausgegangen, dass der Wert bei allen Kläranlagen mit einem derartigen Klärschlammweg entsprechend höher ausfällt. Weshalb die Kategorie POCP ebenfalls als ökologisch relevant angesehen wird. Die Ausprägung der Wirkungskategorie ADP_{Elemente} erreicht bei Betrachtung der gesamten Abwassermenge -10 bis 13 kg Sb-Äquivalent. Bei Nutzung eines einheitlichen Referenzflusses von 1.000 m³ bleiben die positiven wie negativen Werte unter 0,1 kg Sb-Äquivalent. In der Kategorie des stratosphärischen Ozonabbaus (ODP) bleiben die Werte in beiden Auswertungen für alle betrachteten Kläranlagen unter 1 kg FCKW-11-Äquivalent. Die Kategorien ADP_{Elemente} und ODP werden daher nicht in die ökologische Bewertung miteinbezogen. Zur Bewertung der Toxizität im Rahmen der ökologischen Betrachtung wird als Indikator die Ökotoxizität herangezogen. Der Faktor Humantoxizität wird ebenfalls ausgewertet, geht aber nicht in die ökologische, sondern in die soziale Bewertung ein (siehe Kapitel 4.3.2).

Die vollständige Liste der Indikatoren der ökologischen Nachhaltigkeitsbewertung ist in Tabelle 4.42 zu sehen.

Tabelle 4.42: Ausgewählte Indikatoren für die Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit

Wirkungskategorie		Abkürzung	Einheit	Methode
Versauerung	<i>acidification potential</i>	AP	kg SO ₂ -Äquivalent	CML [64]
Klimaänderung	<i>global warming potential</i>	GWP	kg CO ₂ -Äquivalent	CML [64]
Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie	<i>abiotic depletion potential</i>	ADP _{fossile Energie}	MJ	CML [64]
Eutrophierung	<i>eutrophication potential</i>	EP	kg PO ₄ -Äquivalent	CML [64]
Photochemische Oxidation	<i>photochemical ozone creation potential</i>	POCP	kg Ethen-Äquivalent	CML [64]
Landnutzung	<i>land use</i>	LU	m ² a	CML [62]
Ökotoxizität	<i>ecotoxicity</i>	ET	CTU	USEtox [65]

Wie bereits oben beschrieben, kann durch die Nutzung eines einheitlichen Referenzflusses die Vergleichbarkeit zwischen den unterschiedlichen Kläranlagengrößen besser gewährleistet werden. Daher wird für die Wirkungsabschätzung der Ökobilanzmodelle aller Kläranlagen ein Referenzfluss von 1.000 m³ Abwasser festgelegt. Das heißt, dass die resultierenden Umweltauswirkungen die Behandlung von 1.000 m³ Abwasser und der dabei anfallenden Stoffe (Rechen-, Sandfanggut und Klärschlamm) abbilden.

4.2.6 Auswertung der ökologischen Indikatoren

Im Rahmen der Auswertung erfolgt die Wirkungsabschätzung der Ökobilanzmodelle sämtlicher Kläranlagen anhand der zuvor beschriebenen ökologischen Indikatoren.

Zuerst werden die Gesamtwerte jeder Kläranlage in der jeweiligen Kategorie betrachtet.

Hierbei werden zuerst die absoluten Werte betrachtet. Da es sich bei den absoluten Werten um die Höhe der Umweltwirkungen handelt, wird folglich die Nachhaltigkeit mit steigender Höhe der Werte schlechter bewertet.

Anschließend wird aus den absoluten Werten eine relative Bewertung in Prozent

abgeleitet. Diese ist so gestaltet, dass der höchste absolute Wert 0 Prozent und der niedrigste 100 Prozent entspricht. Das bedeutet, dass mit einer hohen relativen Bewertung eine hohe Nachhaltigkeit und damit eine gute Bewertung einhergeht. Ziel ist eine Vereinheitlichung der unterschiedlichen Wirkungskategorien der Indikatoren und damit eine bessere Vergleichbarkeit der Kläranlagen untereinander. Das rechnerische Vorgehen bei der Bildung der relativen Bewertung ist in den nachfolgenden Gleichungen 4.22 und 4.23 dargestellt und in Gleichung 4.24 am Beispiel der Kategorie Versauerung veranschaulicht.

Weiterhin werden die einzelnen Prozesse der Abwasser- und Klärschlammbehandlung in jeder Kategorie betrachtet, um die Anteile der verschiedenen Prozesse an der Gesamtbewertung zu verdeutlichen. Hierzu werden wieder die absoluten Werte in der jeweiligen Wirkungskategorie betrachtet. Das bedeutet, dass ein Prozess mit einem hohen Wert eine starke Umweltwirkung in der jeweiligen Kategorie verursacht.

Die Kläranlage mit der Nummer 17 (Nový Kostel) wird hierbei aus den im Folgenden dargelegten Gründen von der Bewertung ausgeschlossen.

Die Wirkungsabschätzung ergibt für diese Anlage, insbesondere für die Prozesse der Klärschlammbehandlung, Werte, die um ein Vielfaches höher sind als die der übrigen Kläranlagen.

Im Rahmen der Datenerfassung per Fragebogen (siehe auch Kapitel 4.1) wurden keine Angaben zum Klärschlammfall dieser Anlage gemacht. Aus diesem Grund wird für die Klärschlammmenge die Menge des transportierten Klärschlammes von der Kläranlage Nový Kostel nach Cheb herangezogen [250]. Hierbei fällt auf, dass die für das Jahr 2016 dokumentierte Menge um ein Vielfaches höher ausfällt als die für die Folgejahre notierten bzw. geplanten Transportmengen [250]. Woraus diese Abweichung resultiert, kann zum jetzigen Zeitpunkt nicht mehr nachvollzogen werden. Es liegt jedoch nahe, dass die erfasste Transportmenge nicht dem Klärschlammfall im Jahr 2016 entspricht. Da kein repräsentativer Wert für den Klärschlammfall vorliegt, ist keine sinnvolle Bewertung der Klärschlammbehandlung dieser Kläranlage möglich. Der Anteil der Klärschlammbehandlung an den Umweltauswirkungen der gesamten Abwasser- und Klärschlammbehandlung wird als nicht vernachlässigbar angesehen.

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung dieser Kläranlage werden daher nicht im Rahmen der Auswertung behandelt.

Da für weitere tschechische Kläranlagen ebenfalls keine Zahlen aus der Datenerfassung (siehe Kapitel 4.1) zum Klärschlammfall vorliegen, werden ebenfalls die Transportmengen des Jahres 2016 [250] herangezogen. Hierbei ergeben sich jedoch keine größeren Abweichungen zu den folgenden Jahren [250]. Daher werden diese Werte als repräsentativ angesehen.

Versauerung

Zuerst wird für jede Kläranlage der Gesamtwert, also die Summe der Umweltwirkung aller Prozesse, in der Kategorie Versauerung betrachtet. Die Werte sind Tabelle 4.43 zu entnehmen.

Tabelle 4.43: Gesamtwerte in der Kategorie Versauerung

Nr.	kg SO ₂ -Äq.	Nr.	kg SO ₂ -Äq.	Nr.	kg SO ₂ -Äq.
WWTP 0	0,69	WWTP 14	1,54	WWTP 29	-0,15
WWTP 1	0,39	WWTP 15	-0,52	WWTP 30	0,89
WWTP 2	-3,45	WWTP 16	0,92	WWTP 31	0,29
WWTP 3	1,15	WWTP 18	0,12	WWTP 32	1,95
WWTP 4	0,86	WWTP 19	0,09	WWTP 33	0,30
WWTP 5	0,80	WWTP 20	1,66	WWTP 34	0,38
WWTP 6	-2,71	WWTP 21	3,04	WWTP 35	9,09
WWTP 7	0,90	WWTP 22	0,06	WWTP 36	1,92
WWTP 8	0,74	WWTP 23	0,94	WWTP 37	0,79
WWTP 9	1,37	WWTP 24	2,96	WWTP 38	-1,94
WWTP 10	-0,69	WWTP 25	0,68	WWTP 39	0,93
WWTP 11	-1,00	WWTP 26	3,24	WWTP 40	0,36
WWTP 12	1,23	WWTP 27	1,13	WWTP 41	2,76
WWTP 13	1,79	WWTP 28	8,24		

Eine grafische Darstellung der Werte kann Abbildung 4.19 entnommen werden.

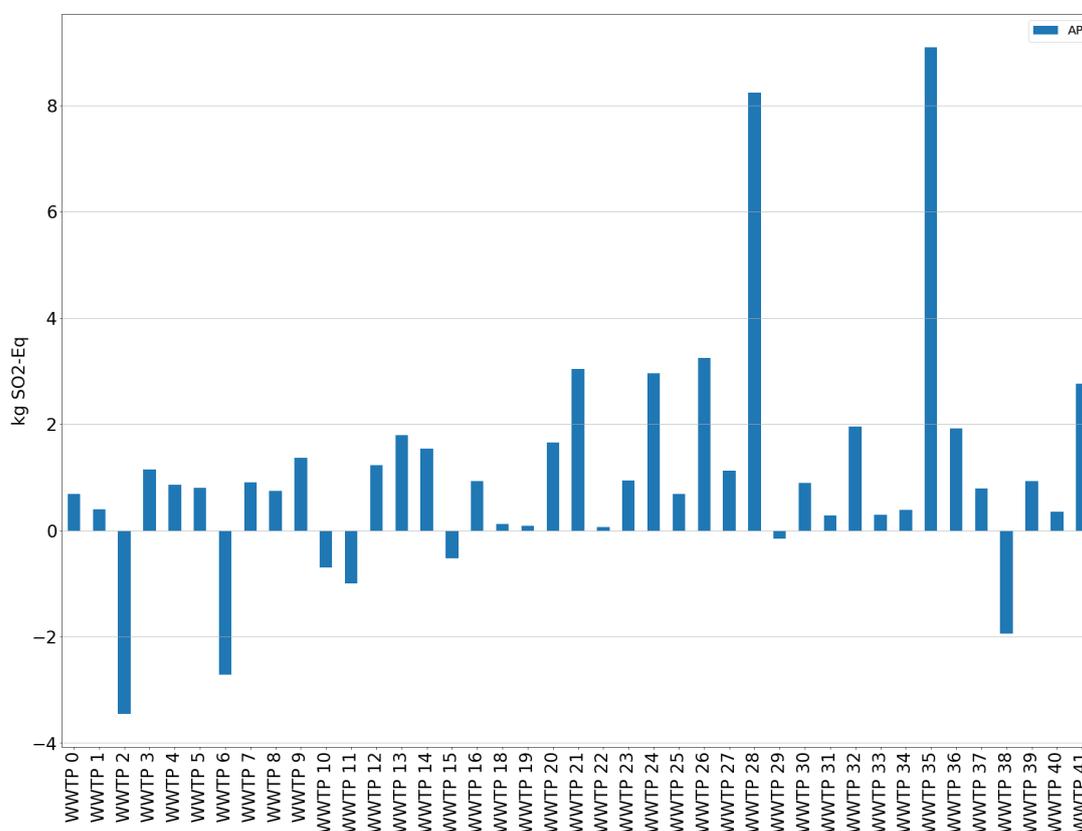


Abbildung 4.19: Gesamtwerte in der Kategorie Versauerung

Verglichen mit den übrigen Wirkungskategorien weist die Versauerung eher niedrige Werte auf. Der höchste Wert liegt bei 9,09 kg und der niedrigste bei -3,45 kg SO₂-Äquivalent. Der Mittelwert beträgt 1,07 kg SO₂-Äquivalent. Sieben der Kläranlagen (davon fünf tschechische, zwei deutsche) weisen negative Werte auf, die aus Gutschriften resultieren (siehe auch Kapitel 4.2.3). Weiterhin fällt auf, dass die Kläranlagen auf der deutschen Seite der Zielregion die höchsten Werte aufweisen. Der Höchstwert resultiert aus dem Betrieb der Kläranlage Nr. 35 (Kemnath), der zweithöchste aus der Kläranlage Nr. 28 (Waldsassen). Den niedrigsten Wert weist die tschechische Kläranlage Nr. 2 (Lázně Kynžvart) mit -3,45 kg SO₂-Äquivalent, den zweitniedrigsten die Kläranlage Nr. 6 (Dolní Žandov) mit -2,71 kg SO₂-Äquivalent auf.

Im nächsten Schritt erfolgt der Vergleich der Kläranlagen untereinander. Hierzu werden für jede Kläranlage prozentuale Werte gebildet. Zunächst werden der höchste Wert, also der Wert der Kläranlage mit den höchsten Umweltauswirkungen, und der niedrigste Werte, der Wert der Kläranlage mit den geringsten Umweltauswirkungen, herangezogen. Die Differenz aus dem höchsten (*Max*) und dem niedrigsten Wert (*Min*) entspricht der Spannweite *S*, wie in Gleichung 4.22 dargestellt ist.

$$S = Max - Min \quad (4.22)$$

Im Rahmen der Bewertung werden hohe Umweltauswirkungen als schlecht und niedrige als gut betrachtet. Daher wird dem Minimum der Wert 100 Prozent und dem Maximum der Wert 0 Prozent zugeordnet. Zur Zuordnung der Werte der übrigen Kläranlagen wird jeweils die Differenz aus dem Maximum und dem jeweiligen Wert gebildet. Diese Differenz repräsentiert den Abstand zu 0 Prozent und damit den Anteil des Werts an der Spannweite. Die Differenz wird durch die Spannweite geteilt, wie in Gleichung 4.23 dargestellt ist. Die mathematische Herleitung der Formel kann dem Anhang 8.1 entnommen werden.

$$Bewertung \quad [\%] = \frac{Max - Wert}{S} \times 100 \quad (4.23)$$

Das Vorgehen zur Berechnung der Prozentwerte wird im Folgenden anhand eines Beispiels der Kategorie Versauerung veranschaulicht. Das Maximum in Höhe von 9,09 kg SO₂-Äquivalent in dieser Kategorie wird von der Kläranlage Nr. 35 (Kemnath) verursacht, das Minimum mit -3,45 kg SO₂-Äquivalent durch die Kläranlage Nr. 2 (Lázně Kynžvart). Dem Minimum wird der Wert 100 Prozent und dem Maximum der Wert 0 Prozent zugeordnet. Die Bestimmung der Prozentwerte der übrigen Kläranlagen erfolgt nun am Beispiel der Kläranlage Nr. 29 (Tirschenreuth). Hierzu wird das Versauerungspotenzial dieser Anlage in Höhe von -0,15 kg SO₂-Äquivalent vom Maximum subtrahiert und anschließend durch die Spannweite geteilt, wie in der folgenden Gleichung 4.24 dargestellt.

$$\frac{9,09 - (-0,15)}{9,09 - (-3,45)} \times 100 = 74 \quad [\%] \quad (4.24)$$

Hierbei ergibt sich der prozentuale Wert von 74 Prozent für die Kläranlage Nr. 29 in der Kategorie Versauerung. Er beschreibt wo zwischen dem besten Wert (geringste Umweltauswirkung) und dem schlechtesten Wert (höchste Umweltauswirkung) das Ergebnis der jeweiligen Kläranlage einzuordnen ist. Dieses Verfahren wird für alle

Kläranlagen analog angewendet. Die Prozentwerte sämtlicher Kläranlagen sind in Tabelle 4.44 und Abbildung 4.20 dargestellt.

Dieses Vorgehen ermöglicht ein Ranking, in dem jede Kläranlage, gemessen an ihren Umweltauswirkungen, ihren Platz einnimmt. Durch die Umwandlung der absoluten Werte in die Einheit Prozent ist eine Betrachtung der verschiedenen Wirkungskategorien, die sonst in unterschiedlichen Einheiten gemessen werden, möglich. Außerdem erfolgt eine Umwandlung der negativen Zahlen, wodurch eine verbesserte Übersichtlichkeit und damit auch ein verbessertes Verständnis der Bewertung einhergehen.

Tabelle 4.44: Prozentuale Werte in der Kategorie Versauerung

Nr.	%	Nr.	%	Nr.	%
WWTP 0	67	WWTP 14	60	WWTP 29	74
WWTP 1	69	WWTP 15	77	WWTP 30	65
WWTP 2	100	WWTP 16	65	WWTP 31	70
WWTP 3	63	WWTP 18	72	WWTP 32	57
WWTP 4	66	WWTP 19	72	WWTP 33	70
WWTP 5	66	WWTP 20	59	WWTP 34	69
WWTP 6	94	WWTP 21	48	WWTP 35	0
WWTP 7	65	WWTP 22	72	WWTP 36	57
WWTP 8	67	WWTP 23	65	WWTP 37	66
WWTP 9	62	WWTP 24	49	WWTP 38	88
WWTP 10	78	WWTP 25	67	WWTP 39	65
WWTP 11	80	WWTP 26	47	WWTP 40	70
WWTP 12	63	WWTP 27	63	WWTP 41	50
WWTP 13	58	WWTP 28	7		

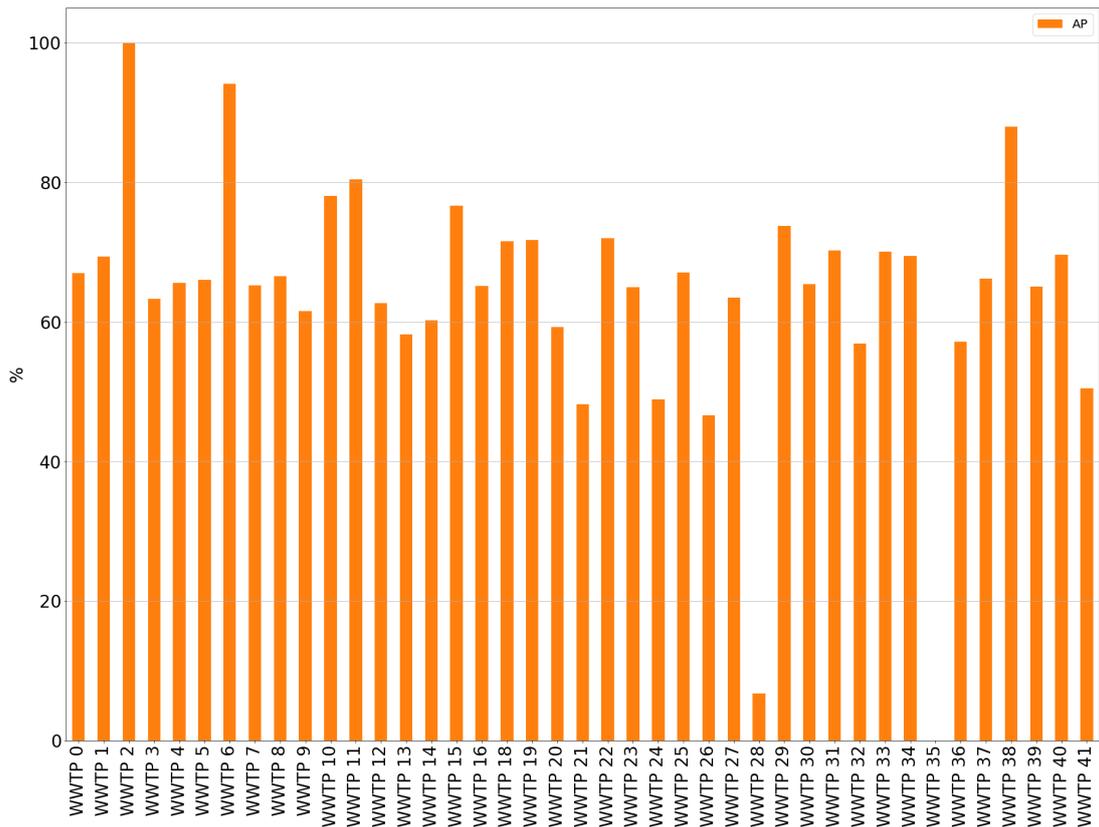


Abbildung 4.20: Prozentuale Werte in der Kategorie Versauerung

Bei der Betrachtung der Prozentwerte in der Kategorie Versauerung fällt auf, dass ein Großteil (31 Kläranlagen) den Wert von 60 Prozent überschreitet. Einen Wert über 70 Prozent erreichen immer noch zwölf der Anlagen. Nur eine Anzahl von zehn Kläranlagen erreicht einen Wert unter 60 Prozent. Einen Wert unter 50 Prozent erreichen sogar nur noch fünf der Anlagen. Die gute Bewertung eines Großteils der Anlagen wird durch den hohen absoluten Wert der am schlechtesten bewerteten Anlage (Nr. 35) verursacht. Dieser beträgt mehr als das achtfache des durchschnittlichen Versauerungspotenzials aller Kläranlagen. Der absolute Wert, der mit 100 Prozent am besten bewertet ist, weicht weit weniger vom Mittelwert ab.

Weiterhin werden die einzelnen Prozesse der Abwasser- und Klärschlammbehandlung betrachtet, um die Anteile der verschiedenen Prozesse an der Gesamtbewertung zu verdeutlichen.

Da jedes Ökobilanzmodell über eine Vielzahl an Einzelprozessen verfügt, werden zur Verbesserung der Übersichtlichkeit Prozesse, die nur zu einem geringen Anteil der Umweltwirkung einer Kategorie beitragen, unter dem Sammelbegriff *Sonstige (others)* zusammengefasst. Verursacht ein Prozess bei jeder Kläranlage weniger als 15 % der Umweltwirkung in der entsprechenden Kategorie, wird er nicht mehr einzeln in der Auswertung aufgeführt.

Hierzu wird für jede Kläranlage die Summe der Umweltwirkungen aller Prozesse gebildet. Dabei wird von allen Werten der Betrag herangezogen, damit Prozesse, aus denen Gutschriften resultieren, die Gesamtwirkung nicht verringern. Die Umweltwirkung jedes einzelnen Prozesses wird dann durch die Summe geteilt, um deren Anteil an der Gesamtwirkung zu berechnen. Prozesse, deren Anteil unter 15 Prozent aus-

macht, werden in der grafischen Auswertung nicht einzeln aufgeführt, sondern unter Sonstige (*others*) aufaddiert. Um Umweltauswirkungen mit negativem Vorzeichen, die aus Gutschriften resultieren, weiterhin identifizieren zu können, wird die Kategorie *others* für positive und negative Zahlen separat berechnet. Die grafische Darstellung der Auswertung der Prozesse ist in Abbildung 4.21 dargestellt.

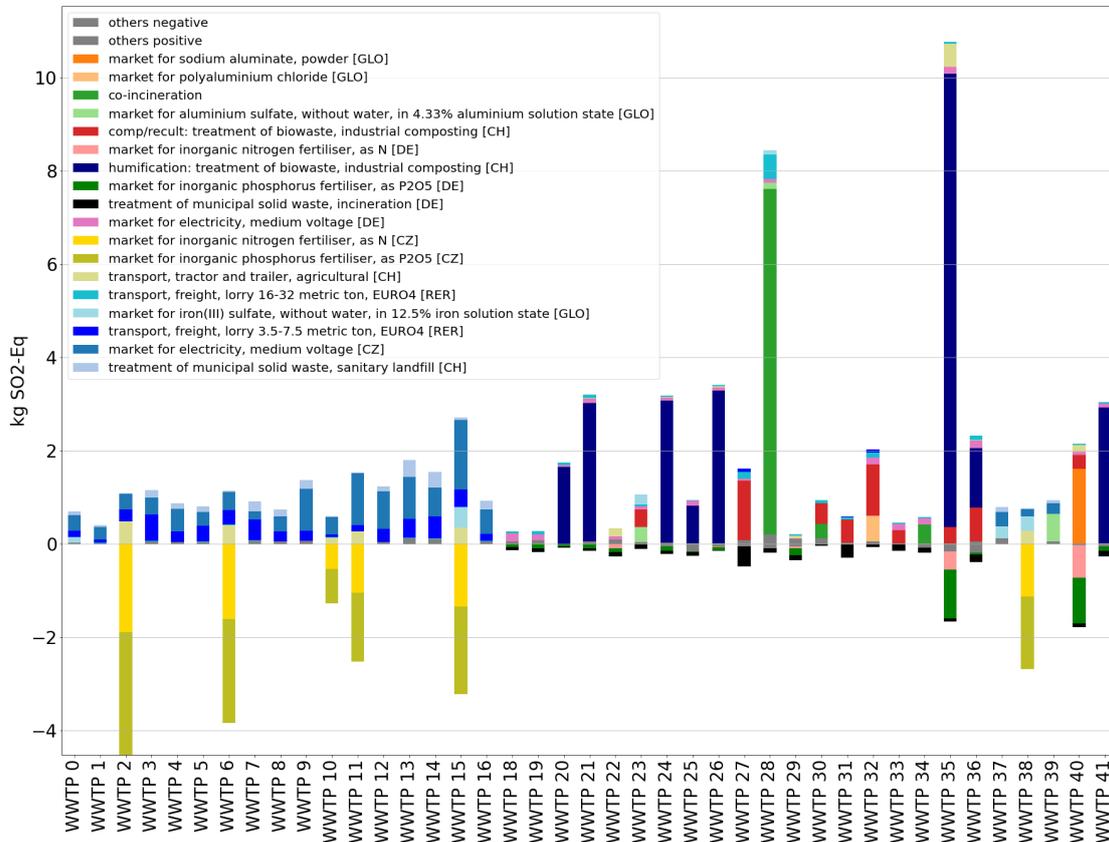


Abbildung 4.21: Anteile der Prozesse an den Gesamtwerten in der Kategorie Versauerung

Bei Betrachtung der unterschiedlichen Prozesse fallen die hohe Versauerungswirkung des Prozesses Vererdung (*humification*) auf. Dieser Prozess stellt die Vererdung von Klärschlamm dar (siehe auch Kapitel 4.2.3), bei der unter anderem NH_3 -Emissionen anfallen [54]. Die Kläranlagen, deren Klärschlamm im Betrachtungszeitraum durch Vererdung verwertet wurde, sind durch ihren Beitrag zur Versauerung in obenstehender Abbildung deutlich zu erkennen. Es handelt sich hierbei ausschließlich um deutsche Anlagen (Nr. 20, 21, 24, 25, 26, 35, 36, 41) [42]. Der Prozess der Kompostierung (*comp/recult*) ist ebenfalls stark ausgeprägt. Er repräsentiert im Verwertungspfad der Klärschlammkompostierung mit anschließender Rekultivierung den Prozessschritt der industriellen Kompostierung von Klärschlamm. Hierbei wird ebenfalls NH_3 freigesetzt [54]. Im Betrachtungszeitraum wurde nur Klärschlamm von deutschen Kläranlagen der Zielregion der Kompostierung zugeführt [42]. Weiterhin fällt der hohe Wert der Kläranlage Nr. 28 (Waldsassen) beim Prozess der Mitverbrennung (*co-incineration*) auf. Dieser Prozess stellt die Mitverbrennung von Klärschlamm im Kohlekraftwerk dar. Hierbei werden unter anderem Emissionen von Stickoxid und

Schwefeldioxid freigesetzt [243]. Bei den Kläranlagen auf der tschechischen Seite hat der Bezug von Elektrizität einen höheren Einfluss. Dies kann unter anderem darauf zurückgeführt werden, dass der im Hintergrundmodell eingesetzte ecoinvent Prozess der Strombeschaffung in Tschechien höhere Umweltwirkungen erzeugt als seine deutsche Entsprechung [54]. Weiterhin spielt die Energieeffizienz der Anlagen eine Rolle. Ebenso der Transport mit LKW der Größe 3,5 bis 7 Tonnen, was auf die Transporte von Klärschlamm, Sandfang- und Rechengut zwischen den tschechischen Kläranlagen zurückgeführt werden kann [42]. Hohe negative Werte treten vor allem für Kläranlagen der tschechischen Seite, die ihren Klärschlamm landwirtschaftlich verwerten (Nr. 2, 6, 10, 11, 15, 38) [42], auf. Sie sind auf die Gutschriften aus P- und N-Düngemitteln zurückzuführen (siehe auch Kapitel 4.2.3). Bei den deutschen Kläranlagen treten ebenfalls negative Werte für die Prozesse der Düngemittelbeschaffung auf, jedoch sind diese weniger ausgeprägt.

Die in der Kategorie Versauerung dargestellten Methoden zur Auswertung werden analog für sämtliche Wirkungskategorien angewendet.

Klimaänderung

Die Ergebnisse in der Kategorie Klimaänderung sind als Gesamtwerte in Tabelle 4.45 und Abbildung 4.22 dargestellt.

Tabelle 4.45: Gesamtwerte in der Kategorie Klimaänderung

Nr.	kg CO ₂ -Äq.	Nr.	kg CO ₂ -Äq.	Nr.	kg CO ₂ -Äq.
WWTP 0	1.000	WWTP 14	3.411	WWTP 29	341
WWTP 1	742	WWTP 15	1.723	WWTP 30	500
WWTP 2	274	WWTP 16	2.284	WWTP 31	388
WWTP 3	1.721	WWTP 18	344	WWTP 32	561
WWTP 4	1.368	WWTP 19	302	WWTP 33	428
WWTP 5	1.531	WWTP 20	553	WWTP 34	479
WWTP 6	671	WWTP 21	440	WWTP 35	701
WWTP 7	2.091	WWTP 22	365	WWTP 36	436
WWTP 8	1.655	WWTP 23	363	WWTP 37	1.314
WWTP 9	2.165	WWTP 24	383	WWTP 38	152
WWTP 10	689	WWTP 25	472	WWTP 39	786
WWTP 11	1.568	WWTP 26	392	WWTP 40	552
WWTP 12	1.690	WWTP 27	615	WWTP 41	418
WWTP 13	3.589	WWTP 28	618		

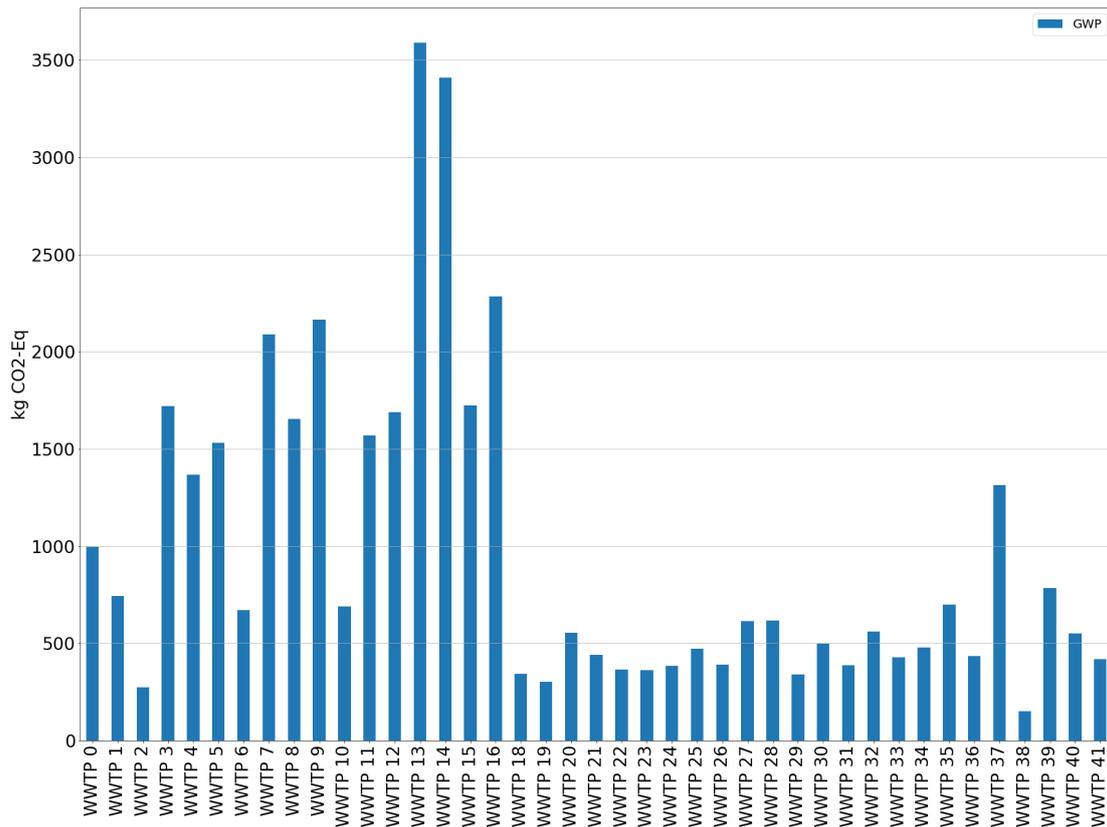


Abbildung 4.22: Gesamtwerte in der Kategorie Klimaänderung

Die Gesamtwerte in der Kategorie Klimaänderung fallen eher hoch aus. Der höchste Wert liegt bei 3.589, der niedrigste bei 152 kg CO₂-Äquivalent. Der Mittelwert beträgt 978 kg CO₂-Äquivalent. Bei der Betrachtung der Gesamtwerte fallen keine negativen Werte auf. Das bedeutet, dass über die Summe aller Prozesse bei allen Kläranlagen keine negativen Werte vorliegen oder diese geringer ausfallen als die positiven. Die Werte der deutschen Kläranlagen fallen insgesamt geringer aus als die der tschechischen. Wobei sowohl der Höchstwert als auch der niedrigste Wert aus dem Betrieb einer tschechischen Anlage resultieren. Es handelt sich hierbei um Kläranlagen Nr. 13 (Třebeň) und Nr. 38 (Mariánské Lázně). Weiterhin fällt auf, dass auf der tschechischen Seite die Anlagen Nr. 2, 6 und 10, verglichen mit den übrigen, geringere Werte aufweisen. Der Klärschlamm dieser drei Kläranlagen wurde im Betrachtungszeitraum über Mariánské Lázně landwirtschaftlich verwertet [42]. Jedoch weisen die Kläranlagen Nr. 11 und Nr. 15, die ebenfalls den selben Entsorgungspfad nutzen [42], höhere Werte auf.

Die prozentuale Bewertung der Kläranlagen in der Kategorie Klimaänderung ist in Tabelle 4.46 und in Abbildung 4.23 dargestellt.

Tabelle 4.46: Prozentuale Werte in der Kategorie Klimaänderung

Nr.	%	Nr.	%	Nr.	%
WWTP 0	75	WWTP 14	5	WWTP 29	94
WWTP 1	83	WWTP 15	54	WWTP 30	90
WWTP 2	96	WWTP 16	38	WWTP 31	93
WWTP 3	54	WWTP 18	94	WWTP 32	88
WWTP 4	65	WWTP 19	96	WWTP 33	92
WWTP 5	60	WWTP 20	88	WWTP 34	90
WWTP 6	85	WWTP 21	92	WWTP 35	84
WWTP 7	44	WWTP 22	94	WWTP 36	92
WWTP 8	56	WWTP 23	94	WWTP 37	66
WWTP 9	41	WWTP 24	93	WWTP 38	100
WWTP 10	84	WWTP 25	91	WWTP 39	82
WWTP 11	59	WWTP 26	93	WWTP 40	88
WWTP 12	55	WWTP 27	87	WWTP 41	92
WWTP 13	0	WWTP 28	86		

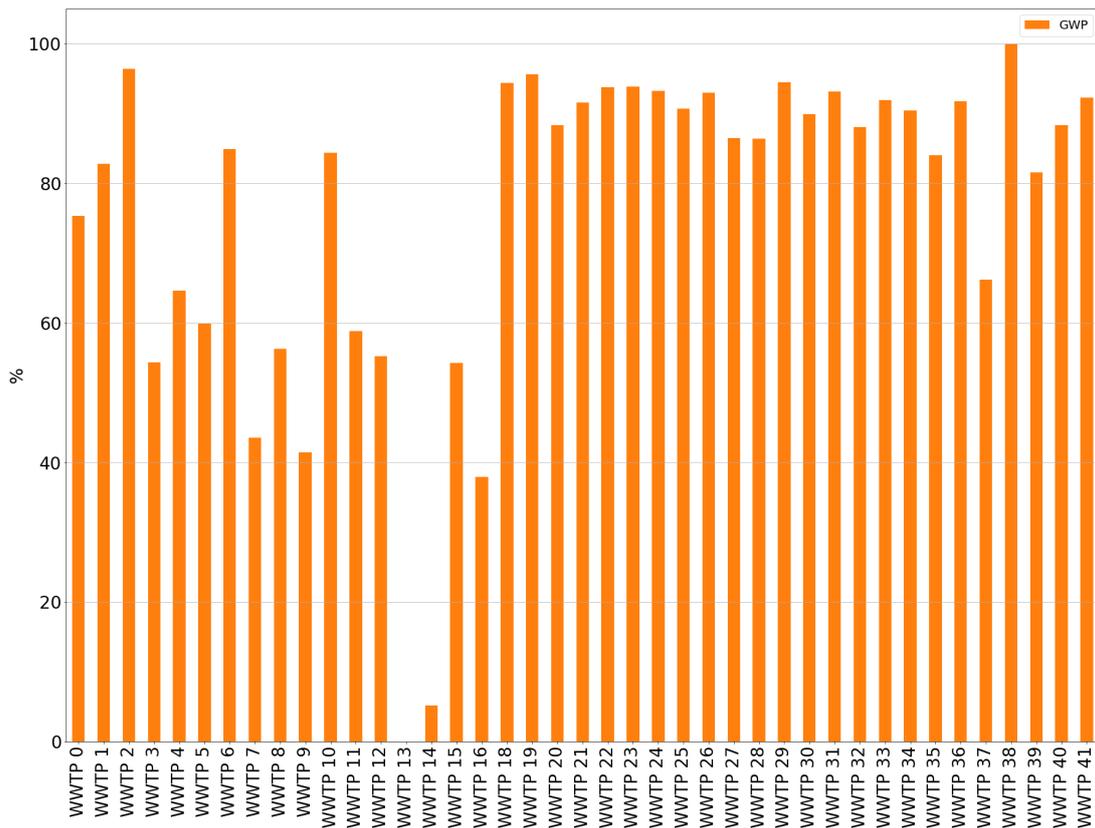


Abbildung 4.23: Prozentuale Werte in der Kategorie Klimaänderung

Die Betrachtung der relativen Werte in der Kategorie Klimaänderung zeigt, ähnlich wie bereits in der Kategorie Versauerung beobachtet, eine hohe Bewertung eines Großteils der Anlagen. 16 Anlagen erreichen über 90 Prozent und 30 Anlagen über 60 Prozent. Elf Anlagen bleiben in ihrer Bewertung unter 60 Prozent und nur fünf

unter 50 Prozent. Die beiden Anlagen mit den zwei niedrigsten Bewertungen von 0 und 5 Prozent, weisen ein jeweils sehr hohes GWP auf, das mehr als das dreifache des Mittelwerts beträgt. Die Anlage mit der besten Bewertung von 100 Prozent weist einen absoluten Wert auf, der ca. einem Sechstel des durchschnittlichen GWP aller Anlagen entspricht.

Eine grafische Darstellung der Werte der unterschiedlichen Prozesse in der Kategorie Klimaänderung ist in untenstehender Abbildung 4.24 dargestellt.

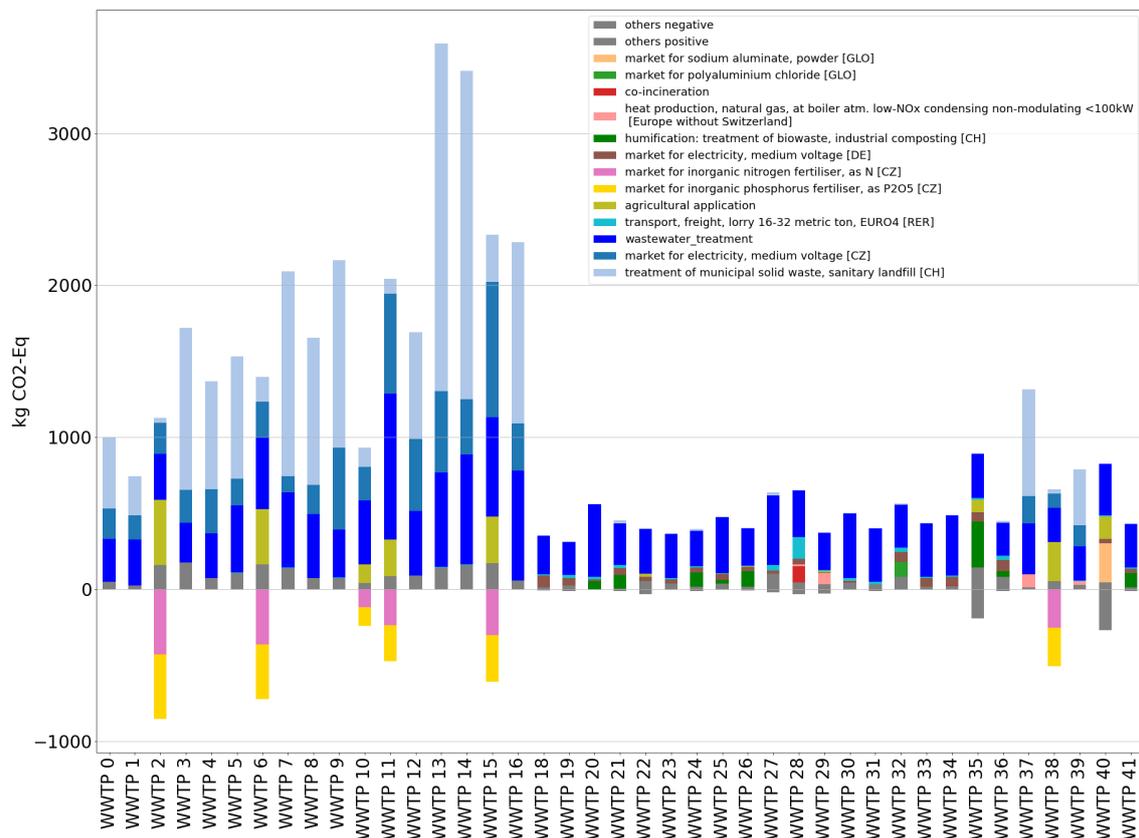


Abbildung 4.24: Anteil der Prozesse an den Gesamtwerten in der Kategorie Klimaänderung

Die Betrachtung der verschiedenen Prozesse zeigt für alle Kläranlagen einen hohen Beitrag des Prozesses Abwasserbehandlung (*wastewater treatment*) zur Klimaerwärmung. Dieser Prozess repräsentiert den Reinigungsprozess in der Kläranlage selbst und verursacht Emissionen von N_2O und CH_4 [186]. Weiterhin wird bei der landwirtschaftlichen Ausbringung von Klärschlamm N_2O freigesetzt [215]. Ein Großteil des Klärschlammes auf tschechischer Seite wird auf Deponien entsorgt [42]. Hierbei werden ebenfalls Treibhausgase freigesetzt, wie beispielsweise CO_2 , CH_4 und N_2O [54]. Der Bezug von Elektrizität wirkt sich für die tschechischen Anlagen erneut stärker aus. Bei einigen der deutschen Kläranlagen hat der Prozess der Klärschlammvererdung (*humification*), bei dem Emissionen von CO_2 , N_2O und CH_4 entstehen [54], einen relevanten Anteil am GWP. Der Bezug von Elektrizität fällt für die deutschen Anlagen weniger stark ins Gewicht. Negative Werte resultieren aus den Gutschriften für P- und N-Düngemittel.

Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie

Die Ergebnisse in der Kategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen sind als Gesamtwerte in Tabelle 4.47 und Abbildung 4.25 dargestellt.

Tabelle 4.47: Gesamtwerte in der Kategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie

Nr.	MJ	Nr.	MJ	Nr.	MJ
WWTP 0	3.998	WWTP 14	9.016	WWTP 29	1.046
WWTP 1	2.913	WWTP 15	7.135	WWTP 30	-239
WWTP 2	-7.430	WWTP 16	6.231	WWTP 31	-99
WWTP 3	6.367	WWTP 18	1.058	WWTP 32	3.147
WWTP 4	5.886	WWTP 19	800	WWTP 33	746
WWTP 5	4.647	WWTP 20	289	WWTP 34	-88
WWTP 6	-4.947	WWTP 21	711	WWTP 35	-11
WWTP 7	4.368	WWTP 22	404	WWTP 36	1.954
WWTP 8	4.470	WWTP 23	620	WWTP 37	4.577
WWTP 9	9.977	WWTP 24	518	WWTP 38	-5.405
WWTP 10	415	WWTP 25	1.020	WWTP 39	2.995
WWTP 11	4.312	WWTP 26	571	WWTP 40	-39
WWTP 12	8.988	WWTP 27	946	WWTP 41	375
WWTP 13	11.528	WWTP 28	-13.814		

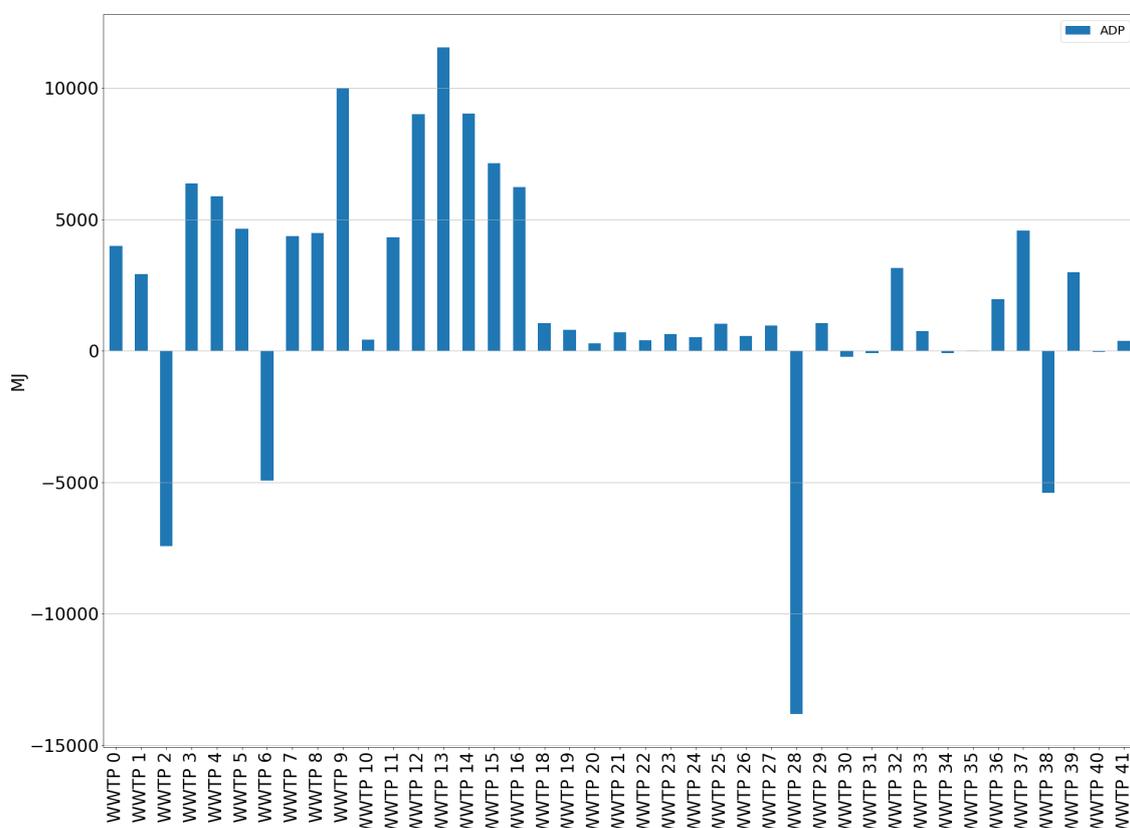


Abbildung 4.25: Gesamtwerte in der Kategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie

Verglichen mit den übrigen Kategorien, sind die Gesamtwerte in der Kategorie ADP in positiver wie negativer Richtung sehr ausgeprägt. Der Höchstwert beträgt 11.528, der niedrigste Wert -13.814 MJ. Der Durchschnitt liegt bei 1.950 MJ. Wie aus Abbildung 4.25 ersichtlich, liegen die Werte der tschechischen Anlagen häufig über denen der deutschen. Eine Ausnahme bilden die negativen Werte. Die tschechischen Kläranlagen Nr. 2 (Lázně Kynžvart), Nr. 6 (Dolní Žandov) und Nr. 38 (Mariánské Lázně) haben in dieser Kategorie sehr ausgeprägte negative Werte zwischen -4.947 und -7.430 MJ. Den niedrigsten Wert erreicht die Kläranlage Nr. 28 (Waldsassen). Die übrigen negativen Werte der deutschen Kläranlagen sind hierbei weniger stark ausgeprägt zwischen -39 und -239 MJ.

Die relative Bewertung der Kläranlagen in Prozent ist in Tabelle 4.48 zu finden und in Abbildung 4.26 grafisch dargestellt.

Tabelle 4.48: Prozentuale Werte in der Kategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie

Nr.	%	Nr.	%	Nr.	%
WWTP 0	30	WWTP 14	10	WWTP 29	41
WWTP 1	34	WWTP 15	17	WWTP 30	46
WWTP 2	75	WWTP 16	21	WWTP 31	46
WWTP 3	20	WWTP 18	41	WWTP 32	33
WWTP 4	22	WWTP 19	42	WWTP 33	43
WWTP 5	27	WWTP 20	44	WWTP 34	46
WWTP 6	65	WWTP 21	43	WWTP 35	46
WWTP 7	28	WWTP 22	44	WWTP 36	38
WWTP 8	28	WWTP 23	43	WWTP 37	27
WWTP 9	6	WWTP 24	43	WWTP 38	67
WWTP 10	44	WWTP 25	41	WWTP 39	34
WWTP 11	28	WWTP 26	43	WWTP 40	46
WWTP 12	10	WWTP 27	42	WWTP 41	44
WWTP 13	0	WWTP 28	100		

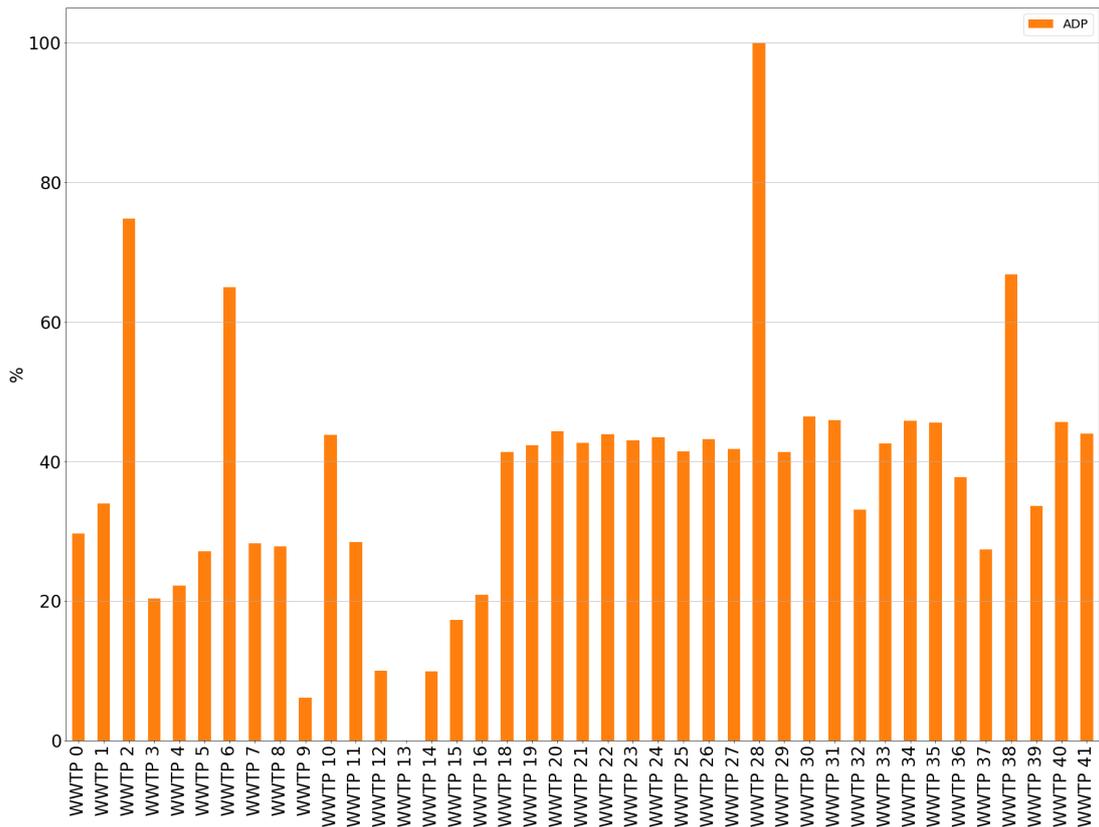


Abbildung 4.26: Prozentuale Werte in der Kategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie

Bei der Betrachtung der Prozentwerte in der Kategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen fällt zuerst die hohe Bewertung der Kläranlage Nr. 28 verglichen mit den übrigen Anlagen auf. Bewertungen von über 60 Prozent werden nur erreicht durch die Kläranlagen, deren absolutes ADP sich in einem negativen, vierstelligen Bereich bewegt. Der durchschnittliche Wert liegt in dieser Kategorie bei 38 Prozent. Während noch 23 Anlagen eine Bewertung über 40 Prozent erlangen, erreichen nur noch vier eine Bewertung über 50 Prozent. Bewertungen im unteren Drittel der Skala sind in dieser Kategorie häufiger. 14 der Anlagen erreichen einen Wert von 30 Prozent nicht. Fünf Anlagen bleiben unter 20 Prozent, drei unter 10 Prozent.

Eine grafische Darstellung der Werte der unterschiedlichen Prozesse in der Kategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen ist in untenstehender Abbildung 4.27 dargestellt.

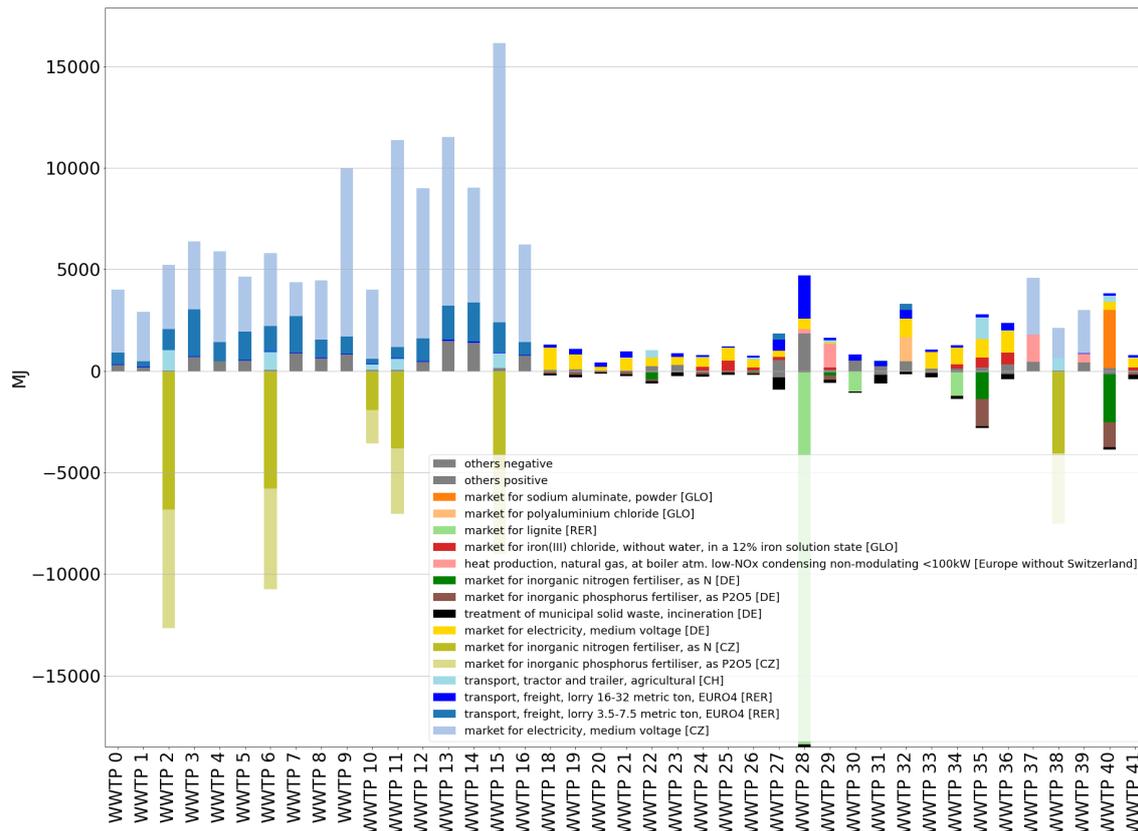


Abbildung 4.27: Anteil der Prozesse an den Gesamtwerten in der Kategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie

Bei der Betrachtung der einzelnen Prozesse fallen die hohen Werte für die Bereitstellung von Elektrizität für die tschechischen Kläranlagen auf. Beim ADP der deutschen Kläranlagen hat dieser Prozess ebenfalls einen signifikanten Anteil, jedoch weniger stark ausgeprägt. Weiterhin tragen unterschiedliche Transportprozesse zum ADP bei. Auf der tschechischen Seite der Zielregion kommen eher kleinere LKW (3,5 bis 7,5 t) und landwirtschaftliche Fahrzeuge (*tractor and trailer*) zum Einsatz, während auf der deutschen Seite der Transport per LKW (16 bis 32 t) dominiert (siehe auch Transportprozesse in Kapitel 4.2.3). Negative Werte resultieren erneut aus den Gutschriften für P- und N-Düngemittel. Außerdem resultiert der Einsatz von Klärschlamm als Substitut für Kohle im Rahmen der Mitverbrennung im Kohlekraftwerk [42] ebenfalls durch Gutschriften in negativen Werten.

Eutrophierung

Die Ergebnisse in der Kategorie Eutrophierung sind als Gesamtwerte in Tabelle 4.49 und Abbildung 4.28 dargestellt.

Tabelle 4.49: Gesamtwerte in der Kategorie Eutrophierung

Nr.	kg PO ₄ -Äq.	Nr.	kg PO ₄ -Äq.	Nr.	kg PO ₄ -Äq.
WWTP 0	15	WWTP 14	35	WWTP 29	4
WWTP 1	17	WWTP 15	14	WWTP 30	10
WWTP 2	11	WWTP 16	45	WWTP 31	15
WWTP 3	16	WWTP 18	11	WWTP 32	6
WWTP 4	21	WWTP 19	12	WWTP 33	11
WWTP 5	24	WWTP 20	16	WWTP 34	4
WWTP 6	18	WWTP 21	8	WWTP 35	8
WWTP 7	24	WWTP 22	9	WWTP 36	10
WWTP 8	22	WWTP 23	15	WWTP 37	15
WWTP 9	20	WWTP 24	6	WWTP 38	8
WWTP 10	16	WWTP 25	6	WWTP 39	7
WWTP 11	22	WWTP 26	8	WWTP 40	5
WWTP 12	29	WWTP 27	16	WWTP 41	8
WWTP 13	41	WWTP 28	-9		

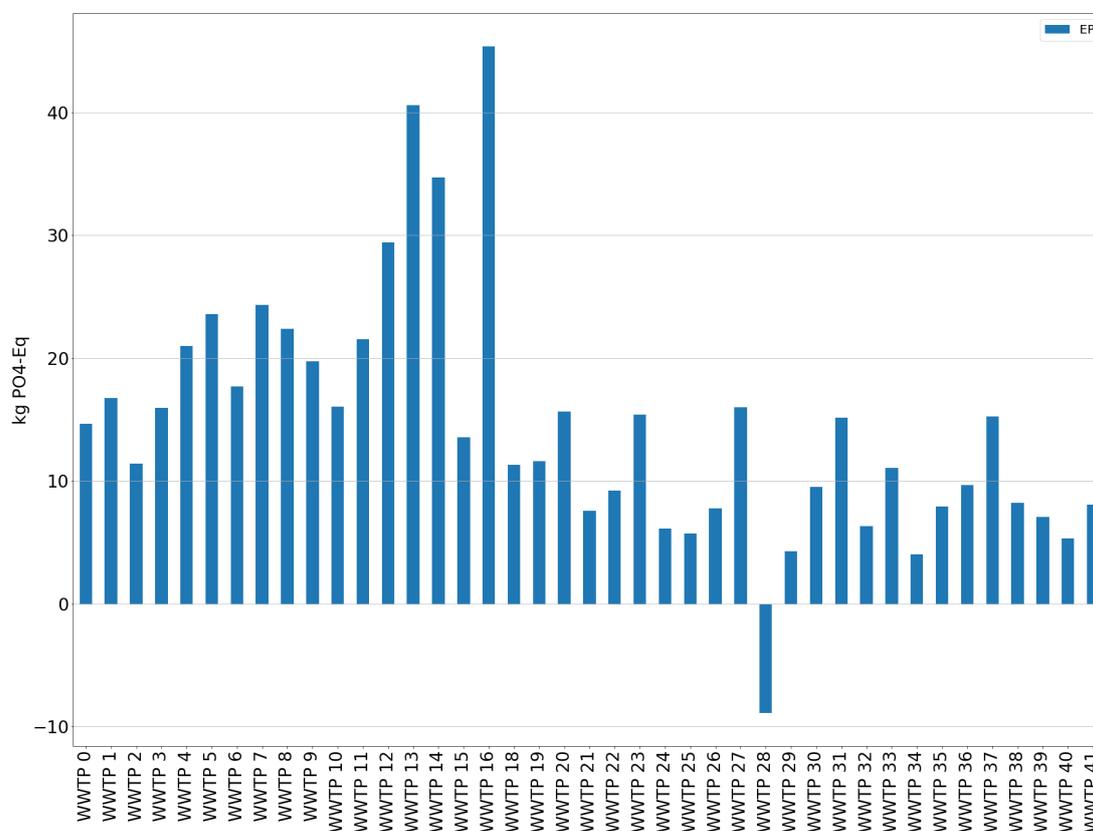


Abbildung 4.28: Gesamtwerte in der Kategorie Eutrophierung

Die Gesamtwerte in der Wirkungskategorie Eutrophierung sind eher niedrig ausgeprägt. Der höchste Wert liegt bei 45, der niedrigste bei -9 kg PO₄-Äquivalent. Der Mittelwert beträgt 15 kg PO₄-Äquivalent. Mit Ausnahme von einer Kläranlage (Nr. 28 Waldsassen) sind alle Werte positiv. Die Werte der tschechischen Kläranlagen fallen höher aus als die der deutschen.

Die relative Bewertung der Kläranlagen in der Kategorie Eutrophierung kann Tabelle 4.50 und Abbildung 4.29 entnommen werden.

Tabelle 4.50: Prozentuale Werte in der Kategorie Eutrophierung

Nr.	%	Nr.	%	Nr.	%
WWTP 0	57	WWTP 14	20	WWTP 29	76
WWTP 1	53	WWTP 15	59	WWTP 30	66
WWTP 2	63	WWTP 16	0	WWTP 31	56
WWTP 3	54	WWTP 18	63	WWTP 32	72
WWTP 4	45	WWTP 19	62	WWTP 33	63
WWTP 5	40	WWTP 20	55	WWTP 34	76
WWTP 6	51	WWTP 21	70	WWTP 35	69
WWTP 7	39	WWTP 22	67	WWTP 36	66
WWTP 8	42	WWTP 23	55	WWTP 37	56
WWTP 9	47	WWTP 24	72	WWTP 38	68
WWTP 10	54	WWTP 25	73	WWTP 39	71
WWTP 11	44	WWTP 26	69	WWTP 40	74
WWTP 12	29	WWTP 27	54	WWTP 41	69
WWTP 13	9	WWTP 28	100		

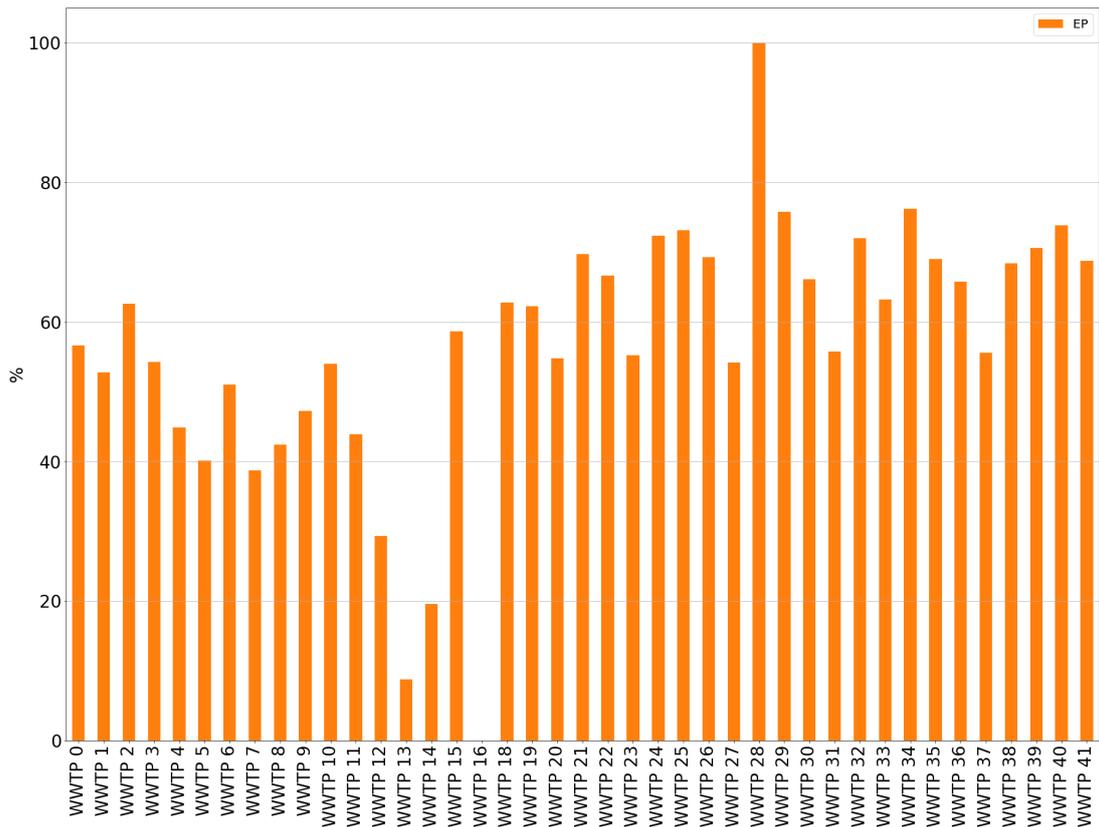


Abbildung 4.29: Prozentuale Werte in der Kategorie Eutrophierung

Bei der Betrachtung der prozentualen Bewertungen der Kategorie Eutrophierung fällt auf, dass ein Großteil der Kläranlagen sich um einen Wert von 60 Prozent bewegt. Bei 23 der Kläranlagen liegt die Bewertung zwischen 50 und 70 Prozent. Der Durchschnitt liegt bei 57 Prozent. Die beste Bewertung resultiert aus dem einzigen negativen Wert innerhalb der Kategorie. Es besteht ein großer Abstand zu den beiden Kläranlagen mit der zweitbesten Bewertung von jeweils 76 Prozent. Bewertungen in der unteren Hälfte der Skala sind wenig ausgeprägt. Nur zehn Kläranlagen werden mit Werten unter 50 Prozent bewertet, die Hälfte davon unter 40 Prozent.

Eine grafische Darstellung der Werte der unterschiedlichen Prozesse in der Kategorie Eutrophierung ist in untenstehender Abbildung 4.30 dargestellt.

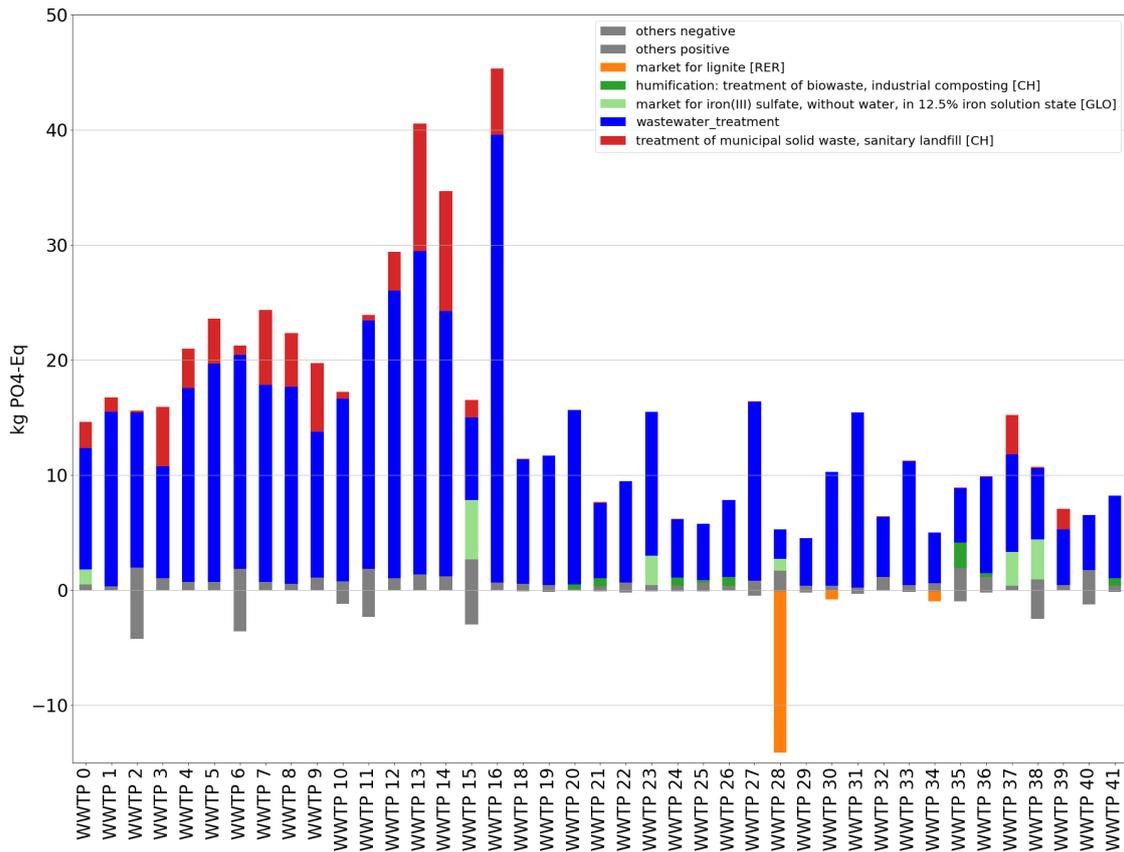


Abbildung 4.30: Anteil der Prozesse an den Gesamtwerten in der Kategorie Eutrophierung

Bei der Betrachtung der einzelnen Prozesse fällt zuerst auf, dass nur eine geringe Anzahl an Prozessen einen signifikanten Anteil an der Eutrophierung hat. Der Prozess der Abwasserbehandlung (*wastewater treatment*) trägt bei allen Kläranlagen am meisten bei. Durch das Einleiten des gereinigten Abwassers in Gewässer werden die noch im Abwasser vorhandenen Stoffe, wie Phosphor oder Stickstoff, freigesetzt [42]. Weiterhin werden bei der Deponierung von Klärschlamm unter anderem NH_4^+ und NO_3^- frei [54]. Negative Werte resultieren aus Gutschriften, beispielsweise für die Substitution von Kohle und Düngemittel [42].

Landnutzung

Die Ergebnisse in der Kategorie Landnutzung sind als Gesamtwerte in Tabelle 4.51 und Abbildung 4.31 dargestellt.

Tabelle 4.51: Gesamtwerte in der Kategorie Landnutzung

Nr.	m ² a	Nr.	m ² a	Nr.	m ² a
WWTP 0	210	WWTP 14	397	WWTP 29	-24
WWTP 1	162	WWTP 15	832	WWTP 30	4
WWTP 2	109	WWTP 16	327	WWTP 31	-29
WWTP 3	239	WWTP 18	-7	WWTP 32	-3
WWTP 4	302	WWTP 19	-9	WWTP 33	-13
WWTP 5	191	WWTP 20	-2	WWTP 34	-26
WWTP 6	155	WWTP 21	-5	WWTP 35	-51
WWTP 7	132	WWTP 22	-6	WWTP 36	-49
WWTP 8	204	WWTP 23	-4	WWTP 37	190
WWTP 9	553	WWTP 24	-21	WWTP 38	39
WWTP 10	193	WWTP 25	-42	WWTP 39	145
WWTP 11	607	WWTP 26	-14	WWTP 40	44
WWTP 12	491	WWTP 27	-44	WWTP 41	-27
WWTP 13	570	WWTP 28	5		

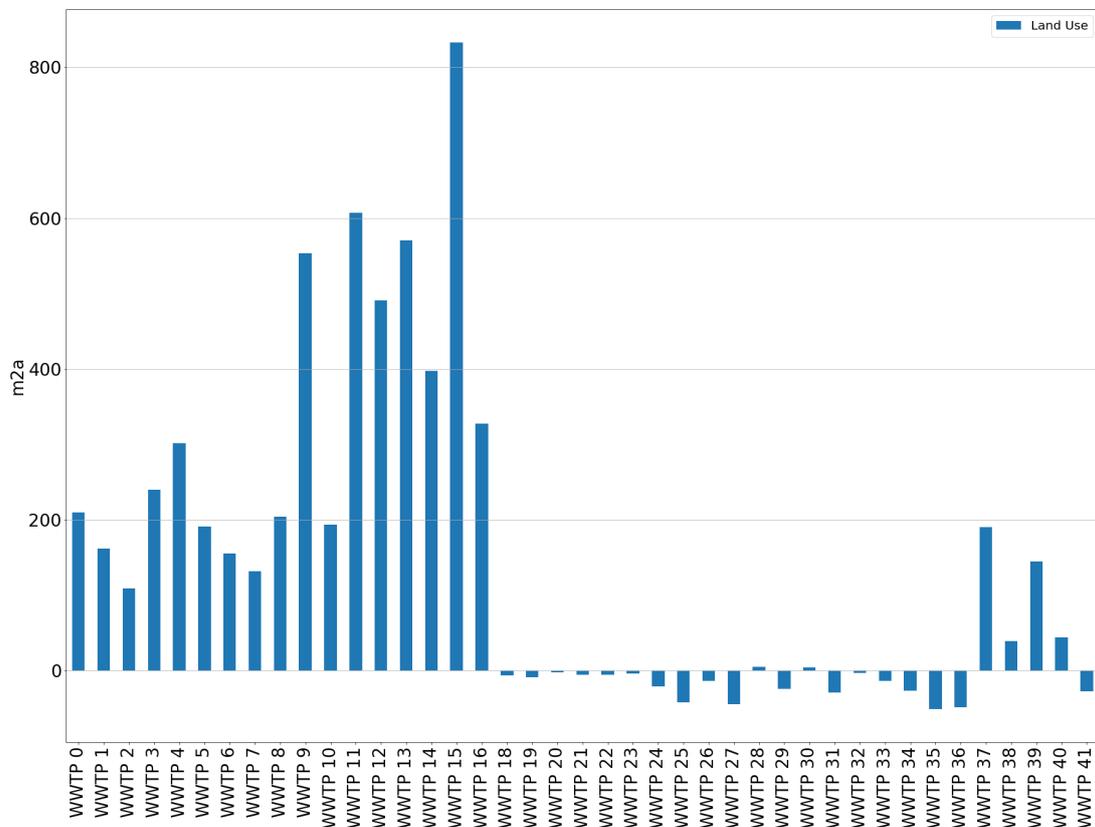


Abbildung 4.31: Gesamtwerte in der Kategorie Landnutzung

In der Kategorie Landnutzung bestehen starke Unterschiede zwischen den Werten der deutschen und der tschechischen Kläranlagen. Die Werte der tschechischen Kläranlage sind durchgehend positiv. Ein Großteil der Werte der deutschen Anlagen ist negativ. Die Kläranlagen Nr. 28 (Waldsassen), Nr. 30 (Plößberg I) und Nr. 40 (Mitterteich) erreichen positive Werte. Der höchste Wert beträgt 832, der niedrigste -51 m²a. Der Durchschnitt liegt bei 139 m²a. Die Kläranlage mit dem höchsten Wert ist Nr. 15 (Okrouhlá), die mit dem niedrigsten Nr. 35 (Kemnath).

In Tabelle 4.52 und Abbildung 4.32 ist die relative Bewertung der Kläranlagen in der Kategorie Eutrophierung dargestellt.

Tabelle 4.52: Prozentuale Werte in der Kategorie Landnutzung

Nr.	%	Nr.	%	Nr.	%
WWTP 0	71	WWTP 14	49	WWTP 29	97
WWTP 1	76	WWTP 15	0	WWTP 30	94
WWTP 2	82	WWTP 16	57	WWTP 31	98
WWTP 3	67	WWTP 18	95	WWTP 32	95
WWTP 4	60	WWTP 19	95	WWTP 33	96
WWTP 5	73	WWTP 20	95	WWTP 34	97
WWTP 6	77	WWTP 21	95	WWTP 35	100
WWTP 7	79	WWTP 22	95	WWTP 36	100
WWTP 8	71	WWTP 23	95	WWTP 37	73
WWTP 9	32	WWTP 24	97	WWTP 38	90
WWTP 10	72	WWTP 25	99	WWTP 39	78
WWTP 11	26	WWTP 26	96	WWTP 40	89
WWTP 12	39	WWTP 27	99	WWTP 41	97
WWTP 13	30	WWTP 28	94		

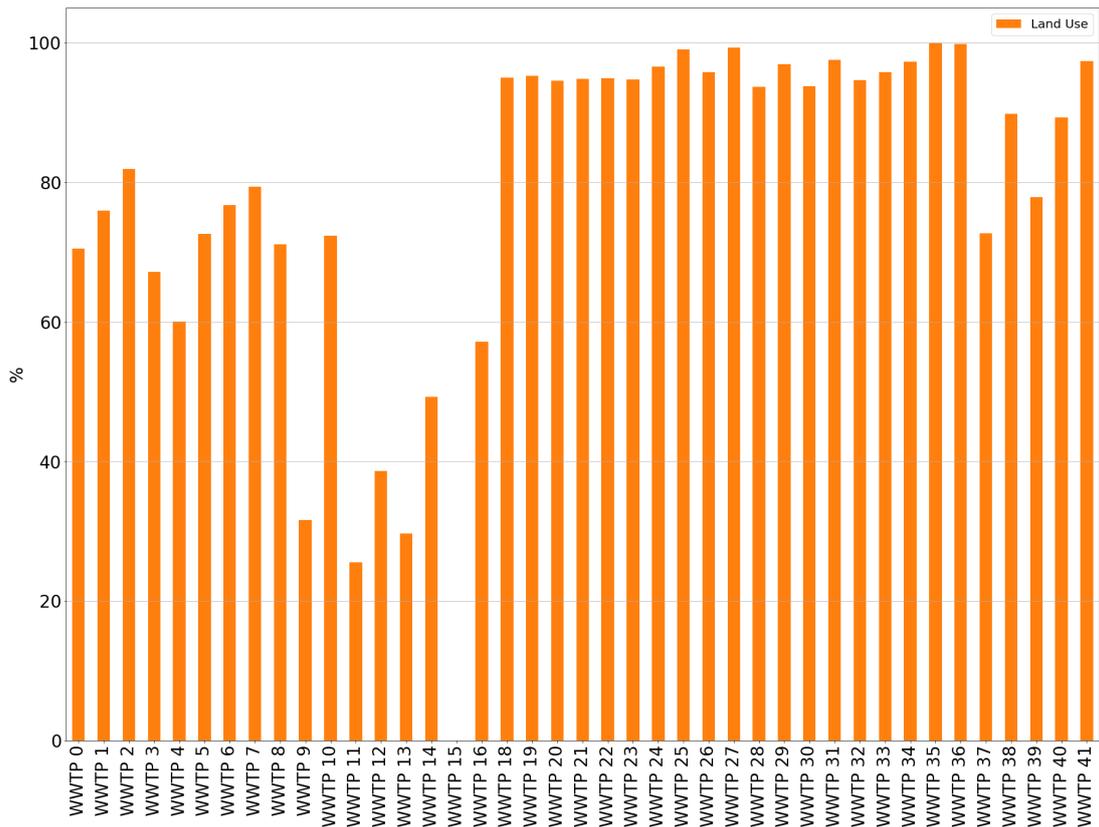


Abbildung 4.32: Prozentuale Werte in der Kategorie Landnutzung

Bei Betrachtung der Prozentwerte fällt die hohe Bewertung eines großen Teils der Kläranlagen auf. 20 Kläranlagen erreichen eine Bewertung über 90 Prozent. Was primär auf die hohe Anzahl an Kläranlagen, die in der absoluten Bewertung negative Zahlen erzielen, zurückgeführt werden kann. Insgesamt werden in der Kategorie Landnutzung eher hohe Prozentwerte erzielt. Die durchschnittliche Bewertung liegt bei 78 Prozent. Nur sechs Kläranlagen erhalten eine Bewertung unter 50 Prozent.

Eine grafische Darstellung der Werte der unterschiedlichen Prozesse in der Kategorie Landnutzung ist in untenstehender Abbildung 4.33 dargestellt.

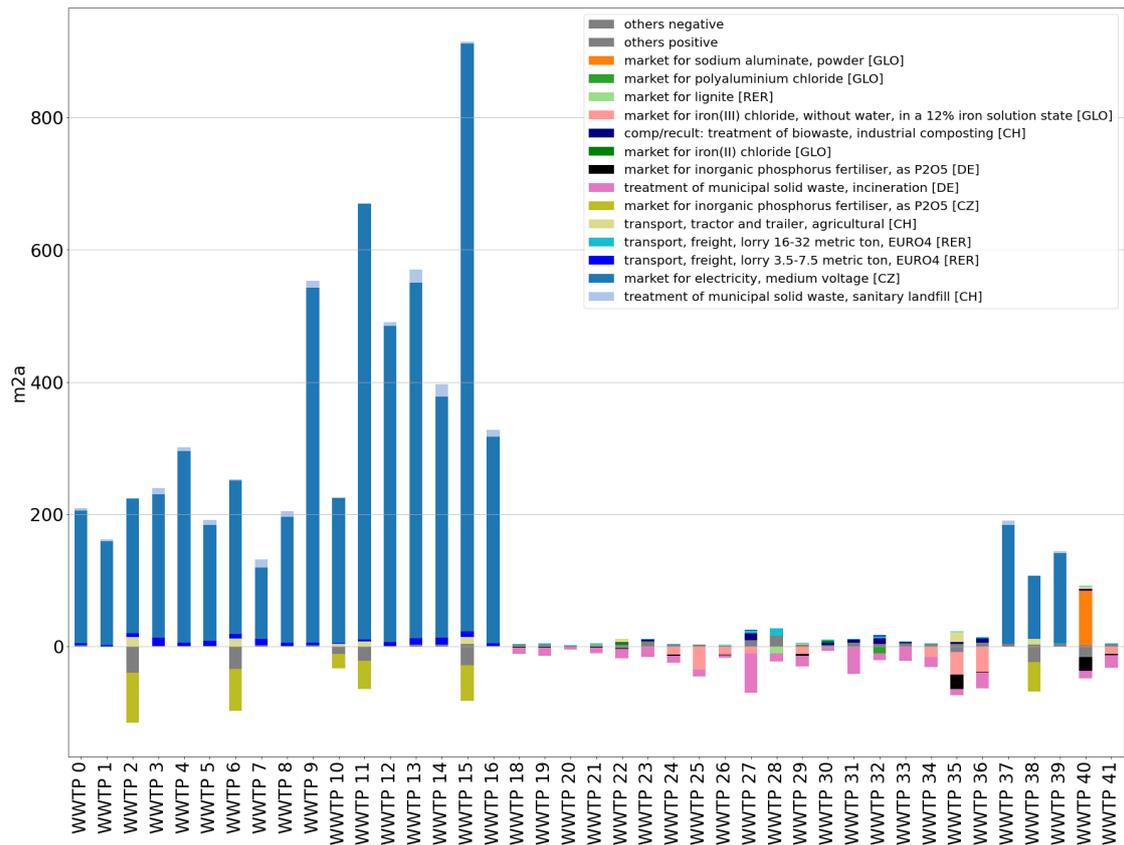


Abbildung 4.33: Anteil der Prozesse an den Gesamtwerten in der Kategorie Landnutzung

Die Betrachtung der einzelnen Prozesse zeigt, dass der Bezug von Elektrizität auf der tschechischen Seite der Zielregion einen hohen Einfluss auf den Flächenverbrauch hat. Die negativen Werte resultieren aus Gutschriften für die Substitution von Düngemitteln. Außerdem ergeben sich für die deutschen Anlagen negative Werte durch den Prozess der Abfallverbrennung (*waste incineration*), in der Rechengut behandelt wird. Diese resultieren aus Gutschriften für bei der Abfallbehandlung erzeugte elektrische und thermische Energie [201].

Ökotoxizität

Die Ergebnisse in der Kategorie Ökotoxizität sind als Gesamtwerte in Tabelle 4.53 und Abbildung 4.34 dargestellt.

Tabelle 4.53: Gesamtwerte in der Kategorie Ökotoxizität

Nr.	CTU	Nr.	CTU	Nr.	CTU
WWTP 0	46.614	WWTP 14	210.599	WWTP 29	4.600
WWTP 1	25.760	WWTP 15	76.182	WWTP 30	3.654
WWTP 2	62.284	WWTP 16	116.700	WWTP 31	7.622
WWTP 3	104.620	WWTP 18	5.472	WWTP 32	11.442
WWTP 4	70.357	WWTP 19	4.861	WWTP 33	6.149
WWTP 5	78.744	WWTP 20	7.853	WWTP 34	3.915
WWTP 6	66.176	WWTP 21	6.533	WWTP 35	17.925
WWTP 7	130.810	WWTP 22	4.683	WWTP 36	14.795
WWTP 8	94.719	WWTP 23	8.476	WWTP 37	68.979
WWTP 9	122.000	WWTP 24	7.059	WWTP 38	37.661
WWTP 10	29.500	WWTP 25	4.875	WWTP 39	37.161
WWTP 11	44.933	WWTP 26	5.284	WWTP 40	45.271
WWTP 12	70.190	WWTP 27	19.540	WWTP 41	7.593
WWTP 13	223.352	WWTP 28	-5.580		

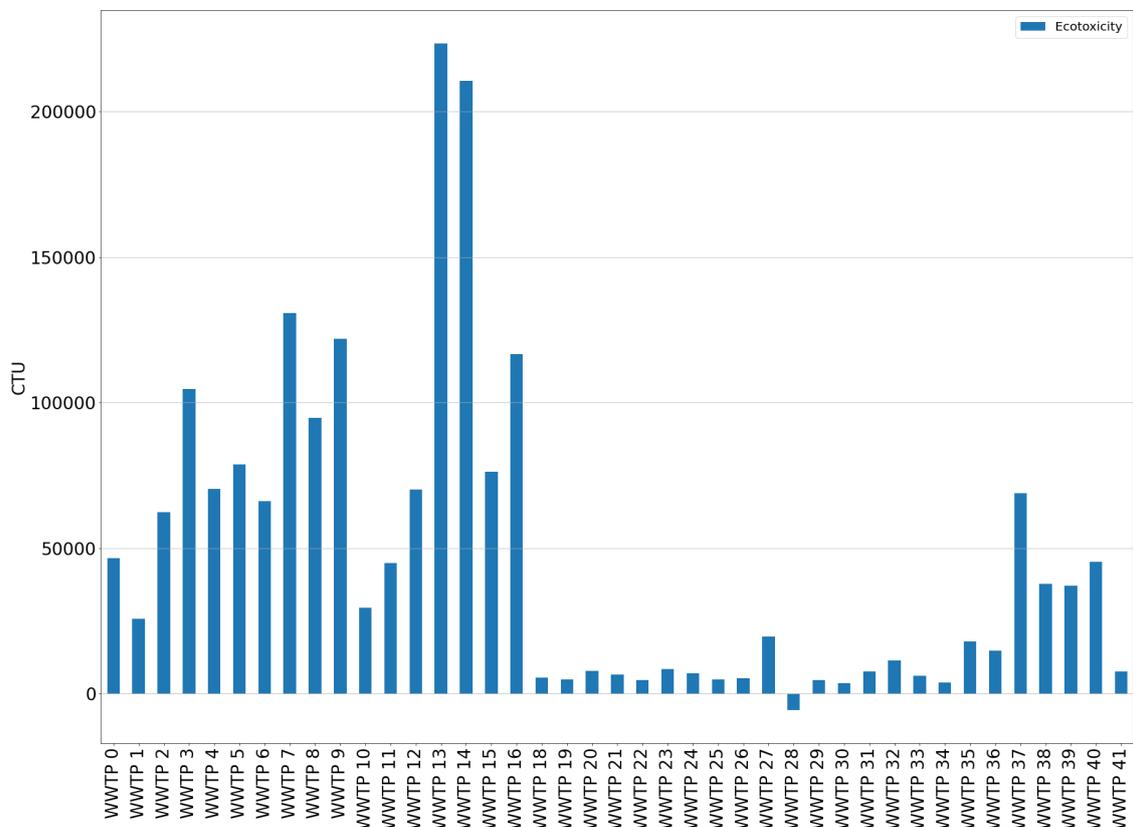


Abbildung 4.34: Gesamtwerte in der Kategorie Ökotoxizität

Die Wirkungskategorie Ökotoxizität weist im Vergleich zu anderen Kategorien sehr hohe Werte auf. Außerdem weichen die Werte der einzelnen Kläranlagen stark voneinander ab. Der höchste Wert beträgt 223.352 und der niedrigste -5.580 CTU. Der Mittelwert liegt bei 46.570 CTU. Die Werte fallen, mit Ausnahme der Kläranlage Nr. 28 (Waldsassen), durchgehend positiv aus.

In der untenstehenden Tabelle 4.54 und Abbildung 4.35 ist die relative Bewertung der Kläranlagen in der Kategorie Ökotoxizität dargestellt.

Tabelle 4.54: Prozentuale Werte in der Kategorie Ökotoxizität

Nr.	%	Nr.	%	Nr.	%
WWTP 0	77	WWTP 14	6	WWTP 29	96
WWTP 1	86	WWTP 15	64	WWTP 30	96
WWTP 2	70	WWTP 16	47	WWTP 31	94
WWTP 3	52	WWTP 18	95	WWTP 32	93
WWTP 4	67	WWTP 19	95	WWTP 33	95
WWTP 5	63	WWTP 20	94	WWTP 34	96
WWTP 6	69	WWTP 21	95	WWTP 35	90
WWTP 7	40	WWTP 22	96	WWTP 36	91
WWTP 8	56	WWTP 23	94	WWTP 37	67
WWTP 9	44	WWTP 24	94	WWTP 38	81
WWTP 10	85	WWTP 25	95	WWTP 39	81
WWTP 11	78	WWTP 26	95	WWTP 40	78
WWTP 12	67	WWTP 27	89	WWTP 41	94
WWTP 13	0	WWTP 28	100		

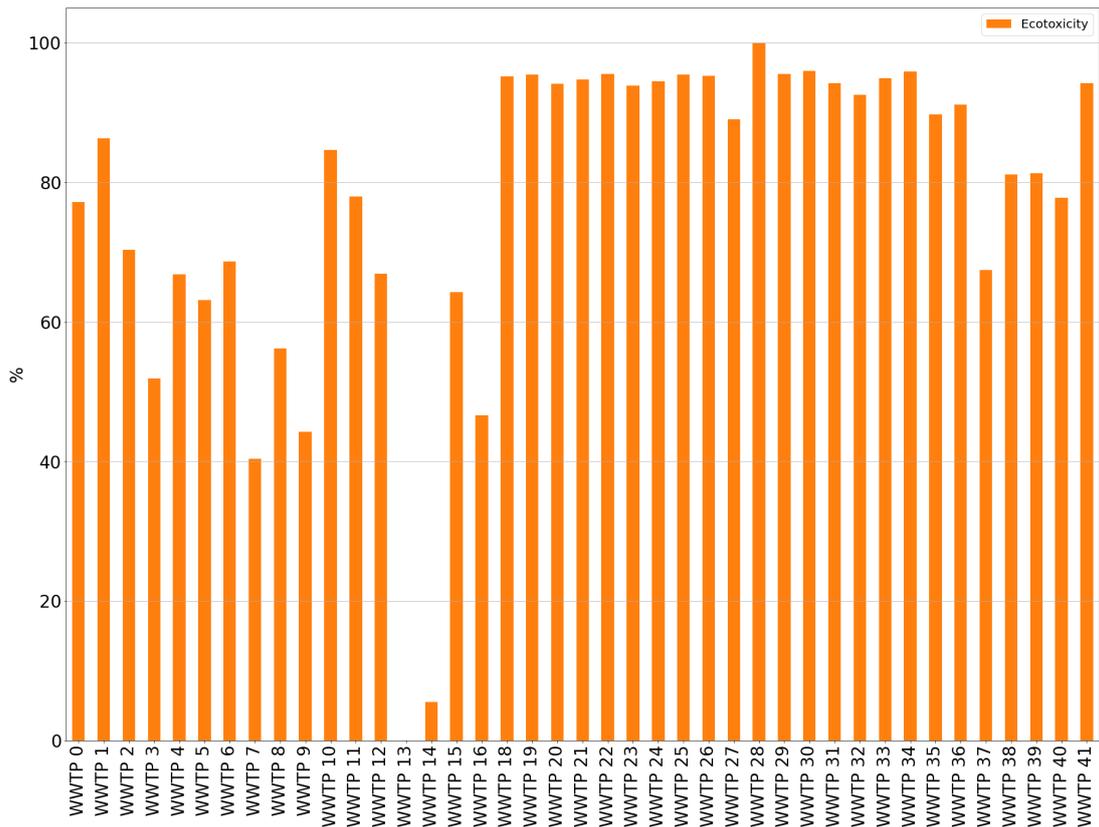


Abbildung 4.35: Prozentuale Werte in der Kategorie Ökotoxizität

Auch in der Kategorie der Ökotoxizität fallen die Werte der prozentualen Bewertung größtenteils hoch aus. 24 der Kläranlagen erreichen eine Bewertung von über 80 Prozent. Nur sieben Kläranlagen sind mit weniger als 60 Prozent bewertet. Der durchschnittliche Wert innerhalb dieser Kategorie beträgt 77 Prozent. Diese Verteilung resultiert unter anderem aus den sehr hohen absoluten Werten der beiden Kläranlagen, die am schlechtesten bewertet sind (Nr. 13, 14). Diese betragen mehr als das Vierfache der durchschnittlichen Ökotoxizität aller Anlagen. Die übrigen Kläranlagen erreichen alle eine Bewertung von über 40 Prozent. Ihre Absolutwerte weisen einen großen Abstand zu den Anlagen Nr. 13 und 14 auf.

Eine grafische Darstellung der Werte der unterschiedlichen Prozesse in der Kategorie Ökotoxizität ist in untenstehender Abbildung 4.36 dargestellt.

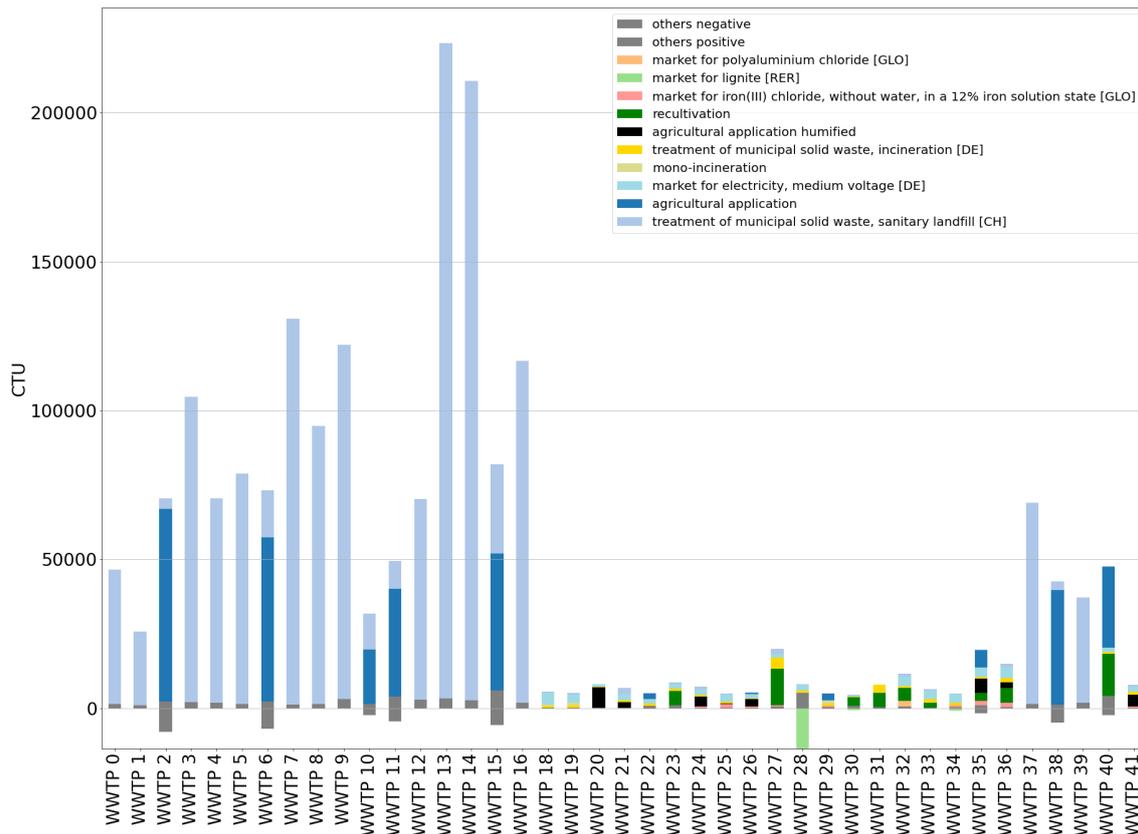


Abbildung 4.36: Anteil der Prozesse an den Gesamtwerten in der Kategorie Ökotoxizität

Der Prozess der Deponierung (*sanitary landfill*) trägt in hohem Maße zur Kategorie der Ökotoxizität bei. Bei diesem Prozess werden Stoffe wie beispielsweise Arsen, Barium, Blei und Quecksilber freigesetzt [54]. Außerdem hat die landwirtschaftliche Ausbringung von Klärschlamm (*agricultural application*) signifikante Auswirkungen, da hier die im Klärschlamm enthaltenen Stoffe wie Arsen, Chrom und Blei [42] in den Boden eingetragen werden. Der Prozess Rekultivierung (*recultivation*) trägt ebenso zur Ökotoxizität bei, da hier kompostierter Klärschlamm landwirtschaftlich ausgebracht wird. Dies ist auch bei der Ausbringung von vererdetem Klärschlamm (*agricultural application humified*) der Fall. Weiterhin trägt der Prozess des Strombezugs auf der deutschen Seite der Zielregion zur Ökotoxizität bei. Eine signifikante Gutschrift resultiert erneut aus der Substitution von Kohle durch Klärschlamm [42].

Photochemische Oxidation

Da die Ausprägung der Wirkungskategorie POCP bei allen Kläranlagen, unabhängig von der Klärschlammverwertung, durchgehend unter einem Wert von 1 kg Ethen-Äquivalent bleibt (siehe Tabelle 4.55), wird die photochemische Oxidation im Folgenden nicht mehr als relevante Wirkungskategorie eingeschätzt und nicht weiter als ökologischer Indikator ausgewertet.

Tabelle 4.55: Gesamtwerte in der Kategorie Photochemische Oxidation

Nr.	kg Ethen-Äq.	Nr.	kg Ethen-Äq.	Nr.	kg Ethen-Äq.
WWTP 0	0,14	WWTP 14	0,53	WWTP 29	0,01
WWTP 1	0,08	WWTP 15	0,12	WWTP 30	0,03
WWTP 2	-0,08	WWTP 16	0,31	WWTP 31	-0,00
WWTP 3	0,28	WWTP 18	0,01	WWTP 32	0,06
WWTP 4	0,20	WWTP 19	0,01	WWTP 33	0,01
WWTP 5	0,21	WWTP 20	0,01	WWTP 34	0,02
WWTP 6	-0,03	WWTP 21	0,03	WWTP 35	0,04
WWTP 7	0,33	WWTP 22	0,01	WWTP 36	0,03
WWTP 8	0,24	WWTP 23	0,03	WWTP 37	0,20
WWTP 9	0,34	WWTP 24	0,02	WWTP 38	-0,04
WWTP 10	0,02	WWTP 25	0,01	WWTP 39	0,13
WWTP 11	0,04	WWTP 26	0,02	WWTP 40	0,01
WWTP 12	0,22	WWTP 27	0,02	WWTP 41	0,02
WWTP 13	0,58	WWTP 28	0,29		

Im Anschluss an die Auswertung der Wirkungsabschätzung der Ökobilanzen, wird im folgenden Kapitel eine Betrachtung der Sensitivität der erzielten Ergebnisse durchgeführt.

4.2.7 Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse ist ein Verfahren zur Einschätzung der Auswirkungen der gewählten Methoden und Daten auf das Ergebnis der Ökobilanzstudie [45].

Im Folgenden werden sowohl die Daten als auch die Methodik betrachtet.

Die Analyse der Daten ist in zwei Schritte unterteilt. Im ersten Schritt wird die Qualität der Daten, die zur Erstellung der Ökobilanz herangezogen werden, bewertet. Im zweiten Schritt werden die Auswirkungen der Datenqualität auf das Ergebnis der Wirkungsabschätzung untersucht.

Zum anderen wird die Methodik betrachtet. Hierbei werden die Auswirkungen von Veränderungen an der Methode der Wirkungsabschätzung auf das Ergebnis betrachtet.

Da eine Bewertung der Sensitivität anhand der Ökobilanzen aller Kläranlagen mit einem sehr hohen Aufwand verbunden ist, wird in diesem Rahmen für den Schritt der Wirkungsabschätzung eine repräsentative Anzahl an Kläranlagen herangezogen.

Qualität der Input- und Output-Daten

Um die Qualität der Daten, die in die Sachbilanzen der Ökobilanz eingehen, zu bewerten, wird im Folgenden eine Evaluierung der Datenlage jeder Kläranlage durchgeführt.

Die Kläranlagendaten sind in einer Datenbank organisiert und werden durch ein Python-Skript in die jeweilige Sachbilanz übertragen (siehe auch Kapitel 4.2.4).

Die Einträge in der Datenbank können unterschiedliche Formate haben. Am häufigsten sind Einträge mit numerischen Werten, wie beispielsweise die Verbräuche unterschiedlicher Energieträger einer Kläranlage, wie im untenstehenden Ausschnitt (Beispiel 4.10) zu sehen ist.

```
"electricity_from_grid": 16055.0,
```

Code-Beispiel 4.10: Datenbankeintrag mit numerischem Wert

Ein Eintrag mit der Ziffer 0 (siehe Beispiel 4.11) bedeutet hier, dass zum Beispiel kein Erdgas verbraucht wurde, also der Verbrauch gleich 0 ist.

```
"natural_gas_consumption": 0.0,
```

Code-Beispiel 4.11: Datenbankeintrag mit numerischem Wert gleich 0

Weiterhin können Einträge in der Datenbank auch als Zeichenketten (*strings*) vorliegen, wie beispielsweise das Phosphatfällmittel, wie in Beispiel 4.12 dargestellt ist.

```
"phosphorus_precipitant ": "Aluminium-Eisen-III-Sulfat"
```

Code-Beispiel 4.12: Datenbankeintrag mit Zeichenkette

Liegt ein Wert nicht vor, wird sein Fehlen durch den Eintrag *null* in der Datenbank kenntlich gemacht, wie in Beispiel 4.13 verdeutlicht ist.

```
"phosphorus_precipitant ": null
```

Code-Beispiel 4.13: Datenbankeintrag mit fehlendem Wert

Teilweise enthält die Datenbank Eintragungsmöglichkeiten, die nicht auf jede Kläranlage zutreffen. Dies ist beispielsweise beim Phosphatfällmittel der Fall, wenn in der Kläranlage gar keine Phosphatfällung vorgenommen wird. Um die einheitliche Struktur der Datenbank dennoch aufrechtzuerhalten, werden derartige nicht zutreffende Felder nicht aus der Datenbank entfernt, sondern mit dem Wert *false* ausgefüllt, wie das untenstehende Beispiel 4.14 zeigt.

```
"phosphorus_precipitant ": false
```

Code-Beispiel 4.14: Datenbankeintrag mit nicht zutreffendem Wert

Hierdurch wird eine klare Unterscheidung zwischen einem Wert, der 0 beträgt, einem Wert, der nicht vorliegt, und einem Wert, der nicht zutrifft, ermöglicht. Fehlende Werte werden ausschließlich mit dem Eintrag *null* versehen.

Bei der Erstellung der Sachbilanz werden fehlende Werte in der Datenbank, anhand der in Kapitel 4.2.3 beschriebenen Methodik berechnet oder gehen mit dem Wert 0 in die Sachbilanz ein. Der Einsatz realer Messwerte gegenüber derart erlangten Werten ermöglicht eine höhere Qualität der Ökobilanz.

Daher wird im Folgenden die Qualität der Datensätze anhand der Anzahl an möglichen und fehlenden Datenbankeinträgen bewertet. Hierzu wird die Anzahl an fehlenden Werten in den Datenbankeinträgen jeder Kläranlage ermittelt und mit der Anzahl an möglichen, eintragbaren Werten verglichen.

Da die Datenbank neben den Sachbilanzdaten noch weitere Informationen zu den Kläranlagen enthält, werden nur die Daten, die die Grundlage der Inputs und Outputs der Ökobilanz bilden, bewertet. Hierzu zählen die Daten zu Abwasserzu- und Abfluss, Klärschlammmenge, -parameter und Behandlung und Entsorgung, Energieverbrauch, Phosphatfällung, Menge an Rechen- und Sandfanggut und der Standort der Kläranlage.

Die Datenanalyse erfolgt anhand eines Skripts, das über alle Kläranlagenprofile iteriert und dabei die möglichen und die nicht ausgefüllten Datenbankeinträge zählt. Das Vorgehen wird anhand der Ablaufwerte im folgenden Beispiel 4.15 verdeutlicht.

```
"effluent": {
    "name": "Baernau",
    "date": null,
    "BOD": 8.0,
    "COD": 28.0,
    "NH4-N": 3.8,
    "NO3-N": 3.2,
    "NO2-N": null,
    "Ntot": 8.0,
    "totN": null,
    "Ptot": 2.25
},
```

Code-Beispiel 4.15: Datenbankeintrag Ablaufwerte (Beispielwerte)

Da die Werte unter name, date und Ntot nicht in die Sachbilanz eingehen, werden sie als nicht relevant angesehen. Sie werden folglich nicht mitgezählt. Die übrigen Werte (BSB₅, CSB, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, GesN, P) gehen in die Sachbilanz ein und gelten daher als relevant. Sie werden als mögliche Einträge gezählt. Von den sieben relevanten Werten sind zwei Werte (NO₂-N und GesN) mit *null* ausgefüllt. Sie werden als fehlende Werte gezählt. In diesem Beispiel fehlen also zwei von sieben Werten, was einem Anteil von 29 % der fehlenden Einträge an den möglichen Einträgen in der Kategorie Ablaufwerte entspricht.

Tabelle 4.56 gibt für jede Kläranlage die Summe der fehlenden und der möglichen Einträge an. Die Tabelle enthält für jede Kläranlage zwei Werte im Format (x, y). Der erste Wert (x) ist die Anzahl der fehlenden Werte, der zweite (y) die Anzahl an möglichen Einträgen. Beispielsweise (1, 2) bedeutet, dass von zwei Einträgen einer fehlt. Weiterhin ist der Anteil der fehlenden Einträge an den möglichen Einträgen in Prozent angegeben. Je mehr Einträge fehlen, desto geringer wird die Qualität der Daten bewertet.

Da die kleinen tschechischen Kläranlagen (Nr. 0 bis 16) ihren Klärschlamm gesammelt über die großen Anlagen (Nr. 37, 38, 39) verwerten, liegen für diese keine Daten zu Klärschlammesswerten und -entsorgung vor [42]. Da zur Erstellung der Sachbilanz (siehe Kapitel 4.2.3) die Daten der jeweiligen Zielkläranlage herangezogen werden, werden zur Bewertung der Datenlage ebenfalls die Daten der entsprechenden Zielkläranlage verwendet.

Eine Auflistung sämtlicher relevanter, vorhandener und fehlender Daten ist in Anhang 8.2 zu finden.

Tabelle 4.56: Bewertung der Qualität der Kläranlagendaten - Summe fehlende und mögliche Einträge, Anteil fehlender an möglichen Einträgen

Nr.	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5
Σ Anteil	(8, 50) 16 %	(9, 50) 18 %	(9, 50) 18 %	(8, 50) 16 %	(9, 50) 18 %	(8, 50) 16 %
Nr.	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11
Σ Anteil	(9, 50) 18 %	(9, 50) 18 %	(9, 50) 18 %	(9, 50) 18 %	(9, 50) 18 %	(9, 50) 18 %
Nr.	WWTP 12	WWTP 13	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18
Σ Anteil	(9, 50) 18 %	(8, 50) 16 %	(9, 50) 18 %	(9, 50) 18 %	(10, 50) 20 %	(10, 50) 20 %
Nr.	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24
Σ Anteil	(10, 50) 20 %	(4, 50) 8 %	(7, 50) 14 %	(3, 50) 6 %	(5, 50) 10 %	(8, 50) 16 %
Nr.	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28	WWTP 29	WWTP 30
Σ Anteil	(7, 50) 14 %	(8, 50) 16 %	(6, 50) 12 %	(4, 50) 8 %	(2, 50) 4 %	(9, 50) 18 %
Nr.	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36
Σ Anteil	(8, 50) 16 %	(4, 50) 8 %	(7, 50) 14 %	(7, 50) 14 %	(5, 50) 10 %	(8, 50) 16 %
Nr.	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
Σ Anteil	(7, 50) 14 %	(8, 50) 16 %	(8, 50) 16 %	(2, 50) 4 %	(6, 50) 12 %	

In Abbildung 4.37 sind die Anteile der fehlenden Einträge an den möglichen Einträgen grafisch verdeutlicht. Die größten Datenlücken weisen die Datenbankeinträge der Kläranlagen Nr. 16, 18 und 19 (Střížov, Bärnau I und Bärnau II) mit 20 Prozent fehlenden Werten auf. Die Datensätze der Anlagen Nr. 29 und 40 (Tirschenreuth, Mitterteich) sind mit nur 4 Prozent fehlenden Werten am vollständigsten. Das Fehlen von 18 Prozent der Daten tritt jedoch am häufigsten (13 Kläranlagen) auf.

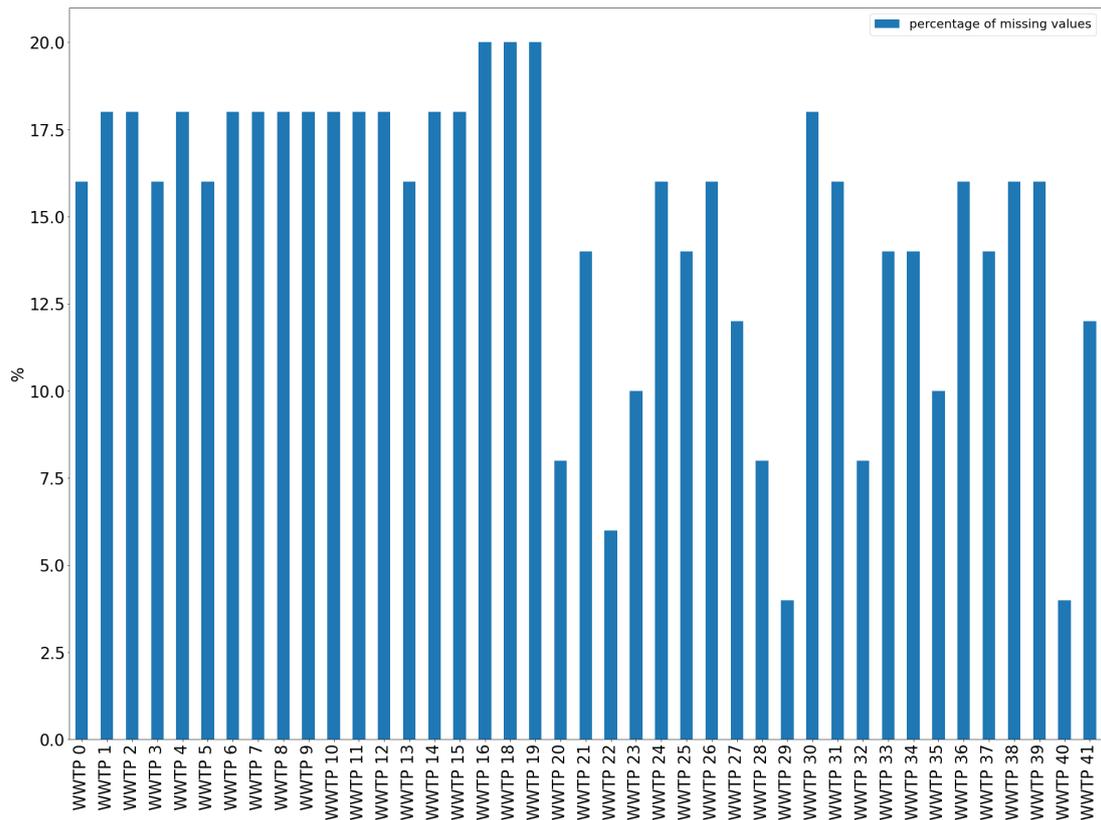


Abbildung 4.37: Anteil fehlender Einträge an möglichen Einträgen in Datenbank

Eine Beurteilung der Sensitivität anhand der Kläranlagen mit den meisten fehlenden Einträgen ist gerade aufgrund der unvollständigen Datenlage nicht möglich. Daher wird die Sensitivitätsanalyse anhand der Sachbilanzdaten der Kläranlagen mit den wenigsten fehlenden Datenbankeinträgen (Nr. 29 und 40) durchgeführt. Am Beispiel dieser Kläranlagen wird durch die Simulation des Fehlens von 18 Prozent der Datenbankeinträgen (entspricht neun Einträgen) der Einfluss auf die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung untersucht.

Im Folgenden wird das Vorgehen im Detail erläutert.

Zuerst werden in den Datenbankeinträgen der Kläranlagen Nr. 29 und Nr. 40 der Anteil an fehlenden Einträgen auf jeweils 18 Prozent der relevanten Einträge erhöht, indem sieben weitere Einträge als fehlend deklariert werden. Welche Einträge auf *null* gesetzt werden, wird anhand der folgenden Kriterien definiert.

- Die Einträge liegen in der Datenbank der jeweiligen Kläranlage vor.
- Wird zur Berechnung eines fehlenden Eintrags ein anderer Datenbankeintrag herangezogen, muss dieser ebenfalls vorliegen.
- Die eingetragenen Werte betragen nicht 0.

Anschließend werden aus den Datenbankeinträgen der Anlagen Nr. 29 und 40, die den oben stehenden Kriterien entsprechen, die sieben Einträge ausgewählt, die bei der Betrachtung der Datenqualität aller Kläranlagen am häufigsten fehlen.

Dies sind bei der Kläranlage Nr. 29 die Klärschlammparameter dl-PCB, PCDD/F, Fe, Cr VI, CaO und die Ablaufparameter GesN und NO₂-N. Bei der Kläranlage

Nr. 40 sind es die Klärschlammparameter dl-PCB, PCDD/F, Fe, CaO, AOX, der Ablaufparameter NO₂-N und der Zulaufparameter GesN. [42]

Diese Werte werden nun beim Transfer in die Sachbilanz nicht mehr als Messwerte, sondern als fehlende Werte behandelt, und daher entweder gleich 0 gesetzt oder berechnet.

Die oben genannten Klärschlammparameter beider Kläranlagen gehen daher mit dem Wert 0, statt des ursprünglich gemessenen Werts, in die Erstellung der Sachbilanz ein (siehe Gleichungen 4.11 und 4.12). Der NO₂-N-Wert im Kläranlagenablauf wird für beide Kläranlagen ebenfalls gleich 0 gesetzt und ergibt somit auch nach der Umrechnung in Nitrit den Wert 0 (siehe Gleichung 4.8). Der Ablaufwert GesN stellt keinen direkten Output-Wert dar, sondern geht in die Berechnung der N₂O-Emissionen ein (siehe Gleichung 4.4). Liegt der GesN-Wert nicht vor, wird er aus dem Nges-Wert im Ablauf berechnet [188]. Für die Kläranlage Nr. 29 wird dieses Vorgehen angewendet. Für Anlage Nr. 40 liegt der Nges-Wert nicht vor [42], was bedeutet, dass die oben genannten Kriterien nicht erfüllt sind. Der Wert GesN (Ablauf) wird daher für diese Kläranlage nicht als fehlend definiert. Stattdessen wird der Zulaufparameter GesN als fehlend definiert. Dieser Wert wird ebenfalls zur Berechnung der N₂O-Emissionen herangezogen. Der GesN-Wert kann aus dem NH₄-N-Wert berechnet werden [188] und geht so in die Gleichung 4.3 ein.

Die Ökobilanzmodelle der beiden Kläranlagen werden mit den veränderten Sachbilanzen erneut berechnet und die Abweichungen zum Ergebnis der Wirkungsabschätzung mit den ursprünglichen Sachbilanzdaten betrachtet.

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung mit den originalen Daten (Szenario Original) und den berechneten Daten (Szenario Simulation) sind für Kläranlage Nr. 29 in Tabelle 4.57 und für Kläranlage Nr. 40 in Tabelle 4.58 dargestellt.

Tabelle 4.57: Wirkungsabschätzung der Kläranlage Nr. 29 mit originalen und berechneten Daten

Wirkungskategorie	Original	Simulation	Absolute Differenz	Relative Differenz
Ökotoxizität [CTU]	4.600,084	4.596,737	3,347	- 0,073 %
GWP [kg CO ₂ -Äq.]	340,869	346,836	5,967	+ 1,751 %
EP [kg PO ₄ -Äq.]	4,275	4,182	0,093	- 2,186 %
AP [kg SO ₂ -Äq.]	- 0,154	- 0,153	0,002	+ 0,994 %
Landnutzung [m ² a]	- 23,955	- 23,906	0,050	+ 0,208 %
ADP - fossile Energie [MJ]	1.046,177	1.053,594	7,417	+ 0,709 %

Original: 4 % fehlende Datenbankeinträge, Simulation: 18 % fehlende Datenbankeinträge

Tabelle 4.58: Wirkungsabschätzung der Kläranlage Nr. 40 mit originalen und berechneten Daten

Wirkungskategorie	Original	Simulation	Absolute Differenz	Relative Differenz
Ökotoxizität [CTU]	45.271,377	45.279,285	7,908	+ 0,017 %
GWP [kg CO ₂ -Äq.]	552,279	552,494	0,215	+ 0,039 %
EP [kg PO ₄ -Äq.]	5,296	5,217	0,079	- 1,485 %
AP [kg SO ₂ -Äq.]	0,356	0,379	0,023	+ 6,574 %
Landnutzung [m ² a]	44,103	44,862	0,759	+ 1,721 %
ADP - fossile Energie [MJ]	- 38,977	74,231	113,208	+ 290,447 %

Original: 4 % fehlende Datenbankeinträge, Simulation: 18 % fehlende Datenbankeinträge

In der Wirkungskategorie Ökotoxizität hat das zusätzliche Fehlen von Datenbankeinträgen bei beiden Kläranlagen nur eine geringe Auswirkung von unter 0,1 Prozent auf das Ergebnis. Bei der Klimaänderung erhöht sich das GWP für Kläranlage Nr. 29 um fast 2 Prozent, für Nr. 40 um weniger als 0,1 Prozent. Das Eutrophierungspotenzial sinkt in beiden Fällen. Für Kläranlage Nr. 29 um ca. 2 Prozent und für Nr. 40 um ca. 1,5 Prozent. Das Versauerungspotenzial steigt bei Kläranlage Nr. 29 um knapp 1 Prozent und bei Nr. 40 um 6 Prozent. Da der CaO-Wert in der Datenbank als fehlend eingetragen wird und dadurch mit dem Wert 0 in die Sachbilanz eingeht, kann keine Gutschrift mehr für die Substitution von Düngemittel erfolgen. Dies trägt zu einem erhöhten AP bei. Von Kläranlage Nr. 40 wurde, verglichen mit Nr. 29, im Betrachtungszeitraum ca. die 2,5-fache Menge an Klärschlamm landwirtschaftlich verwertet [42]. In der Kategorie Landnutzung steigt bei beiden Kläranlagen der Flächenbedarf leicht an. Der Verbrauch abiotischer Ressourcen steigt für Kläranlage Nr. 29 nur minimal um weniger als 1 Prozent. Bei Kläranlage Nr. 40 steigt er jedoch erheblich um 290 Prozent. Die Erhöhung des ADP ist erneut auf das Fehlen des CaO-Werts zurückzuführen, da die Gutschrift für den substituierten Dünger hierdurch entfällt. Die Zunahme des ADP im Szenario Simulation um 113 MJ entspricht genau der Höhe dieser Gutschrift. Wie in Abbildung 4.27 in Kapitel 4.2.6 zu sehen ist, erreichen die Summen der positiven wie der negativen Werte der Prozesse, die zum ADP beitragen, Werte um knapp ± 5.000 MJ. So gesehen leistet das Wegfallen von 113 MJ nur einen geringen Beitrag. In Abbildung 4.27 ist dieser Prozess nicht dargestellt, da er die Schwelle von 15 Prozent an der Gesamtwirkung nicht erreicht. Bei Betrachtung der absoluten Werte wird durch diesen Prozess jedoch der Unterschied zwischen positiver und negativer Gesamtwirkung verursacht, weshalb ein Fehlen des CaO-Werts für Kläranlagen, deren Klärschlamm landwirtschaftlich verwertet wird, eine relevante Auswirkung haben kann. Dies hängt jedoch auch von der Menge und dem Anteil an Klärschlamm, der in der Landwirtschaft verwertet

wird, ab, wie die geringe Veränderung am Beispiel der Kläranlage Nr. 29 zeigt.

Insgesamt fällt auf, dass sich die Ergebnisse in den meisten Wirkungskategorien durch die Simulation einer geringeren Datenqualität eher erhöhen als reduzieren und die prozentuale Veränderung eher gering ausfällt. Bei Kläranlage Nr. 29 beträgt die Erhöhung über alle Wirkungskategorien im Mittel knapp 1 Prozent. Durch den erhöhten ADP-Wert der Kläranlage Nr. 40 wird hier ein Mittelwert von 50 Prozent über alle Kategorien verursacht. In den übrigen Kategorien ergibt sich ein Mittelwert von nur knapp 2 Prozent.

Im Falle der Kläranlage Nr. 40 resultiert das Fehlen des CaO-Werts in einer hohen Abweichung in der Kategorie ADP. Insgesamt beeinflusst das Fehlen von einzelnen Werten die Ergebnisse eher in einem geringen Maße. Die in Kapitel 4.1.2 beschriebene Datenstruktur sollte für eine repräsentative Bewertung möglichst vollständig ausgefüllt sein.

Methode der Wirkungsabschätzung

Im Folgenden wird die Sensitivität der Ergebnisse bezüglich der Methodik untersucht. Hierbei wird die Methode betrachtet, anhand der die Wirkungsabschätzung durchgeführt wird.

Ziel ist eine Aussage über die Auswirkungen der Methodik auf das Ergebnis zu machen. Zu diesem Zweck werden unterschiedliche alternative Methoden eingesetzt und die Ergebnisse miteinander verglichen.

Wie in Kapitel 4.2.5 beschrieben werden für die Wirkungsabschätzung die Methoden CML [62,64] und USEtox [65] genutzt. Um die Auswirkungen dieser Methoden auf das Ergebnis der Ökobilanz zu analysieren, wird die Wirkungsabschätzung anhand einer anderen Methodik wiederholt, wie im Folgenden dargelegt ist.

Da die Wirkungsabschätzung mithilfe der Software Umberto und der Datenbank ecoinvent durchgeführt wird, werden für die Sensitivitätsanalyse ebenfalls die in diesem Rahmen verfügbaren Methoden und Versionen herangezogen. In Anhang 8.3 ist eine Tabelle mit den jeweils eingesetzten Versionen der Wirkungsabschätzungsmethoden zu finden.

Als Alternative zu CML wird für die Wirkungsabschätzung die Methode ReCiPe Midpoint (H) [66] genutzt. In den Fällen, in denen ReCiPe die Wirkungskategorie nicht in der gleichen Einheit wie CML angibt, wird in dieser Kategorie eine andere Methode angewendet, die ebenfalls einen Midpoint-Ansatz verfolgt. Beim Verbrauch abiotischer Ressourcen wird die Methodik Environmental Footprint (EF) [67] herangezogen, für die Kategorie der Eutrophierung die Methodik IMPACT 2002+ [49]. Zur Bestimmung der Toxizität wird statt der Methode USEtox ebenfalls die Methode EF angewendet. Detaillierte Informationen zur Methodik der Wirkungsabschätzung können Kapitel 3.3.3 und 4.2.5 entnommen werden.

In Tabelle 4.59 sind die Wirkungskategorien in den Methoden CML und USEtox sowie den alternativen Methoden, durch die sie in der Sensitivitätsanalyse ersetzt werden, dargestellt.

Tabelle 4.59: Sensitivitätsanalyse - Bisherige [62, 64, 65] und alternative [49, 66, 67] Methoden zur Wirkungsabschätzung

Wirkungskategorie	Einheit	Bisherige Methode	Alternative Methode
Versauerung	kg SO ₂ -Äq.	CML	ReCiPe Midpoint (H)
Klimaänderung	kg CO ₂ -Äq.	CML	ReCiPe Midpoint (H)
Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie	MJ	CML	EF
Eutrophierung	kg PO ₄ -Äq.	CML	IMPACT 2002+ (Midpoint)
Landnutzung	m ² a	CML	ReCiPe Midpoint (H)*
Ökotoxizität	CTU	USEtox	EF

*Summe aus landwirtschaftlicher und urbaner Landnutzung

Die Wirkungsabschätzung wird mit den oben genannten alternativen Methoden anhand der Modelle von sieben Kläranlagen, die die unterschiedlichen Klärschlammverwertungswege repräsentieren, wiederholt. In Tabelle 4.60 sind die Kläranlagen und die jeweilige Klärschlammverwertung dargestellt. Die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung erfolgte im Betrachtungszeitraum sowohl auf deutscher als auch tschechischer Seite der Zielregion [42], weshalb beide Fälle betrachtet werden.

Tabelle 4.60: Auswahl Kläranlagen für Sensitivitätsanalyse der Methode der Wirkungsabschätzung [42]

Nr.	Name	Klärschlammverwertung
18	Bärnau	Monoverbrennung
20	Mähring	Verderdung
22	Neualbenreuth	Landwirtschaft
27	Witzlasreuth	Kompostierung und Re-kultivierung
34	Erbendorf	Mitverbrennung
37	Cheb	Deponierung
38	Mariánské Lázně	Landwirtschaft

In den folgenden Tabellen (4.61, 4.62, 4.63, 4.64, 4.65, 4.66) und Abbildungen (4.38, 4.39, 4.40, 4.41, 4.42, 4.43) sind die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung in den unterschiedlichen Wirkungskategorien jeweils mit der bisherigen Methodik (CML, USEtox) verglichen mit der alternativen Methodik (ReCiPe, IMPACT, EF) dargestellt.

Tabelle 4.61: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Versauerung

Nr.	Versauerung [kg SO ₂ -Äq.]			%
	CML	ReCiPe	Absolute Differenz	Relative Differenz
WWTP 18	0,122	0,130	0,009	+ 7,018 %
WWTP 20	1,658	2,538	0,881	+ 53,126 %
WWTP 22	0,060	0,056	0,004	- 6,098 %
WWTP 27	1,130	1,799	0,669	+ 59,242 %
WWTP 34	0,383	0,323	0,060	- 15,623 %
WWTP 37	0,787	0,755	0,031	- 3,958 %
WWTP 38	-1,942	-2,274	0,332	- 17,070 %

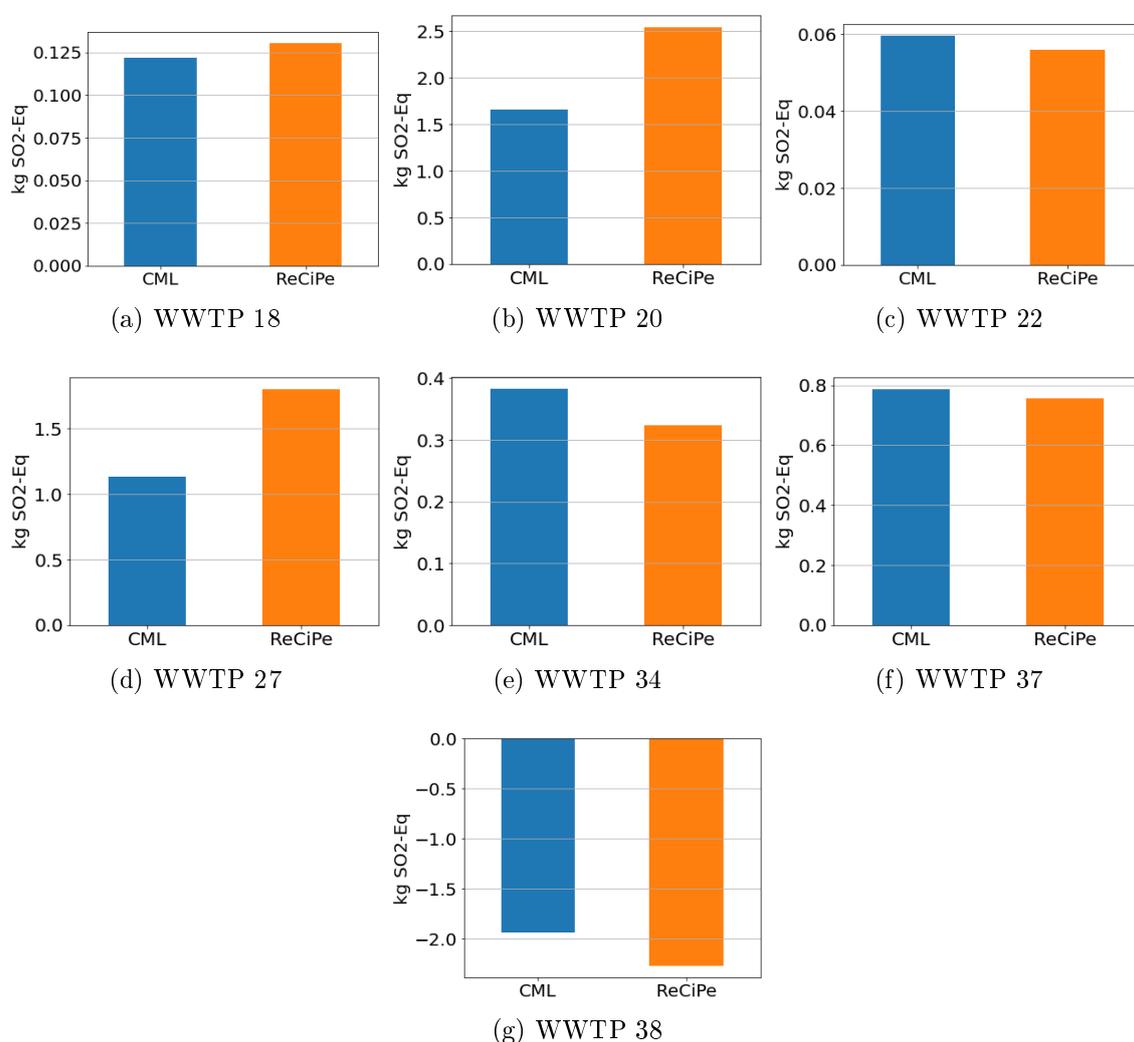


Abbildung 4.38: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Versauerung

In der Kategorie Versauerung ändert sich das Ergebnis bei der Auswertung mit der Methode ReCiPe um durchschnittlich 0,28 kg SO₂-Äquivalent gegenüber der Methode CML. Die Ergebnisse in dieser Kategorie sind bei beiden Auswertungsmethoden nicht stark ausgeprägt. Was die hohe relative Veränderung des Ergebnisses von durchschnittlich 23 Prozent bedingt. Das Vorzeichen ändert sich in dieser Kategorie für keine der Kläranlagen durch die Anwendung der alternativen Methode.

Tabelle 4.62: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Klimaänderung

Nr.	Klimaänderung [kg CO ₂ -Äq.]			%
	CML	ReCiPe	Absolute Differenz	Relative Differenz
WWTP 18	344	372	28	+ 8 %
WWTP 20	553	598	45	+ 8 %
WWTP 22	365	402	37	+ 10 %
WWTP 27	615	651	36	+ 6 %
WWTP 34	479	527	47	+ 10 %
WWTP 37	1.314	1.214	100	- 8 %
WWTP 38	152	201	50	+ 33 %

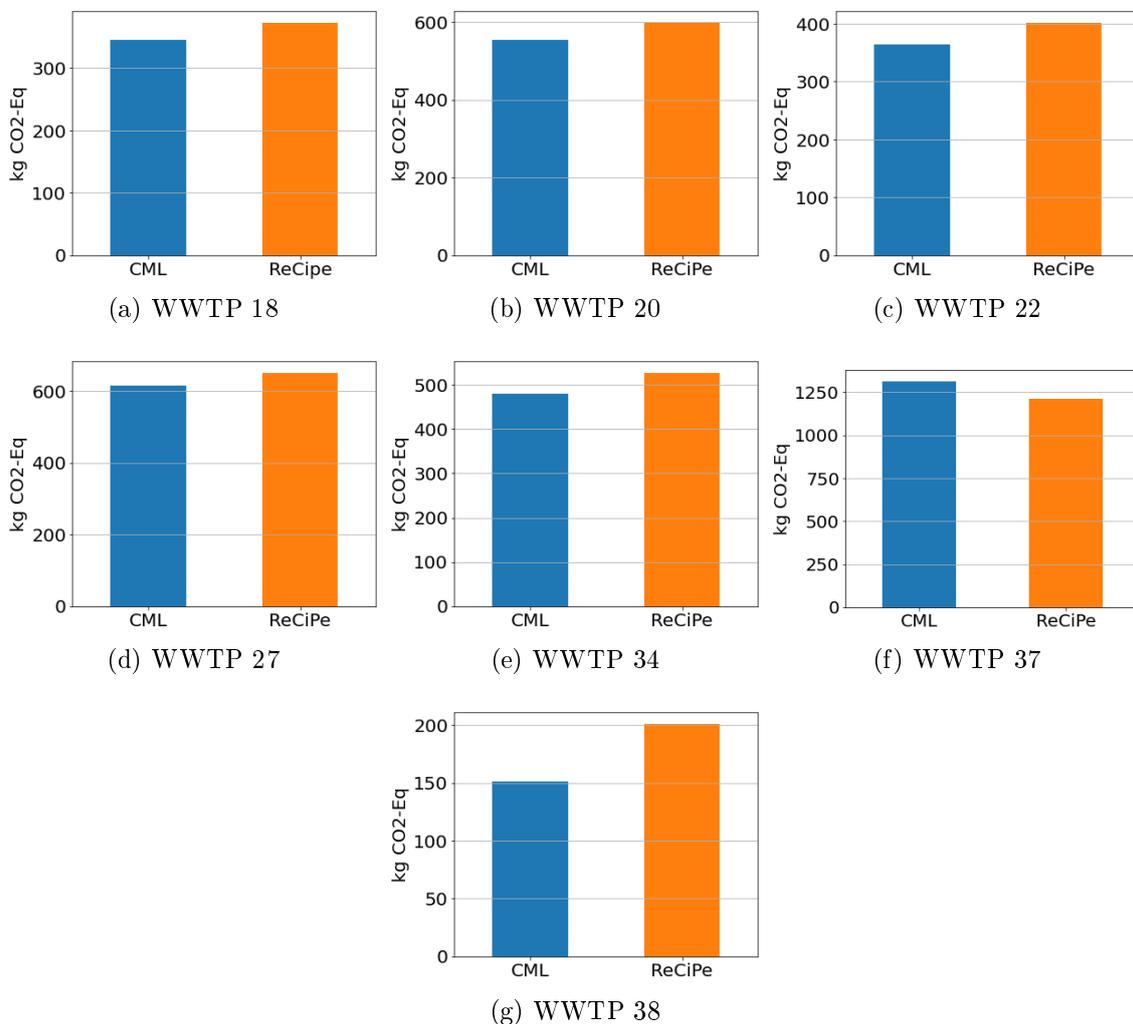


Abbildung 4.39: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Klimaänderung

In der Wirkungskategorie Klimaänderung beträgt die durchschnittliche Abweichung des Ergebnisses bei Nutzung der Methode ReCiPe 48 kg CO₂-Äquivalent gegenüber

der Methode CML. Dies entspricht einer relativen Veränderung von 12 Prozent. Es kommt auch nicht zu einem Vorzeichenwechsel, sämtliche Ergebnisse bleiben positiv.

Tabelle 4.63: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie

Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie [MJ]				%
Nr.	CML	EF	Absolute Differenz	Relative Differenz
WWTP 18	1.057,9	1.069,7	11,8	+ 1,1 %
WWTP 20	289,2	292,7	3,5	+ 1,2 %
WWTP 22	403,5	450,6	47,1	+ 11,7 %
WWTP 27	946,3	1.139,5	193,2	+ 20,4 %
WWTP 34	-88,4	95,9	184,3	+ 208,5 %
WWTP 37	4.577,0	4.606,7	29,8	+ 0,7 %
WWTP 38	-5.404,8	-5.643,6	238,8	- 4,4 %

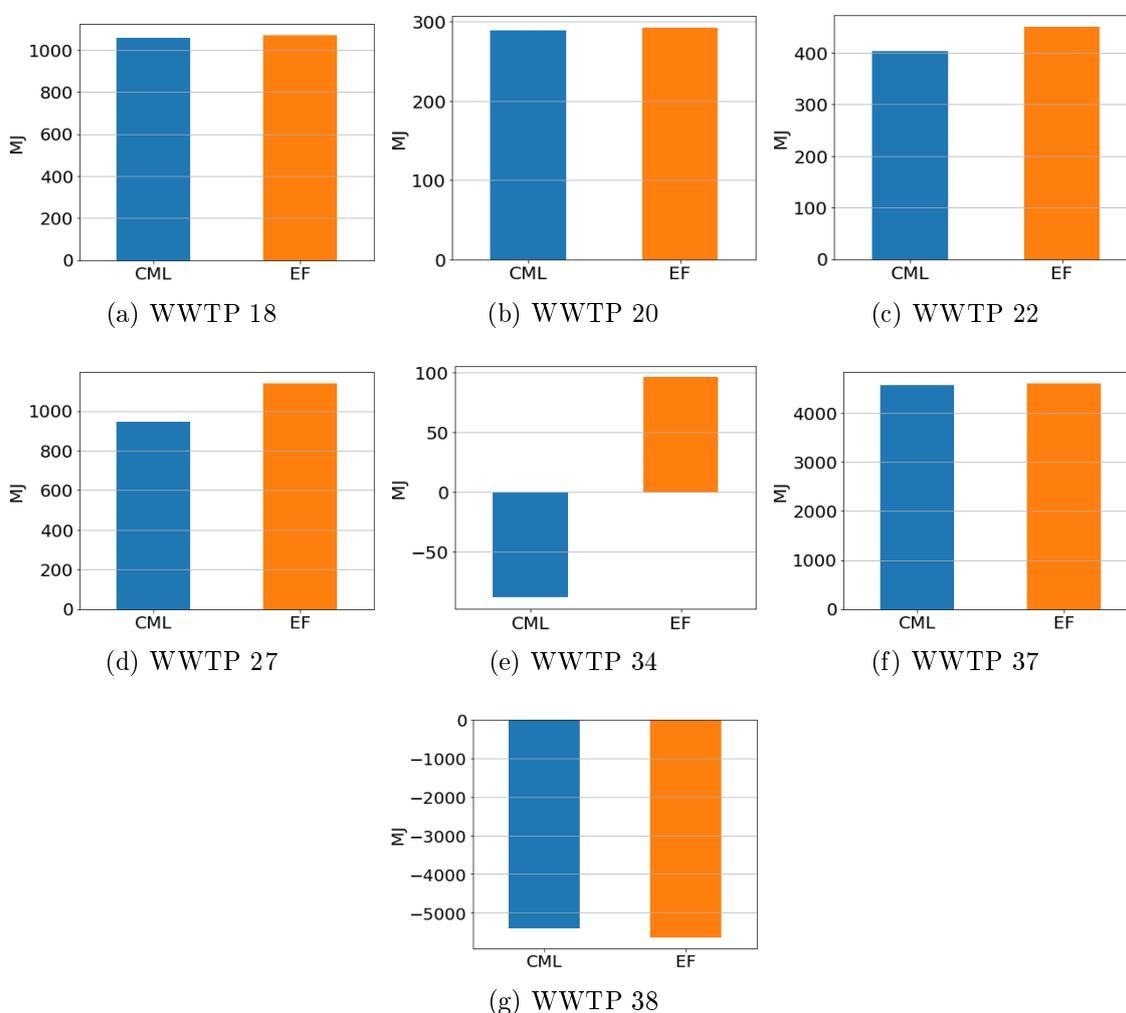


Abbildung 4.40: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie

Bei beiden Methoden fallen die Werte für den Verbrauch abiotischer Ressourcen eher hoch aus. Bei der Wirkungsabschätzung anhand der Methode EF verändert

sich das Ergebnis im Durchschnitt über alle Kläranlagen um 101 MJ verglichen mit der Methode CML. Dies entspricht einer Veränderung von 35 Prozent. Dieser hohe Wert wird zum Teil durch die Ergebnisse der Kläranlage Nr. 34 (Erbendorf) verursacht. Das Ergebnis ist bei beiden Methoden eher gering ausgeprägt. Außerdem ergeben die unterschiedlichen Methoden Ergebnisse mit verschiedenen Vorzeichen. Die absolute Abweichung zwischen den beiden Methoden erreicht mit 184 MJ nicht den höchsten Wert im Vergleich mit den übrigen Kläranlagen. Durch den niedrigen absoluten Wert der Ergebnisse von Kläranlage Nr. 34 ergibt sich jedoch die höchste relative Veränderung von 209 Prozent.

Tabelle 4.64: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Eutrophierung

Nr.	Eutrophierung [kg PO ₄ -Äq.]			%
	CML	IMPACT	Absolute Differenz	
WWTP 18	11	7	4	– 35 %
WWTP 20	16	9	7	– 43 %
WWTP 22	9	7	3	– 28 %
WWTP 27	16	10	6	– 38 %
WWTP 34	4	3	1	– 29 %
WWTP 37	15	5	11	– 70 %
WWTP 38	8	2	6	– 77 %

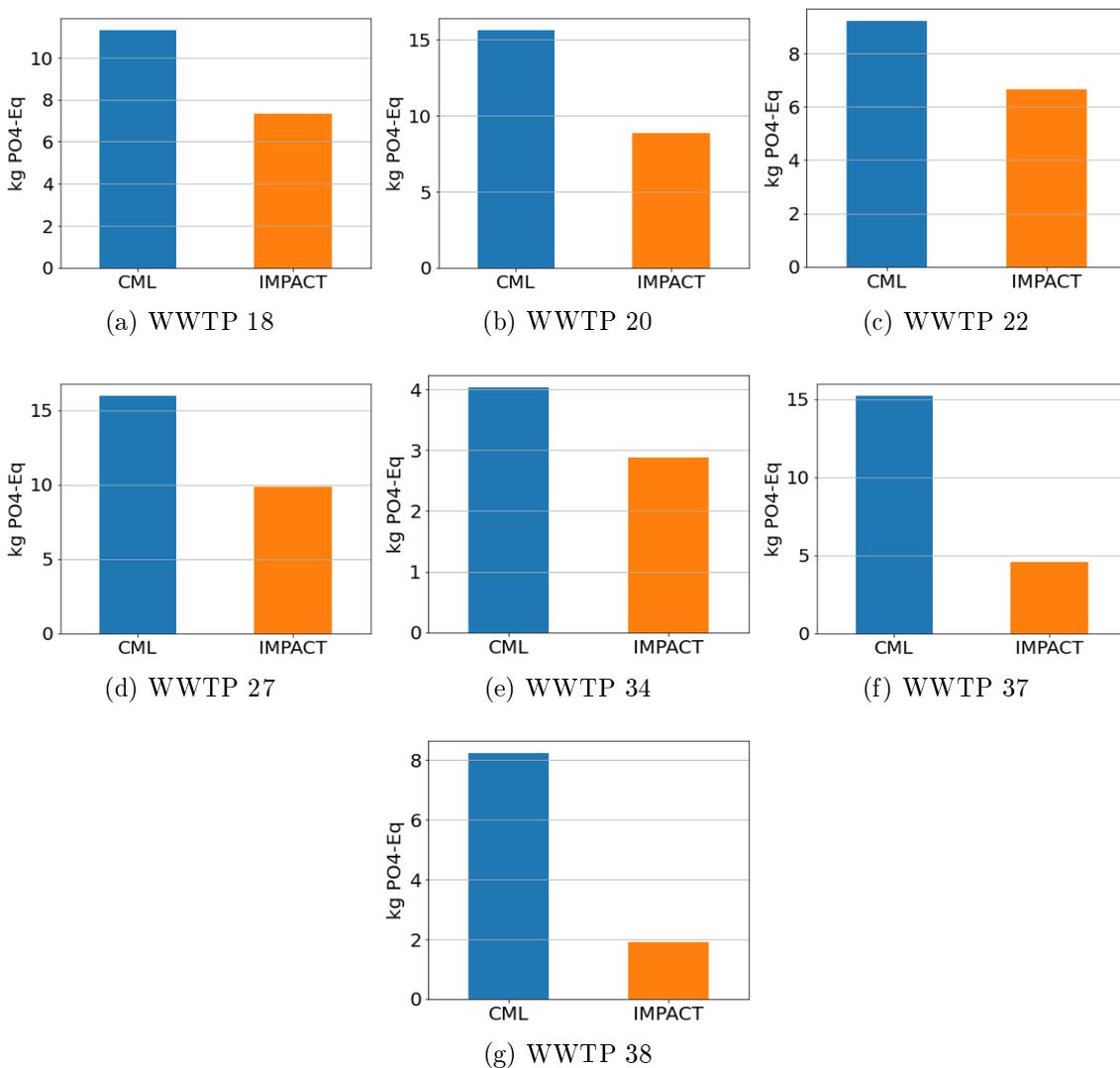


Abbildung 4.41: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Eutrophierung

Die Wirkungsabschätzung in der Kategorie Eutrophierung ergibt für beide Metho-

den eher niedrige Werte zwischen 2 und 16 kg PO₄-Äquivalent. Bei der Wirkungsabschätzung anhand der Methode IMPACT reduzieren sich die Werte für sämtliche Kläranlagen im Vergleich zur Methodik CML. Im Durchschnitt sinken die Ergebnisse um 5 kg PO₄-Äquivalent. Aufgrund der niedrigen absoluten Werte in dieser Kategorie beträgt die relative Veränderung des Ergebnisses durchschnittlich 45 Prozent.

Tabelle 4.65: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Landnutzung

Landnutzung [m ² a]				%
Nr.	CML	ReCiPe	Absolute Differenz	Relative Differenz
WWTP 18	-6,76	-6,65	0,10	+ 1,52 %
WWTP 20	-2,47	-2,45	0,02	+ 0,75 %
WWTP 22	-5,93	-5,88	0,05	+ 0,77 %
WWTP 27	-44,29	-44,24	0,05	+ 0,11 %
WWTP 34	-26,49	-26,40	0,10	+ 0,37 %
WWTP 37	190,41	190,52	0,11	+ 0,06 %
WWTP 38	39,21	39,20	0,01	- 0,03 %

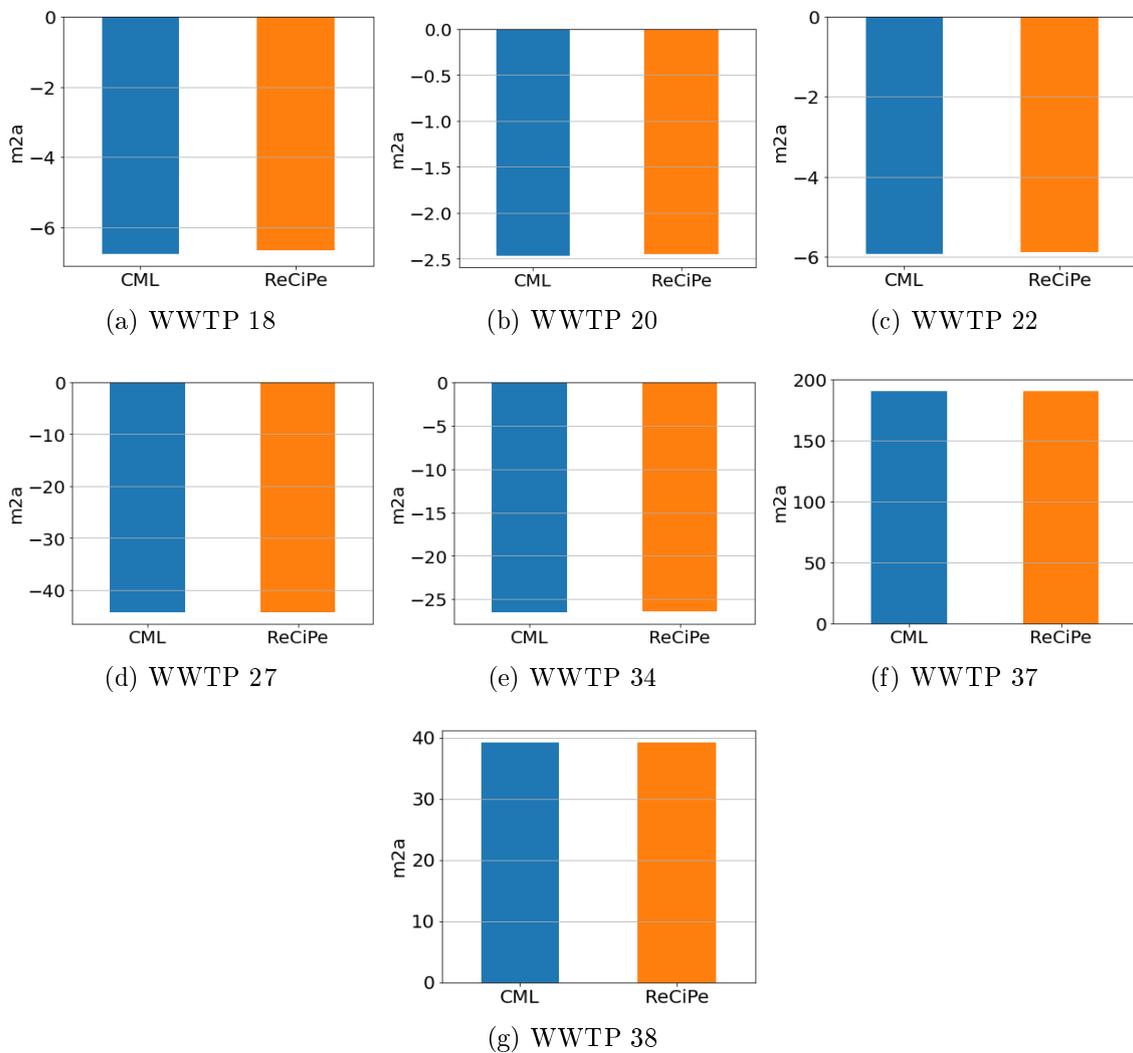


Abbildung 4.42: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Landnutzung

In der Wirkungskategorie Landnutzung fällt die Ausprägung der Ergebnisse sowohl

anhand der Methodik CML als auch anhand von ReCiPe eher gering aus. Die Differenz zwischen den beiden Methoden beträgt im Durchschnitt $0,06 \text{ m}^2\text{a}$, was $0,5$ Prozent entspricht. Für sämtliche Kläranlagen, außer Nr. 38 (Mariánské Lázně), erhöht sich der Wert bei Einsatz der Methode ReCiPe und es kommt bei keiner Kläranlage zu einem Vorzeichenwechsel.

Tabelle 4.66: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Ökotoxizität

Ökotoxizität [CTU]				%
Nr.	USEtox	EF	Absolute Differenz	Relative Differenz
WWTP 18	5.472	12.434	6.963	+ 127 %
WWTP 20	7.853	47.048	39.196	+ 499 %
WWTP 22	4.683	9.512	4.829	+ 103 %
WWTP 27	19.540	57.389	37.849	+ 194 %
WWTP 34	3.915	450	3.465	- 89 %
WWTP 37	68.979	10.701	58.278	- 84 %
WWTP 38	37.661	-62.695	100.356	- 266 %

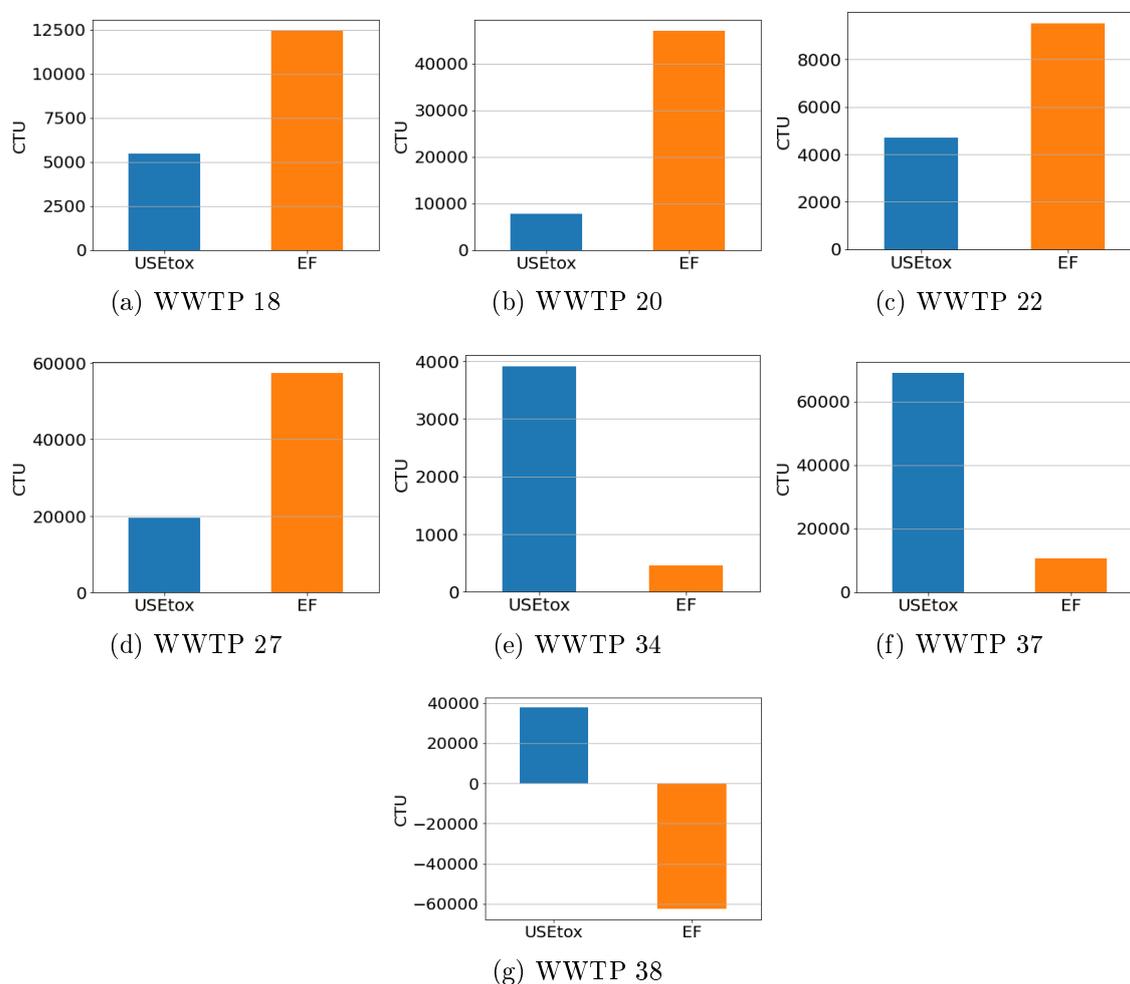


Abbildung 4.43: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Wirkungskategorie Ökotoxizität

In der Kategorie Ökotoxizität bestehen innerhalb der jeweiligen Methode hohe Schwankungen zwischen den einzelnen Kläranlagen. Außerdem treten große Unterschiede zwischen den Ergebnissen auf, die für die jeweilige Kläranlage anhand der beiden

verschiedenen Methoden bestimmt werden. Im Durchschnitt weicht das mit der Methode EF bestimmte Ergebnis um mehr als 35.000 CTU von dem mit USEtox erlangten Ergebnis ab. Dies entspricht einer durchschnittlichen Abweichung um 195 Prozent. Weiterhin fällt auf, dass die sehr hohe Abweichung sowohl in positiver als auch negativer Richtung auftritt. Zu einem Vorzeichenwechsel kommt es nur bei Kläranlage Nr. 38 (Mariánské Lázně).

Im Gegensatz zu den übrigen betrachteten Wirkungskategorien, existiert zur Bewertung von Toxizität kein streng wissenschaftlich bestimmbarer Sammelindikator. Toxische Stoffe verfügen über keine gemeinsame Eigenschaft, wie beispielsweise die Klimawirksamkeit bei Treibhausgasen. Die Wirkungsmechanismen, die zu einer toxischen Wirkung führen, unterscheiden sich stark voneinander. [52, S. 290 f.]

Hieraus resultieren teilweise hohe Diskrepanzen zwischen unterschiedlichen Ansätzen zur Bewertung von Toxizität.

In einer früheren Version von EF basierte die Toxizität auf dem Modell von USEtox 1.01 [251, S. vi]. Seitdem wurden jedoch neue Charakterisierungsfaktoren entwickelt [251, S. 96].

Die Methode USEtox wird dennoch aufgrund ihrer Spezialisierung auf toxizitätsbezogene Wirkungskategorien [65] weiterhin als geeignet betrachtet.

In den übrigen Wirkungskategorien fällt die Abweichung deutlich geringer aus.

Die eingesetzten Methoden der Wirkungsabschätzung werden somit, unter Berücksichtigung der technischen Verfügbarkeit, weiterhin als angemessen angesehen.

4.3 Soziale Bewertung

Für die Entwicklung der Methode zur Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit werden unterschiedliche Nachhaltigkeitsrahmenwerke herangezogen, um geeignete Indikatoren abzuleiten.

4.3.1 Top-Down-Bewertung

Im ersten Schritt werden Nachhaltigkeitsrahmenwerke auf internationaler, nationaler und regionaler Ebene anhand eines Top-Down-Ansatzes, der in Tabelle 4.67 dargestellt ist, bewertet, mit dem Ziel die sozialen Aspekte dieser Rahmenwerke, die einen Bezug zur Abwasserbehandlung haben, zu finden. Der Top-Down-Ansatz findet auch in der Methodik des S-LCA Anwendung [80] und soll im Rahmen dieser Arbeit dazu dienen, die Anwendbarkeit eines weltweit anerkannten Rahmenwerks wie den SDGs der Vereinten Nationen [68] auf die regionale Ebene der Abwasserbehandlung in der Modellregion herunterzubrechen.

Tabelle 4.67: Top-Down-Bewertungsansatz

Ebene	Verabschiedet durch	Rahmenwerk	Nachhaltigkeitsziele	Quelle
1	Vereinte Nationen	<i>Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development</i>	<i>Sustainable Development Goals</i>	[68]
2	Vereinte Nationen	<i>Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development</i>	<i>Sustainable Development targets</i>	[68]
3	Bundesrepublik Deutschland	Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie	Indikatorenbereiche/-postulate mit Indikatoren und Zielen	[69]
4	Tschechische Republik	<i>Strategic Framework Czech Republic 2030</i>	Schlüsselbereiche mit strategischen Zielen	[70]
5	Tschechische Republik	<i>Strategic Framework Czech Republic 2030</i>	Spezifische Ziele	[70]
6	Bayerische Staatsregierung	Bayerische Nachhaltigkeitsstrategie	Bereiche mit Zielen	[71]

Ebene 1: Vereinte Nationen - Sustainable Development Goals

Als Ausgangsbasis für die Top-Down-Analyse dienen die Sustainable Development Goals (SDGs) der Vereinten Nationen [68]. Diese Nachhaltigkeitsziele (siehe auch Kapitel 2.1) stellen die oberste Ebene der Bewertung dar und werden auf ihre Eignung zur Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit der Abwasser- und Klärschlammbehandlung untersucht. Die Bewertung erfolgt in drei Schritten, wobei in jedem Schritt die nicht geeigneten Ziele eliminiert werden, sodass am Ende nur geeignete, soziale Ziele übrig sind. Das Vorgehen der Bewertung ist in Abbildung 4.44 zur Verdeutlichung grafisch dargestellt.

Im ersten Schritt wird bewertet, ob es sich bei dem Ziel um ein soziales Ziel handelt oder ob es in eine der beiden anderen Kategorien, Ökologie oder Ökonomie, fällt. Handelt es sich um ein soziales Ziel, durchläuft es den zweiten Schritt der Untersuchung. Ökologisch und ökonomisch orientierte Ziele werden nicht weiter bewertet.

Im zweiten Schritt wird betrachtet, ob die Abwasser- und Klärschlammbehandlung einen nennenswerten Einfluss auf die Erreichung des Ziels hat. Wiederum werden nur Ziele, die von besagten Prozessen beeinflusst werden, im nächsten Schritt weiter analysiert. Beispielsweise handelt es sich bei SDG Nr. 4 "*Quality Education*" [252] um ein soziales Ziel, das im Rahmen dieser Arbeit weder durch die ökologische noch die ökonomische Bewertung abgebildet wird, jedoch besteht kein nennenswerter Zusammenhang zwischen der Abwasserbehandlung und der Erreichung des Ziels. Auch SDG Nr. 2 "*Zero Hunger*" [252] ist sozial ausgeprägt und durch die potenzielle Nutzung von Phosphor aus dem Abwasser in der Landwirtschaft besteht ein Einfluss der Abwasserbehandlung auf die Zielerreichung.

Im dritten Schritt wird bewertet, ob der Beitrag der betrachteten Abwasserbehandlung zur Zielerreichung einen nennenswerten Einfluss auf die Zielregion oder einen globalen Einfluss hat. In diesem Bewertungsschritt wird schon das Zutreffen einer der beiden Einflussmöglichkeiten als ausreichend erachtet. Auch hier erfüllt z.B. SDG Nr. 2 "*Zero Hunger*" [252] alle Bewertungsaspekte. Der Einsatz von Phosphor aus Abwasser birgt sowohl ein Düngemittelpotenzial für die Landwirtschaft der Zielregion als auch eine Reduzierung des Abbaus der globalen Phosphatreserven.

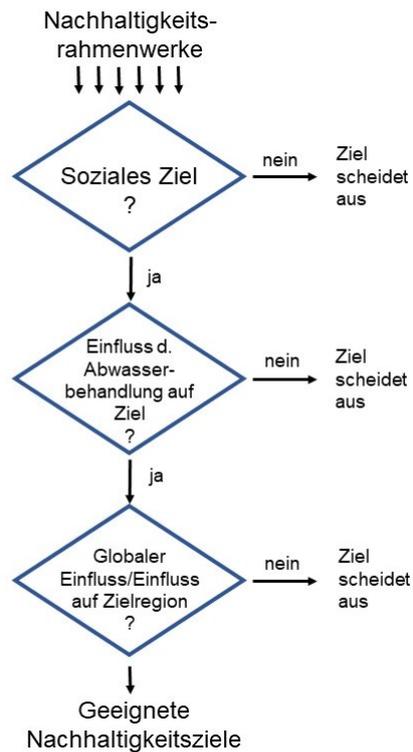


Abbildung 4.44: Dreistufige Bewertung der Nachhaltigkeitsrahmenwerke

Diese Bewertung der SDGs stellt die oberste Ebene der Top-Down-Analyse dar. Aus ihr resultieren, wie Abbildung 4.45 zu entnehmen ist, sechs geeignete Nachhaltigkeitsziele.



Abbildung 4.45: Soziale SDGs mit Bezug zur Abwasserbehandlung der Zielregion nach [1]

Ebene 2: Vereinte Nationen - Sustainable Development targets

Jedes SDG ist in mehrere Unterziele, sog. *Sustainable Development targets*, untergliedert. Insgesamt gibt es zu 17 SDGs 169 *targets*. [68]

Sie bilden die Ebene unter den SDGs und werden analog zu diesen ebenfalls anhand der oben beschriebenen, dreistufigen Bewertung analysiert. In die Bewertung gehen jedoch nur die Unterziele ein, deren übergeordnetes SDG aus der obersten Ebene als geeignet hervorgeht. Dies sind die insgesamt 52 Unterziele der SDGs Nr. 2, 3, 6, 7, 9 und 11 [68]. Aus der Bewertung der zweiten Ebene gehen schließlich sieben geeignete Unterziele hervor (siehe Tabelle 4.68).

Tabelle 4.68: Soziale *Sustainable Development targets* mit Bezug zur Abwasserbehandlung der Zielregion [68]

Nr.	<i>target</i>
2.1	<i>“By 2030, end hunger and ensure access by all people, in particular the poor and people in vulnerable situations, including infants, to safe, nutritious and sufficient food all year round”</i>
2.4	<i>“By 2030, ensure sustainable food production systems and implement resilient agricultural practices that increase productivity and production, that help maintain ecosystems, that strengthen capacity for adaptation to climate change, extreme weather, drought, flooding and other disasters and that progressively improve land and soil quality”</i>
3.3	<i>“By 2030, end the epidemics of AIDS, tuberculosis, malaria and neglected tropical diseases and combat hepatitis, water-borne diseases and other communicable diseases”</i>
6.b	<i>“Support and strengthen the participation of local communities in improving water and sanitation management”</i>
7.1	<i>“By 2030, ensure universal access to affordable, reliable and modern energy services”</i>
9.1	<i>“Develop quality, reliable, sustainable and resilient infrastructure, including regional and transborder infrastructure, to support economic development and human well-being, with a focus on affordable and equitable access for all”</i>
11.1	<i>“By 2030, ensure access for all to adequate, safe and affordable housing and basic services and upgrade slums”</i>

Ebene 3: Bundesrepublik Deutschland - Indikatorenbereiche und Ziele

Die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesrepublik Deutschland bezieht sich auf die internationale Agenda der Vereinten Nationen und enthält zu jedem SDG passende Unterziele. Diese sind untergliedert in Indikatorenbereiche, Indikatoren und Ziele. [69]

Auf dieser Ebene gehen wiederum nur die Unterziele, deren übergeordnete SDGs in Ebene 1 als geeignet eingestuft werden, in die dreistufige Bewertung ein. Aus diesen 12 Unterzielen [69] werden auf dieser Ebene zwei geeignete extrahiert, die Tabelle 4.69 zu entnehmen sind.

Tabelle 4.69: Soziale Nachhaltigkeitsziele der Bundesrepublik Deutschland mit Bezug zur Abwasserbehandlung der Zielregion [69]

Nr.	Indikatorenbereich	Indikator	Ziel
3.2.b	“Luftbelastung Gesunde Umwelt erhalten”	“Anteil der Bevölkerung mit erhöhter PM10-Exposition in Deutschland”	“Erreichung des Feinstaub WHO-Richtwerts 20 Mikrogramm/Kubikmeter für PM10 im Jahresmittel möglichst flächendeckend bis 2030.”
11.3	“Wohnen Bezahlbarer Wohnraum für alle”	“Überlastung durch Wohnkosten”	“Anteil der überlasteten Personen an der Bevölkerung auf 13 Prozent senken bis 2030.”

Ebene 4: Tschechische Republik - Schlüsselbereiche mit strategischen Zielen

Das strategische Rahmenwerk der Tschechischen Republik ist in die sechs Schlüsselbereiche

- Menschen und Gesellschaft,
- Ökonomisches Modell,
- Resiliente Ökosysteme,
- Kommunen und Regionen,
- Globale Entwicklung,
- Gute Regierungsführung

unterteilt. Zu jedem Schlüsselbereich existieren strategische Ziele. Um die Verbindung zu den SDGs der Vereinten Nationen darzustellen, sind zu jedem Schlüsselbereich die Nummern der SDGs angegeben, zu denen eine Verbindung besteht. [70]

In die dreistufige Bewertung der Ebene 4 gehen erneut nur die strategischen Ziele der Schlüsselbereiche ein, die einen Bezug zu den in Ebene 1 als geeignet eingestuft SDGs aufweisen. Hierbei handelt es sich um die Schlüsselbereiche Nr. 1 bis Nr. 4 mit ihren insgesamt 20 strategischen Zielen [70]. Aus der Bewertung der strategischen Ziele gehen die vier in Tabelle 4.70 enthaltenen strategischen Ziele als geeignet hervor.

Tabelle 4.70: Soziale, strategische Nachhaltigkeitsziele der Tschechischen Republik mit Bezug zur Abwasserbehandlung der Zielregion [70]

Nr.	Strategisches Ziel	Schlüsselbereich
5	<i>“The health of all population groups is improving.”</i>	Menschen und Gesellschaft
12	<i>“The landscape of the Czech Republic is conceived as a complex ecosystem and ecosystem services provide an appropriate framework for the development of human society.”</i>	Resiliente Ökosysteme
17	<i>“Improving quality of life in individual municipalities reduces regional inequalities.”</i>	Kommunen und Regionen
18	<i>“Guarantee of high-quality urban development of settlements.”</i>	Kommunen und Regionen

Ebene 5: Tschechische Republik - Spezifische Ziele

Die strategischen Ziele des tschechischen Rahmenwerks sind wiederum in spezifische Ziele, die in Ebene 5 bewertet werden, untergliedert [70]. Die Bewertung erfolgt analog zu Ebene 4. Es gehen erneut nur die spezifischen Ziele in die Bewertung ein, deren übergeordnete strategische Ziele, in Ebene 4 als geeignet eingestuft werden. Von 18 spezifischen Zielen [70] werden vier als geeignet eingestuft (siehe Tabelle 4.71).

Tabelle 4.71: Soziale, spezifische Nachhaltigkeitsziele der Tschechischen Republik mit Bezug zur Abwasserbehandlung der Zielregion [70]

Nr.	Spezifisches Ziel
5.1	<i>“The lifespan and health of all Czech population groups is improving.”</i>
5.5	<i>“Consumption of addictive substances as well as the load of hazardous harmful substances and noise are reduced by improving the quality of the environment. Specified limits of harmful substances and noise are not exceeded.”</i>
17.1	<i>“Today’s rural and peripheral areas are not depopulating, and their populations do not age more than in urban areas.”</i>
17.3	<i>“Support for various forms of housing, especially affordable housing for all segments of society.”</i>

Ebene 6: Bundesland Bayern - Bereiche und Ziele

In der untersten Ebene der Bewertung wird die Nachhaltigkeitsstrategie des Bundeslands Bayern betrachtet. Sie ist untergliedert in die folgenden elf Unterpunkte:

- Klimawandel
- Zukunftsfähige Energie
- Natürliche Ressourcen
- Nachhaltige Mobilität
- Sozialer Zusammenhalt

- Bildung und Forschung
- Nachhaltige Wirtschaft und Konsum
- Ernährung, Gesundheit, Pflege
- Staat und Verwaltung
- Nachhaltige Finanzpolitik
- Globale Verantwortung/Vernetzung [71]

Einige der Unterpunkte sind in Bereiche untergliedert, denen Ziele zugeordnet sind. Anderen sind die Ziele direkt zugeordnet. Den Unterpunkten sind teilweise keine oder widersprüchliche SDGs und teilweise wiederum eine sehr hohe Anzahl an SDGs (bis zu neun) zugeordnet. [71]

Daher werden in dieser Ebene alle Unterpunkte mit allen zugehörigen Bereichen und Zielen bewertet, um eventuelle Ungenauigkeiten oder Lücken zu vermeiden. Die Bewertung erfolgt wie in den vorgelagerten Ebenen in drei Stufen. Von den eingehenden 153 Zielen [71] werden die vier in Tabelle 4.72 dargestellten als geeignet eingestuft.

Tabelle 4.72: Soziale Nachhaltigkeitsziele des Bundeslands Bayern mit Bezug zur Abwasserbehandlung der Zielregion [71]

Unterpunkt	Bereich	Ziel
2. Zukunftsfähige Energie	-	“Sichere, bezahlbare und umweltverträgliche Energieversorgung für Bayerns Bürger und Betriebe”
3. Natürliche Ressourcen	Rohstoffe	“Stärkung der heimischen Rohstoffsicherung und nachhaltigen Rohstoffgewinnung sowie Erkundung der heimischen Lagerstätten”
3. Natürliche Ressourcen	Rohstoffe	“Zunehmender Einsatz nachwachsender Rohstoffe aus der nachhaltigen Land- und Forstwirtschaft an Stelle von fossilen und mineralischen Rohstoffen (Bioökonomie) unter dem Vorbehalt der Ernährungssicherung”
8. Ernährung, Gesundheit, Pflege	Ernährung	“Ausbau nachhaltiger und umweltverträglicher Produktion gesunder Lebensmittel”

Nach Durchführung der Top-Down-Bewertung stehen 27 Nachhaltigkeitsziele fest, von denen jedes die folgenden Kriterien erfüllt.

- Es handelt sich um ein soziales Ziel.
- Die Erreichung des Ziels wird durch die Abwasserbehandlung beeinflusst.
- Der Beitrag der Abwasserbehandlung zur Zielerreichung hat einen Einfluss, entweder auf die Zielregion oder einen global Einfluss.

4.3.2 Ableiten von sozialen Indikatoren

Im nächsten Schritt werden die herausgearbeiteten Nachhaltigkeitsziele nach ihren thematischen Schwerpunkten sortiert und in Bereiche gruppiert. Hierbei ergeben sich die Bereiche

- Wohnen,
- Gesundheit,
- Ernährung und
- Resiliente Infrastrukturen.

Für diese Bereiche werden im Folgenden Indikatoren, die den Beitrag der Abwasserbehandlung zur Zielerreichung im jeweiligen Bereich messen sollen, entwickelt.

Wohnen

Tabelle 4.73 zeigt die Nachhaltigkeitsziele, die dem Bereich Wohnen zugeordnet sind.

Tabelle 4.73: Nachhaltigkeitsziele im Bereich Wohnen [68–71]

Herausgeber	Ziel
Vereinte Nationen	<i>“Ensure availability and sustainable management of water and sanitation for all”</i>
Vereinte Nationen	<i>“Ensure access to affordable, reliable, sustainable and modern energy for all”</i>
Vereinte Nationen	<i>“Support and strengthen the participation of local communities in improving water and sanitation management”</i>
Vereinte Nationen	<i>“By 2030, ensure universal access to affordable, reliable and modern energy services”</i>
Vereinte Nationen	<i>“Develop quality, reliable, sustainable and resilient infrastructure, including regional and transborder infrastructure, to support economic development and human well-being, with a focus on affordable and equitable access for all”</i>
Vereinte Nationen	<i>“By 2030, ensure access for all to adequate, safe and affordable housing and basic services and upgrade slums”</i>
Bundesrepublik Deutschland	“Anteil der [Anm. d. Verf.: durch Wohnkosten] überlasteten Personen an der Bevölkerung auf 13 Prozent senken bis 2030.”
Republik Tschechien	<i>“Improving quality of life in individual municipalities reduces regional inequalities.”</i>
Republik Tschechien	<i>“Guarantee of high-quality urban development of settlements.”</i>
Republik Tschechien	<i>“Today’s rural and peripheral areas are not depopulating, and their populations do not age more than in urban areas.”</i>
Republik Tschechien	<i>“Support for various forms of housing, especially affordable housing for all segments of society.”</i>
Bundesland Bayern	“Sichere, bezahlbare und umweltverträgliche Energieversorgung für Bayerns Bürger und Betriebe”

Ein Großteil der Ziele, die im Bereich Wohnen eingruppiert sind, betrifft den Zugang der Bevölkerung zu einer angemessenen Grundversorgung bestehend aus Unterkunft, Abwasserbehandlung und Energie. Weiterhin sind die Lebensqualität in Kommunen und Siedlungen sowie die Bevölkerungsentwicklung in ländlichen Gebieten Thema der Nachhaltigkeitsziele. [68–71]

Daher werden zur Bewertung der unterschiedlichen Aspekte der Abwasserbehandlung in diesem Bereich drei Indikatoren herangezogen.

Der Indikator für den Zugang zur Abwasserbehandlung W_1 wird anhand des Anschlussgrads an die Kanalisation bestimmt, der sich aus der Anzahl der Bewohner mit Anschluss an die Kanalisation ν_{Kanal} und der Gesamtbevölkerungszahl ν_{Gesamt} berechnet.

$$W_1 = \frac{\nu_{Kanal}}{\nu_{Gesamt}} \times 100 \quad [\%] \quad (4.25)$$

Dieser Indikator wird von der Norm ISO 37120 auch als Indikator für städtische Leistungen und Lebensqualität vorgeschlagen [253]. Er wird im Rahmen dieser Arbeit nicht für jede einzelne Kläranlage sondern jeweils für die tschechische und die deutsche Seite der Zielregion gebildet.

Weiterhin wird die Angemessenheit der Abwasserbehandlung an die Belastungssituation W_2 anhand der Abweichung der tatsächlichen Belastung B von der Ausbaugröße Γ der jeweiligen Kläranlage bestimmt.

$$W_2 = |\Gamma \text{ [EW]} - B \text{ [EW]}| \quad \text{[EW]} \quad (4.26)$$

Außerdem wird ein Indikator zur Bewertung der Autarkie der Energieversorgung W_3 eingesetzt. W_3 berechnet sich aus dem Gesamtstromverbrauch E_{Gesamt} der Kläranlage und der elektrischen Energie, die durch die Kläranlage selbst erzeugt wird $E_{Eigenerzeugung}$.

$$W_3 = \frac{E_{Eigenerzeugung} \text{ [kWh]}}{E_{Gesamt} \text{ [kWh]}} \times 100 \quad [\%] \quad (4.27)$$

Die Indikatoren W_2 und W_3 werden für jede Kläranlage einzeln bestimmt.

Gesundheit

Tabelle 4.74 zeigt die Nachhaltigkeitsziele, die dem Bereich Gesundheit zugeordnet sind.

Tabelle 4.74: Nachhaltigkeitsziele im Bereich Gesundheit [68–70]

Herausgeber	Ziel
Vereinte Nationen	<i>“Ensure healthy lives and promote well-being for all at all ages”</i>
Vereinte Nationen	<i>“By 2030, end the epidemics of AIDS, tuberculosis, malaria and neglected tropical diseases and combat hepatitis, water-borne diseases and other communicable diseases”</i>
Bundesrepublik Deutschland	“Erreichung des Feinstaub WHO-Richtwerts 20 Mikrogramm/Kubikmeter für PM10 im Jahresmittel möglichst flächendeckend bis 2030.”
Republik Tschechien	<i>“The health of all population groups is improving.”</i>
Republik Tschechien	<i>“The lifespan and health of all Czech population groups is improving.”</i>
Republik Tschechien	<i>“Consumption of addictive substances as well as the load of hazardous harmful substances and noise are reduced by improving the quality of the environment. Specified limits of harmful substances and noise are not exceeded.”</i>

Die Ziele im Bereich Gesundheit befassen sich damit den Gesundheitszustand zu verbessern, indem die Gefährdung der Bevölkerung durch schädliche Substanzen oder Krankheitserreger verringert werden soll [68–70].

Die Bewertung des Aspekts Gesundheit erfolgt mithilfe der Ökobilanzierung anhand des Indikators Humantoxizität der Methode USEtox [65].

Als Charakterisierungsfaktor für die Humantoxizität wird die Einheit *comparative toxic units* (CTU_h) herangezogen, die den geschätzten Anstieg der Krankheitsfälle in der Gesamtbevölkerung pro Masseneinheit einer emittierten Chemikalie (Fälle pro kg) angibt [65].

Näheres zum Indikator Humantoxizität kann Kapitel 4.2.5 entnommen werden.

Die Ökobilanzierung dient im Rahmen dieser Arbeit vorrangig der Bewertung der ökologischen Dimension der Nachhaltigkeit. Der Aspekt der Gesundheit ist hier jedoch als sozialer Faktor definiert. Daher wird das Ergebnis des Faktors Humantoxizität der Ökobilanz entnommen und dient der sozialen Nachhaltigkeitsbewertung als Indikator G .

$$G = \text{Humantoxizität} \quad [\text{CTU}] \quad (4.28)$$

Details zur Durchführung und Auswertung der Ökobilanz können Kapitel 4.2 entnommen werden.

Ernährung

Tabelle 4.75 zeigt die Nachhaltigkeitsziele, die dem Bereich Ernährung zugeordnet sind.

Tabelle 4.75: Nachhaltigkeitsziele im Bereich Ernährung [68, 70, 71]

Herausgeber	Ziel
Vereinte Nationen	<i>“End hunger, achieve food security and improved nutrition and promote sustainable agriculture”</i>
Vereinte Nationen	<i>“By 2030, end hunger and ensure access by all people, in particular the poor and people in vulnerable situations, including infants, to safe, nutritious and sufficient food all year round”</i>
Vereinte Nationen	<i>“By 2030, ensure sustainable food production systems and implement resilient agricultural practices that increase productivity and production, that help maintain ecosystems, that strengthen capacity for adaptation to climate change, extreme weather, drought, flooding and other disasters and that progressively improve land and soil quality”</i>
Republik Tschechien	<i>“The landscape of the Czech Republic is conceived as a complex ecosystem and ecosystem services provide an appropriate framework for the development of human society.”</i>
Bundesland Bayern	“Stärkung der heimischen Rohstoffsicherung und nachhaltigen Rohstoffgewinnung sowie Erkundung der heimischen Lagerstätten”
Bundesland Bayern	“Zunehmender Einsatz nachwachsender Rohstoffe aus der nachhaltigen Land- und Forstwirtschaft an Stelle von fossilen und mineralischen Rohstoffen (Bioökonomie) unter dem Vorbehalt der Ernährungssicherung”
Bundesland Bayern	“Ausbau nachhaltiger und umweltverträglicher Produktion gesunder Lebensmittel”

In diesem Bereich soll die Ernährung der Bevölkerung mit einem Fokus auf ökologischer Landwirtschaft zur Erzeugung von Nahrungsmitteln erreicht werden [68, 70, 71].

Zur Bewertung des Beitrags der Abwasserbehandlung zur Landwirtschaft wird der Indikator E , der sich aus der Menge des im gesamten Klärschlamm enthaltenen Phosphors m_P und des davon landwirtschaftlich ausgebrachten Phosphors $m_{P\ LW}$ berechnet. Als landwirtschaftliche Verwertung ist hier die landwirtschaftliche Ausbringung von Klärschlamm, veredetem Klärschlamm sowie von Klärschlammasche aus der Monoverbrennung definiert.

$$E = \frac{m_P \text{ [kg]}}{m_{P\ LW} \text{ [kg]}} \times 100 \quad [\%] \quad (4.29)$$

Der Indikator E wird für jede Kläranlage einzeln bestimmt.

Resiliente Infrastrukturen

Tabelle 4.76 zeigt die Nachhaltigkeitsziele, die dem Bereich Resiliente Infrastrukturen zugeordnet sind.

Tabelle 4.76: Nachhaltigkeitsziele im Bereich Resiliente Infrastrukturen [68]

Herausgeber	Ziel
Vereinte Nationen	<i>“Build resilient infrastructure, promote inclusive and sustainable industrialization and foster innovation”</i>
Vereinte Nationen	<i>“Make cities and human settlements inclusive, safe, resilient and sustainable”</i>
Vereinte Nationen	<i>“Develop quality, reliable, sustainable and resilient infrastructure, including regional and transborder infrastructure, to support economic development and human well-being, with a focus on affordable and equitable access for all”</i>

Der Aufbau von resilienten Infrastrukturen und der Zugang der Bevölkerung zu diesen stehen im Fokus dieser Ziele [68].

Die Vereinten Nationen definieren Resilienz als die Fähigkeit den Auswirkungen einer Gefahr, unter anderem durch Risikomanagement, zeitnah und effizient standzuhalten, sie zu dämpfen, aufzufangen, sich ihnen anzupassen, sie umzuwandeln und sich von ihnen zu regenerieren [254].

Daher werden in dieser Arbeit die beiden bereits von der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) als relevante Gefahren identifizierten Szenarien

- Hochwasserereignisse durch Gewässer und
- Starkregenereignisse [255]

im Rahmen einer Risikoanalyse betrachtet und für die Kläranlagen im Zielgebiet anhand geeigneter Indikatoren bewertet.

Durch das Einleiten des gereinigten Abwassers in einen Vorfluter befinden sich Kläranlagen in direkter Nähe zu Gewässern [76, S. 18, S. 60].

Durch Hochwasserereignisse von Gewässern können Betriebsstörungen der Abwasserbehandlung verursacht werden, die zu Beeinträchtigungen der Umwelt führen. Außerdem können sie eine verminderte Betriebsbereitschaft der Kläranlage und materielle Schäden nach sich ziehen. [256]

Im Rahmen der Fortschreibung der Risikokulisse wurden in Bayern Gewässerabschnitte mit einem hohen Hochwasserrisiko ermittelt. Sie werden als Risikogewässer bezeichnet. Die Risikokulisse muss regelmäßig aktualisiert werden. Für die Gewässer der Risikokulisse (Risikogewässer) werden Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten erstellt oder aktualisiert. [257]

Im tschechischen Raum wurden ebenfalls Gewässerabschnitte in Gebieten mit hohem Hochwasserrisiko definiert und entsprechende Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten erstellt [73].

Hochwassergefahrenkarten dienen zur Darstellung von Gebieten, die von Hochwasser

betroffen sein können. Sie bewerten unterschiedliche Szenarien anhand der Wahrscheinlichkeit eines Hochwassers. [258, 259]

Hochwassergefahrenkarten für die Zielregion werden durch das Bayerische Landesamt für Umwelt [260] bzw. das Tschechische Umweltministerium [59] zur Verfügung gestellt.

In Tabelle 4.77 sind die Eintrittswahrscheinlichkeiten für Hochwasser gemäß den bayerischen und den tschechischen Standards dargestellt.

Tabelle 4.77: Hochwasserszenarien mit Eintrittswahrscheinlichkeiten [72, 73]

Bayern		Tschechien	
Bezeichnung	Statistische Eintrittswahrscheinlichkeit		Bezeichnung
$HQ_{häufig}$	5 bis 20 Jahre	5 Jahre	Q_5
		20 Jahre	Q_{20}
HQ_{100}	100 Jahre	100 Jahre	Q_{100}
HQ_{extrem}	1.000 Jahre	500 Jahre	Q_{500}

Bei der Eintrittswahrscheinlichkeit (ETW) handelt es sich um ein statistisches Mittel. Beispielsweise der Wert HQ_{100} bzw. Q_{100} bedeutet, dass der Hochwasserabfluss im Mittel einmal in 100 Jahren erreicht oder überschritten wird. [72, 73]

Abbildung 4.46 zeigt Teile der Hochwassergefahrenkarte mit den Gefahrenflächen entlang der Wondreb auf der deutschen Seite der Zielregion.

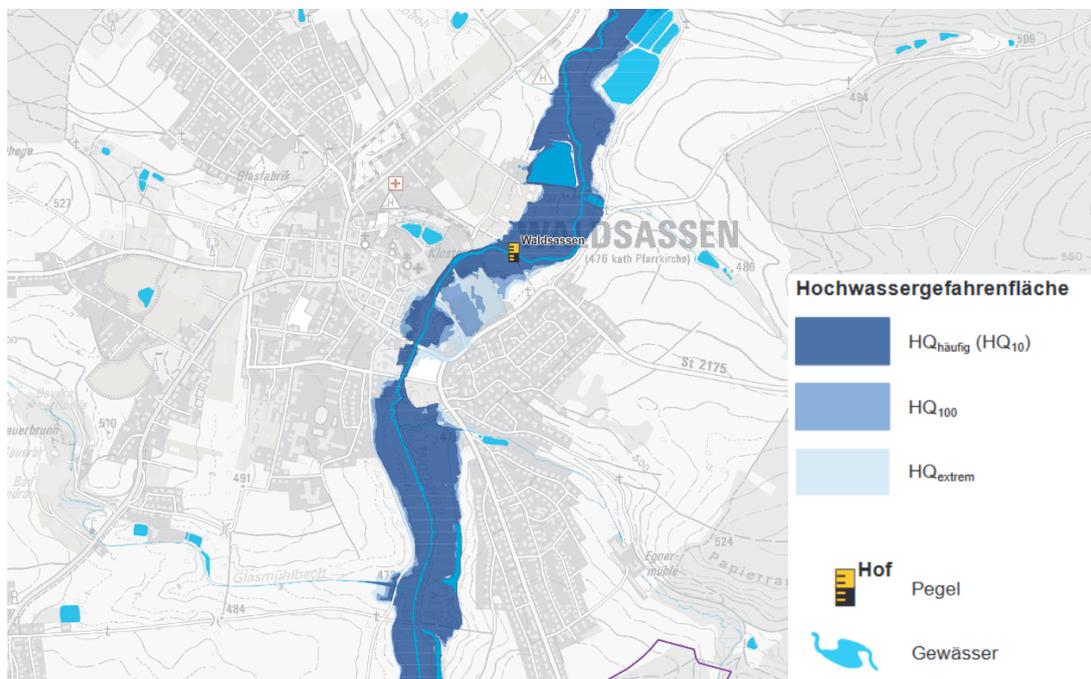


Abbildung 4.46: Hochwassergefahrenkarte Wondreb (Ausschnitt) [55]

Im Rahmen der Risikoanalyse wird für jeden Kläranlagenstandort untersucht, ob und mit welcher statistischen Häufigkeit im Falle eines Hochwassers Teile der Klär-

anlage überflutet würden, und ein entsprechender Risikofaktor bestimmt, wie in Tabelle 4.78 dargestellt.

Tabelle 4.78: Bewertung des Hochwasserrisikos der Kläranlagenstandorte

Lage der Kläranlage	Risikofaktor R_1
Hochwassergefahrenfläche mit ETW 5 - 20 Jahre	4
Hochwassergefahrenfläche mit ETW 100 Jahre	3
Hochwassergefahrenfläche mit ETW 500 - 1.000 Jahre	2
Außerhalb Hochwassergefahrenfläche	1
Keine Nähe zu Risikogewässer	0

In Abbildung 4.47 wird das Vorgehen bei der Risikobewertung anhand von zwei Beispielen verdeutlicht.



Abbildung 4.47: Hochwassergefahrenflächen an den Kläranlagenstandorten Mitterteich ($R_1 = 1$) (a) und Neualbenreuth ($R_1 = 0$) (b) [56]

Die Kläranlage Mitterteich befindet sich in direkter Nähe zu einem Risikogewässer, jedoch nicht innerhalb einer Gefahrenfläche und wird daher mit dem Risikofaktor

$$R_{1 \text{ Mitterteich}} = 1 \quad (4.30)$$

bewertet. Die Kläranlage Neualbenreuth befindet sich nicht in der Nähe eines Risikogewässers und wird daher mit dem Risikofaktor

$$R_{1 \text{ Neualbenreuth}} = 0 \quad (4.31)$$

bewertet.

Ein weiteres Risiko stellen lokal auftretende Starkregen, durch die schwere Überflutungen und damit hohen Sachschäden verursacht werden können, dar. Eine allgemeingültige Definition für den Begriff Starkregen gibt es bisher nicht. [261]

Für die Risikobewertung im Rahmen dieser Arbeit wird eine Niederschlagshöhe von ≥ 30 mm innerhalb eines Tages als Starkregenereignis betrachtet. Der Risikofaktor

R_2 wird abhängig von der Häufigkeit von Starkregenereignissen in der Vergangenheit bestimmt. Hierbei wird ein Zeitraum von zehn Jahren berücksichtigt, um Schwankungen auszugleichen. Ausgangspunkt ist das Bezugsjahr 2016 und die davorliegenden Jahre bis einschließlich 2007. Zuerst wird also die Häufigkeit M anhand der Anzahl an Tagen pro Jahr mit einer Niederschlagshöhe ≥ 30 mm im Durchschnitt über den Zeitraum von 2007 bis 2016 berechnet wie folgt.

$$D = \{d_{2007}, \dots, d_{2016}\} \quad (4.32)$$

$$M = \frac{\sum_{d \in D} d}{|D|} \quad (4.33)$$

Die Art und die Verfügbarkeit der Wetterdaten in Deutschland und Tschechien weichen geringfügig voneinander ab [57, 58]. Weshalb das Vorgehen zur Ermittlung der Daten, aus denen M berechnet wird, in Abhängigkeit vom Kläranlagenstandort variiert.

Für die Kläranlagenstandorte auf der deutschen Seite der Zielregion liegen die Wetterdaten als Rasterdaten vor. Die Raster mit einer räumlichen Auflösung von 1 km^2 beruhen auf Stationsdaten [262], die flächendeckend interpoliert werden [263]. [57]

Auf diese Weise ist eine Aussage über den Niederschlag am Standort einer Kläranlage möglich, obwohl sich direkt dort keine Wetterstation befindet. Abbildung 4.48 zeigt ein Raster der Anzahl der Tage mit einer Niederschlagshöhe ≥ 30 mm auf der deutschen Seite der Zielregion im Jahr 2016. Die Raster, die die Kläranlagenstandorte abdecken, sind mit Kreuzen gekennzeichnet.

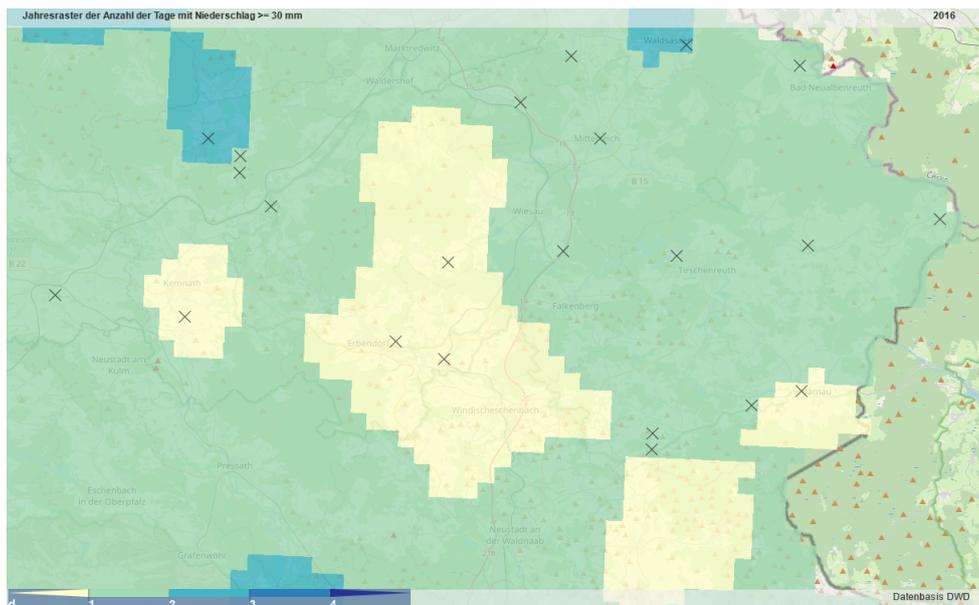


Abbildung 4.48: Kläranlagenstandorte [42] mit Jahresraster Anzahl der Tage mit Niederschlag ≥ 30 mm [57] auf deutscher Seite der Zielregion, Karte: [44] (abgerufen am 30.08.2021)

Am Beispiel der Kläranlage Waldsassen wird das Vorgehen im Folgenden verdeutlicht. Abbildung 4.49 zeigt die Rasterdaten am Standort der Kläranlage in den Jahren 2007 bis 2016.

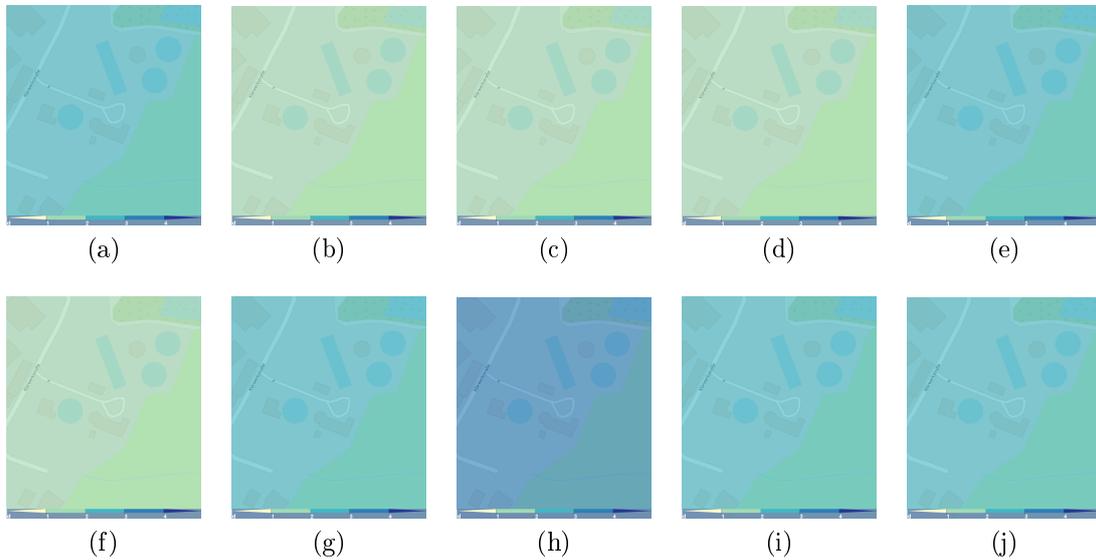


Abbildung 4.49: Kläranlage Waldsassen mit Jahresraster Anzahl der Tage mit Niederschlag ≥ 30 mm der Jahre 2007 (a) bis 2016 (j) [57], Karte: [44] (abgerufen am 13.09.2021)

Tabelle 4.79 beinhaltet die Daten, die in Abbildung 4.49 grafisch dargestellt sind, in numerischer Form als Anzahl der Tage mit einer Niederschlagshöhe ≥ 30 mm, sodass im nächsten Schritt M berechnet werden kann.

Tabelle 4.79: Anzahl der Tage mit einer Niederschlagshöhe ≥ 30 mm im Bereich der Kläranlage Waldsassen [57]

Jahr	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Anzahl Tage	2	1	1	1	2	1	2	3	2	2

Zur Berechnung von M werden die Daten aus Tabelle 4.79 in die Gleichungen 4.32 und 4.33 eingesetzt, wie im Folgenden dargestellt.

$$D_{Waldsassen} = \{2, 1, 1, 1, 2, 1, 2, 3, 2, 2\} \quad (4.34)$$

$$M_{Waldsassen} = \frac{2 + 1 + 1 + 1 + 2 + 1 + 2 + 3 + 2 + 2}{10} = 1,7 \quad (4.35)$$

Für die tschechische Seite der Zielregion liegen die Wetterdaten in Form von Stationsdaten vor. Für die unterschiedlichen Stationen liegen Daten zum Gesamtniederschlag innerhalb eines Tages vor, woraus sich die Anzahl der Tage mit einer Niederschlagshöhe ≥ 30 mm ableiten lässt. [58]

Zur Bestimmung von M wird für jeden tschechischen Kläranlagenstandort die Wetterstation, die sich am nächsten zur Kläranlage befindet und die über Aufzeichnungen im entsprechenden Zeitraum verfügt, herangezogen. Aufgrund der räumlichen Verteilung der Wetterstationen ist es möglich, dass für die Bewertung unterschiedlicher Kläranlagen dieselbe Wetterstation herangezogen werden muss. Sollten für einzelne Wetterstationen die Niederschlagsdaten nicht über den gesamten Zeitraum von zehn Jahren vorliegen, werden zur Bestimmung von M Daten von mehreren Wetterstationen kombiniert, wobei jeweils die Wetterstation mit dem geringeren räumlichen Abstand zur Kläranlage bevorzugt wird. Die Lage der Kläranlagen und der Wetterstationen, die über tägliche Niederschlagsdaten im entsprechenden Zeitraum verfügen, kann Abbildung 4.50 entnommen werden.

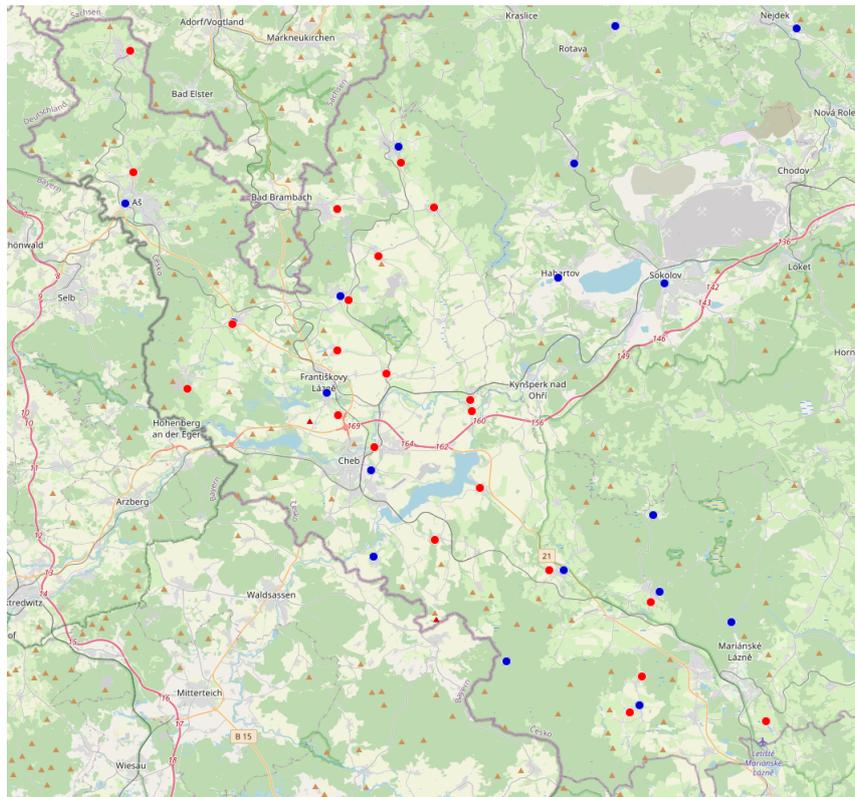


Abbildung 4.50: Standorte Kläranlagen (rot) [42] und Wetterstationen (blau) [58] auf tschechischer Seite der Zielregion, Karte: [43, 44] (abgerufen am 27.03.2023)

Am Beispiel der Kläranlage Skalná soll das Vorgehen für die tschechischen Standorte demonstriert werden.

Wie in Abbildung 4.51 zu sehen ist, befindet sich eine Wetterstation in unmittelbarer Nähe zur Kläranlage. Zu dieser Wetterstation liegen jedoch nur Niederschlagsdaten bis zum Jahr 2012 vor. Daher werden für den Zeitraum von 2012 bis 2016 Niederschlagsdaten, die von der zweitnächsten Wetterstation in Františkovy Lázně südlich von Skalná gemessen wurden, herangezogen. [58]

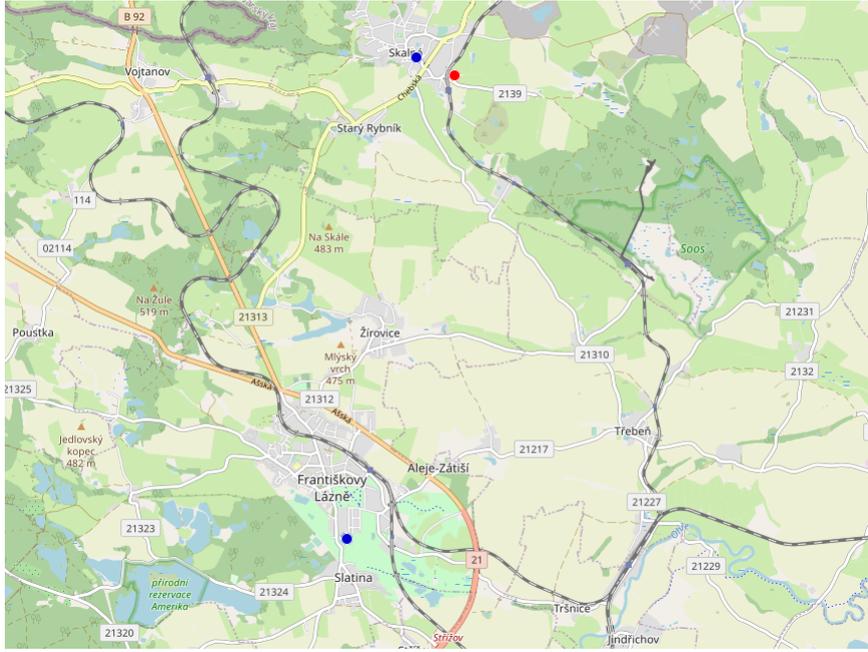


Abbildung 4.51: Standort der Kläranlage Skalná (rot) [42] und der nächsten Wetterstationen (blau) [58], Karte: [43,44] (abgerufen am 13.09.2021)

Aus den an den Stationen gemessenen täglichen Niederschlagswerten kann nun die Anzahl der Tage pro Jahr mit einer Niederschlagshöhe ≥ 30 mm bestimmt werden, die in Tabelle 4.80 dargestellt ist.

Tabelle 4.80: Anzahl der Tage mit einer Niederschlagshöhe ≥ 30 mm an den Wetterstationen Skalná und Františkovy Lázně [58]

Jahr	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Anzahl Tage	3	1	1	1	0	1	1	1	1	4
Wetterstation	Skalná					Františkovy Lázně				

Für den Kläranlagenstandort Skalná erfolgt jetzt die Berechnung der Häufigkeit M auf Basis der Daten in Tabelle 4.80 analog zum Vorgehen für die deutschen Anlagen, wie im Folgenden dargestellt ist.

$$D_{Skalná} = \{3, 1, 1, 1, 0, 1, 1, 1, 1, 1, 4\} \quad (4.36)$$

$$M_{Skalná} = \frac{3 + 1 + 1 + 1 + 0 + 1 + 1 + 1 + 1 + 1 + 4}{10} = 1,4 \quad (4.37)$$

Anhand der Häufigkeit M kann anschließend für jede Kläranlage der Risikofaktor für Starkregen R_2 , wie in Tabelle 4.81 dargestellt, bestimmt werden.

Tabelle 4.81: Bewertung des Starkregenrisikos der Kläranlagenstandorte

Häufigkeit Starkregen	Risikofaktor R_2
$M \geq 4$	4
$3 \leq M < 4$	3
$2 \leq M < 3$	2
$1 \leq M < 2$	1
$0 \leq M < 1$	0

Für die Beispielkläranlagen Waldsassen und Skalná ergeben sich damit die folgenden Werte für den Risikofaktor R_2 .

$$R_2 \text{ Waldsassen} = 1 \quad (4.38)$$

$$R_2 \text{ Skalná} = 1 \quad (4.39)$$

Compliance

Zusätzlich zu den Themenbereichen, die aus der Top-Down-Analyse der Nachhaltigkeitsziele resultieren, wird ein Indikator zur Bewertung des Bereichs Compliance herangezogen, wie von der Norm ISO 37120 [253] vorgeschlagen. Die Norm schlägt den Indikator “*compliance rate*” vor, der den Anteil an Abwassermessungen im Kläranlagenablauf angibt, der den regulativen Anforderungen vor Ort entspricht. Da dieser Indikator die geforderte Qualität des Abwassers im Kläranlagenablauf nicht berücksichtigt, wird im Rahmen dieser Arbeit ein abgewandelter Ansatz gewählt. [253]

Zuerst werden die gesetzlichen Anforderungen Deutschlands und Tschechiens an die Qualität des gereinigten Abwassers, das in ein Gewässer eingeleitet werden darf, betrachtet (siehe Tabellen 4.82 und 4.83).

Die Bewertung des Bereichs Compliance wird anhand der Grenzwerte für die Parameter CSB und BSB₅ durchgeführt, da nur für diese in beiden Ländern Vorgaben für jede Kläranlagengröße existieren [60, 61].

Tabelle 4.82: Rechtliche Anforderungen (bzgl. CSB und BSB₅) an eingeleitetes Abwasser in Deutschland lt. Anhang 1 AbwV [60]

Kläranlagengröße [EW]*	CSB [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]
< 1.000	150	40
1.000 - 5.000	110	25
> 5.000 - 10.000	90	20
> 10.000 - 100.000	90	20
> 100.000	75	15

*Umrechnung Größenklassen in EW [76, S. 12]

Die Grenzwerte, die das eingeleitete Abwasser einhalten muss, werden sowohl in Deutschland als auch in Tschechien mit steigender Kläranlagengröße strikter [60, 61].

Tabelle 4.83: Rechtliche Anforderungen (bzgl. CSB und BSB₅) an eingeleitetes Abwasser in Tschechien lt. Anhang 1 Regierungsverordnung Nr. 401/2015 Slg. [61]

Kläranlagengröße [EW]	CSB [mg/l]*	BSB ₅ [mg/l]*
< 500	150	40
500 - 2.000	125	30
2.001 - 10.000	120	25
10.001 - 100.000	90	20
> 100.000	75	15

*Zulässiger Wert

Im ersten Schritt wird für jede Kläranlage in Abhängigkeit von ihrer Größe und ihrem Standort geprüft, welche Werte das eingeleitete Abwasser einhalten muss.

Im nächsten Schritt wird dann der einzuhaltende Grenzwert mit seiner Entsprechung im Nachbarland verglichen. Das heißt bei einer Kläranlage mit Standort auf der deutschen Seite der Zielregion wird der laut deutscher Gesetzgebung vorgegebene Wert mit der entsprechenden tschechischen Vorgabe verglichen und bei einer Kläranlage auf der tschechischen Seite umgekehrt. Die Differenz aus diesen beiden Werten bildet den ersten Compliance-Indikator C_1 , der die Striktheit der anzuwendenden Vorgabe bewertet. Hierbei wird der von der Kläranlage einzuhaltende Grenzwert $\theta_{Kläranlage}$ vom Grenzwert des Nachbarlands $\theta_{Nachbar}$ abgezogen, sodass eine positive Differenz eine höhere und eine negative Differenz eine geringere Striktheit der zutreffenden gesetzlichen Vorgabe indiziert.

$$C_1 = \theta_{Nachbar} - \theta_{Kläranlage} \quad \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] \quad (4.40)$$

Als nächstes wird die Einhaltung der gesetzlichen Vorgaben bewertet. Hierzu werden die gemessenen Werte im Kläranlagenablauf mit den Grenzwerten verglichen. Um Unterschiede zwischen den unterschiedlichen nationalen Vorgaben auszugleichen und einen einheitlichen Vergleichswert zu schaffen, wird jeweils der Grenzwert mit der höheren Striktheit C_1 zum Vergleich mit den tatsächlichen Ablaufwerten herangezogen. Dieser Wert entspricht also nicht notwendigerweise den tatsächlichen gesetzlichen Vorgaben vor Ort, sondern kann auch eine höhere Abwasserqualität fordern. Der Indikator zur Bewertung der Einhaltung der Vorgaben C_2 berechnet sich aus der Differenz zwischen dem strikteren Grenzwert θ_{strikt} und dem gemessenen Wert μ . Hierbei wird der Messwert vom strikteren Grenzwert abgezogen, sodass eine positive Differenz eine Erfüllung und eine negative Differenz eine Abweichung von der Vorgabe indiziert.

$$C_2 = \theta_{strikt} - \mu \quad \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] \quad (4.41)$$

Beide Indikatoren C_1 und C_2 werden jeweils für den CSB- und den BSB₅-Wert jeder Kläranlage gebildet.

Im Folgenden soll anhand der Kläranlage am tschechischen Standort Skalná das Vorgehen demonstriert werden. Als Beispiel dient der CSB-Wert.

Die Kläranlage hat eine Ausbaugröße von 2.400 EW [42] und fällt somit nach tschechischen Vorgaben in den Bereich zwischen 2.001 und 10.000 EW [61]. Nach deutschen Vorgaben würde sie in den Bereich zwischen 1.000 und 5.000 EW fallen [60]. Der einzuhaltende CSB-Grenzwert beträgt

$$\Theta_{Skalná\ CSB} = 120 \frac{mg}{l} \quad (4.42)$$

gemäß der tschechischen Vorgabe [61].

Laut der Verordnung des Nachbarlands ist ein Grenzwert von

$$\Theta_{Nachbar} = 110 \frac{mg}{l} \quad (4.43)$$

vorgeschrieben [60].

Aus den Werten dieser gesetzlichen Vorgaben [60,61] ergibt sich der erste Compliance-Indikator

$$C_1 = 110 \frac{mg}{l} - 120 \frac{mg}{l} \quad (4.44)$$

$$C_1 = -10 \frac{mg}{l} \quad (4.45)$$

für die **Striktheit der Vorgabe**.

Das negative Vorzeichen von C_1 bedeutet, dass die vor Ort gültige Vorschrift im Fall der Kläranlage in Skalná weniger streng ist als für eine Kläranlage der gleichen Größe in Deutschland. Die betragsmäßige Höhe von C_1 ist die Abweichung um 10 mg/l des zulässigen Grenzwerts vor Ort vom Grenzwert im Nachbarland.

Für die Bildung des zweiten Compliance-Indikators C_2 wird der strengere der beiden vorgegebenen CSB-Werte (hier $\Theta_{Nachbar}$) als

$$\Theta_{strikt} = 110 \frac{mg}{l} \quad (4.46)$$

[60] herangezogen und von ihm der tatsächlich im Ablauf der Kläranlage in Skalná gemessene CSB-Wert

$$\mu = 31,8 \frac{mg}{l} \quad (4.47)$$

[42] abgezogen.

Aus diesen Werten [42, 60] resultiert der zweite Compliance-Indikator

$$C_2 = 110 \frac{mg}{l} - 31,8 \frac{mg}{l} \quad (4.48)$$

$$C_2 = 78,2 \frac{mg}{l} \quad (4.49)$$

für die **Einhaltung der Vorgabe**.

Das positive Vorzeichen von C_2 bedeutet, dass der tatsächliche CSB-Wert der Kläranlage in Skalná sowohl die Vorschrift vor Ort als auch die ggf. striktere Vorschrift des Nachbarlands einhält. Der Betrag von C_2 zeigt die Höhe der Abweichung vom strikteren Grenzwert, die im Falle der Kläranlage Skalná eine Unterschreitung des Grenzwerts ist.

4.3.3 Auswertung der sozialen Indikatoren

Im Folgenden werden die in Kapitel 4.3.2 beschriebenen Indikatoren für alle Kläranlagen berechnet und ausgewertet.

Bereich Wohnen

Zur Bewertung des Bereichs Wohnen werden, wie in Kapitel 4.3.2 beschrieben, drei verschiedene Indikatoren herangezogen.

Der erste Indikator W_1 bewertet den Zugang der Einwohner zur Abwasserbehandlung. Er wird jeweils für die tschechische und die deutsche Seite der Zielregion gebildet und nicht für jede Kläranlage einzeln. In Tabelle 4.84 sind die für die Berechnung notwendigen Daten und das Ergebnis der Berechnung des Indikators W_1 dargestellt. Die Formel zur Berechnung des Indikators W_1 ist in Gleichung 4.25 dargestellt.

Tabelle 4.84: Anschlussgrad an Kanalisation Indikator W_1 inkl. Daten zur Berechnung

Land	Region	Einwohner	Einwohner mit Anschluss an Kanalisation	Anschlussgrad W_1
CZ	Distrikt Cheb	91.875 [168]	78.800 [264]	86 %
DE	Landkreis Tirschenreuth	73.241 [167]	68.583 [167]	94 %

Der zweite Indikator W_2 , der die Angemessenheit der Abwasserbehandlung an die Belastung bewertet, wird je Kläranlage erfasst. Er misst die Abweichung zwischen der Ausbaugröße der Kläranlage und der tatsächlichen Belastung (siehe auch Gleichung 4.26).

Die Berechnung des Indikators erfolgt anhand der Informationen in der Kläranlagen-datenbank automatisiert anhand eines Python-Programms. Ein Link zum Code befindet sich im Anhang.

Die Entwicklung des Codes zur Berechnung von W_2 und weiterer sozialer Indikatoren erfolgt bezüglich Entwicklungsumgebung und eingesetzter Bibliotheken analog zur automatisierten Sachbilanzerstellung (siehe Anhanf 8.5).

Zusätzlich zur absoluten Abweichung wird der Anteil der Abweichung an der Ausbaugröße in Prozent angegeben. In der folgenden Tabelle 4.85 ist die Abweichung W_2 absolut in der Einheit EW und in Prozent dargestellt.

Tabelle 4.85: Angemessenheit der Abwasserbehandlung Indikator W_2 in EW und Prozent

Nr.	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5
W_2 %	649 EW 27 %	661 EW 32 %	882 EW 44 %	1.266 EW 49 %	1.070 EW 53 %	1.193 EW 61 %
Nr.	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11
W_2 %	398 EW 36 %	128 EW 23 %	279 EW 58 %	324 EW 54 %	46 EW 23 %	326 EW 65 %
Nr.	WWTP 12	WWTP 13	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18
W_2 %	90 EW 32 %	75 EW 38 %	16 EW 9 %	8 EW 4 %	29 EW 23 %	2354 EW 57 %
Nr.	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24
W_2 %	698 EW 63 %	84 EW 8 %	567 EW 35 %	2.100 EW 52 %	2.464 EW 70 %	717 EW 40 %
Nr.	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28	WWTP 29	WWTP 30
W_2 %	4.000 EW 57 %	2.537 EW 51 %	162 EW 40 %	2.236 EW 17 %	7.599 EW 30 %	816 EW 20 %
Nr.	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36
W_2 %	276 EW 39 %	2.106 EW 78 %	1.246 EW 25 %	653 EW 8 %	16.700 EW 33 %	4.625 EW 62 %
Nr.	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
W_2 %	27.966 EW 43 %	794 EW 3 %	4648 EW 19 %	834 EW 4 %	663 EW 33 %	

In Abbildung 4.52 sind zur Verdeutlichung des Indikators W_2 für jede Kläranlage die Ausbaugröße und die Belastung grafisch dargestellt.

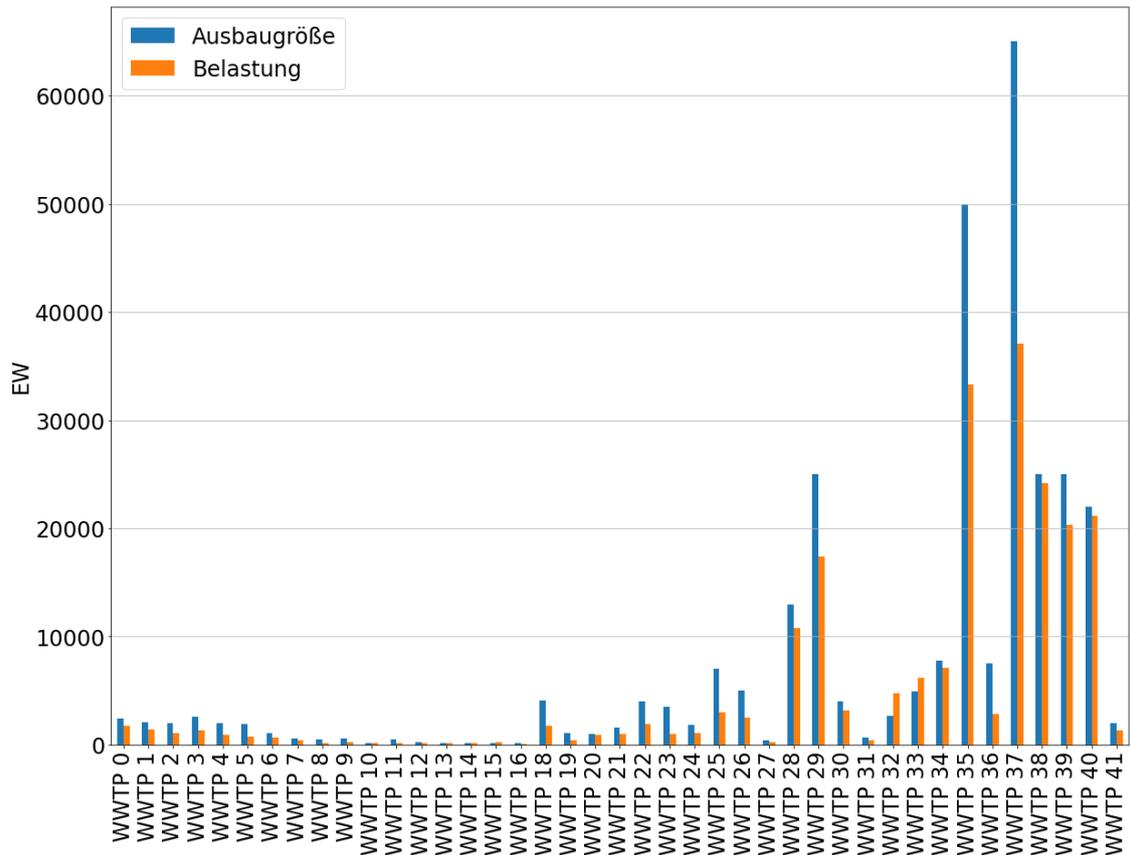


Abbildung 4.52: Ausbaugröße und tatsächliche Belastung der Kläranlagen in EW [42]

Wie obenstehender Abbildung 4.52 entnommen werden kann, liegt bei einem Großteil der Kläranlagen die tatsächliche Belastung unter der Ausbaugröße. Nur bei vier der Kläranlagen liegt die Belastung über der Ausbaugröße. [42]

Bei den beiden tschechischen Anlagen Nr. 14 und Nr. 15 (Lipová und Okrouhlá) fällt die Abweichung mit 16 und 8 EW sehr gering aus. Bei den beiden deutschen Anlagen Nr. 32 und Nr. 33 (Konnersreuth und Speichersdorf) liegt die Abweichung jedoch im vierstelligen Bereich. Auch bei Betrachtung der Abweichung in Relation zur Ausbaugröße ergibt sich für Anlage Nr. 32 mit 78 Prozent der höchste Wert. Der Indikator W_2 beträgt im Durchschnitt ca. 2.300 EW. Die relative Abweichung liegt im Durchschnitt bei 37 Prozent. Insgesamt zeigt der Indikator W_2 für die betrachtete Zielregion eine hohe Differenz zwischen Ausbaugröße und tatsächlicher Belastung an.

Der dritte Indikator im Bereich Wohnen W_3 bewertet die Autarkie der Energieversorgung. Er stellt den Anteil des selbst erzeugten Stroms am Gesamtstromverbrauch jeder Kläranlage dar (siehe auch Gleichung 4.27). Die Berechnung von W_3 erfolgt ebenfalls automatisiert anhand eines Python-Programms, das die Informationen zu Stromverbrauch und -erzeugung der Kläranlagendatenbank entnimmt und entsprechend umrechnet. Ein Link zum Code ist im Anhang zu finden.

Da für die Kläranlagen Nr. 30 und Nr. 31 (Plößberg I und Plößberg II) keine Daten zum Stromverbrauch vorliegen [42], sind diese beiden Anlagen von der Auswertung von W_3 ausgenommen.

In Tabelle 4.86 sind die Ergebnisse der Auswertung dargestellt.

Tabelle 4.86: Autarkie der Energieversorgung Indikator W_3

Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
	0	1	2	3	4	5
W_3	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
	6	7	8	9	10	11
W_3	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
	12	13	14	15	16	18
W_3	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
	19	20	21	22	23	24
W_3	0 %	0 %	0 %	28 %	0 %	0 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
	25	26	27	28	29	32
W_3	0 %	0 %	0 %	14 %	89 %	2 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
	33	34	35	36	37	38
W_3	0 %	0 %	0 %	0 %	30 %	0 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP			
	39	40	41			
W_3	0 %	34 %	0 %			

In Abbildung 4.53 sind für alle Kläranlagen der Netzbezug und die Eigenerzeugung an Strom in der Einheit kWh dargestellt. Der Gesamtstromverbrauch setzt sich aus Netzbezug und Eigenerzeugung zusammen. Der Indikator W_3 gibt den Anteil (in Prozent) der Eigenerzeugung am Gesamtstromverbrauch an.

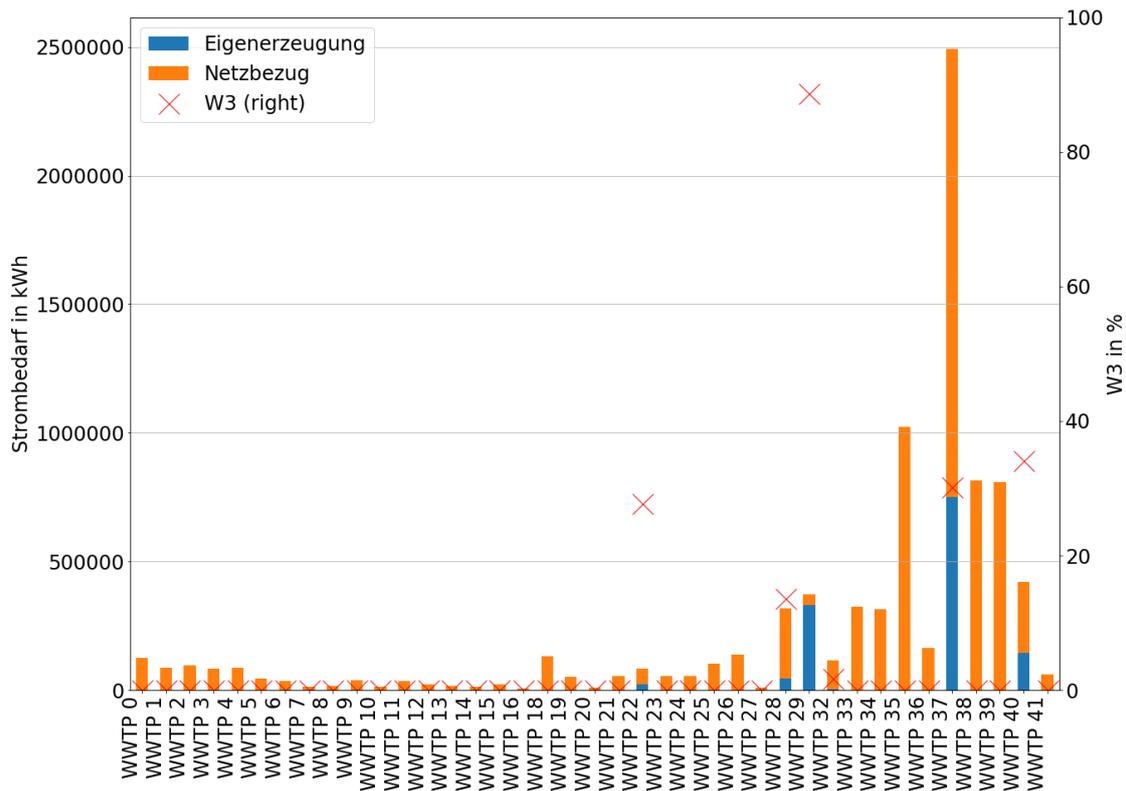


Abbildung 4.53: Stromversorgung der Kläranlagen aus Netzbezug und Eigenerzeugung in kWh (linke Achse) [42] und Indikator W_3 in % (rechte Achse)

Bei Betrachtung der Auswertung des Indikators W_3 ist besonders auffällig, dass 85 Prozent der Kläranlagen über keinerlei eigene Stromerzeugung verfügen. Nur sechs der Anlagen erzeugen eigenen Strom, davon vier mit einer Photovoltaikanlage und drei durch die Verstromung von Klärgas. Die Kläranlage Nr. 40 (Mitterteich) nutzt als einzige beide Technologien zur Stromerzeugung. [42]

Die geringe Nutzung von Klärgas lässt sich zum Teil durch die Größenstruktur der Kläranlagen erklären, da die kleineren Kläranlagen nicht über einen Faulturn zur Klärgaserzeugung verfügen. Die Anlage Nr. 35 (Kemnath) mit der höchsten Ausbaugröße auf der deutschen Seite der Zielregion (50.000 EW) bezog jedoch im Betrachtungszeitraum ihren gesamten Strombedarf aus dem Netz [42].

Den höchsten Anteil an Eigenerzeugung und damit den höchsten Wert für W_3 erreicht die Anlage Nr. 29 (Tirschenreuth, Ausbaugröße 25.000 EW), die 89 Prozent des Strombedarfs aus Klärgas deckt [42]. Bei den Kläranlagen, die über eine eigene Stromerzeugung verfügen [42], liegt der Indikator W_3 durchschnittlich bei 33 Prozent. Bei Betrachtung aller Kläranlagen liegt der Anteil der Eigenerzeugung jedoch nur bei knapp 5 Prozent.

Bereich Gesundheit

Zur Bewertung des Bereichs Gesundheit wird, wie in Kapitel 4.3.2 beschrieben, für den Indikator G das Ergebnis der Ökobilanz in der Wirkungskategorie Humantoxizität herangezogen. Näheres zur Wirkungskategorie Humantoxizität kann Kapitel 4.2.5 entnommen werden.

Das Ergebnis der Auswertung des Indikators G ist in untenstehender Tabelle 4.87 zu finden.

Tabelle 4.87: Humantoxizität der Abwasserbehandlung Indikator G

Nr.	G [CTU]	Nr.	G [CTU]	Nr.	G [CTU]
WWTP 0	0.001214	WWTP 14	0.005435	WWTP 29	0.004197
WWTP 1	0.000674	WWTP 15	0.076078	WWTP 30	0.003781
WWTP 2	0.105620	WWTP 16	0.003015	WWTP 31	0.006284
WWTP 3	0.002717	WWTP 18	0.000818	WWTP 32	0.005617
WWTP 4	0.001831	WWTP 19	0.001432	WWTP 33	0.002452
WWTP 5	0.002042	WWTP 20	0.009718	WWTP 34	0.000001
WWTP 6	0.090052	WWTP 21	0.002930	WWTP 35	0.020049
WWTP 7	0.003374	WWTP 22	0.002628	WWTP 36	0.008580
WWTP 8	0.002447	WWTP 23	0.006514	WWTP 37	0.001780
WWTP 9	0.003169	WWTP 24	0.003594	WWTP 38	0.062747
WWTP 10	0.030171	WWTP 25	0.000241	WWTP 39	0.001010
WWTP 11	0.059123	WWTP 26	0.003057	WWTP 40	0.061344
WWTP 12	0.001842	WWTP 27	0.016065	WWTP 41	0.004291
WWTP 13	0.005771	WWTP 28	-0.000471		

In Abbildung 4.54 sind die Ergebnisse der Auswertung von G grafisch dargestellt.

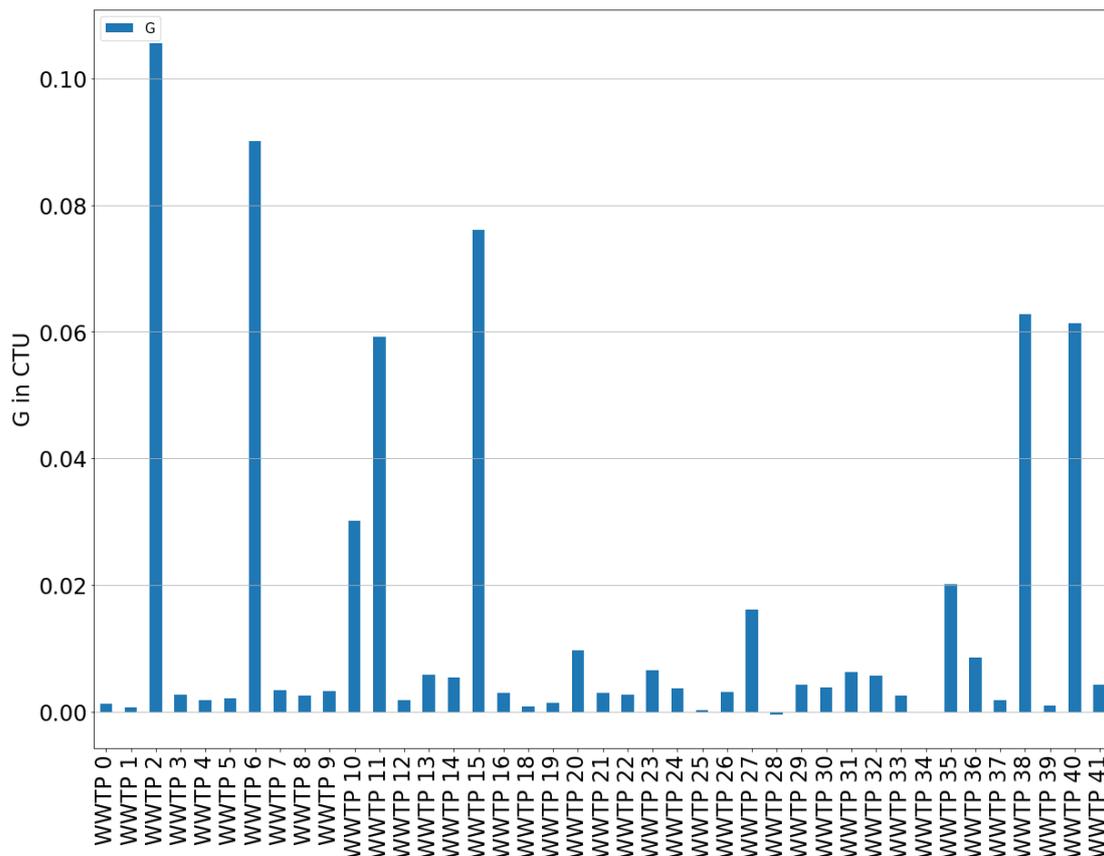


Abbildung 4.54: Humantoxizität der Abwasserbehandlung Indikator G

Wie aus obenstehender Abbildung deutlich hervorgeht fallen die Werte von G für alle Kläranlagen äußerst gering aus. Den höchsten Wert erreicht mit 0.105620 CTU

die Kläranlage Nr. 2 (Lázně Kynžvart), den niedrigsten Nr. 28 (Waldsassen) mit - 0.000471 CTU. Die vergleichsweise hohen Toxizitätswerte treten insbesondere bei Kläranlagen auf, deren Klärschlamm bodenbezogen (Landwirtschaft, Rekultivierung, Vererdung [42]) verwertet wird.

Bereich Ernährung

Im Bereich Ernährung bewertet der Indikator E den Anteil des landwirtschaftlich genutzten Phosphors am gesamten im Klärschlamm enthaltenen Phosphor. Die Berechnung des Indikators (siehe Gleichung 4.29) erfolgt anhand der Informationen in der Kläranlagendatenbank automatisiert durch ein Python-Programm. Im Anhang befindet sich ein Link zum Code.

Die Ergebnisse der Auswertung des Indikators E sind in der nachfolgenden Tabelle 4.88 zu finden.

Tabelle 4.88: Landwirtschaftliche Phosphornutzung Indikator E

Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
E	0 0 %	1 0 %	2 100 %	3 0 %	4 0 %	5 0 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
E	6 100 %	7 0 %	8 0 %	9 0 %	10 100 %	11 100 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
E	12 0 %	13 0 %	14 0 %	15 100 %	16 0 %	18 100 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
E	19 100 %	20 100 %	21 100 %	22 100 %	23 0 %	24 100 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
E	25 100 %	26 100 %	27 0 %	28 0 %	29 100 %	30 0 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
E	31 0 %	32 0 %	33 0 %	34 0 %	35 79 %	36 27 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	
E	37 0 %	38 100 %	39 0 %	40 66 %	41 100 %	

In Abbildung 4.55 sind die Phosphormengen in der Einheit kg, die den unterschiedlichen Verwertungspfaden zugehen dargestellt. Als Verwertung wird die landwirtschaftliche Ausbringung von Klärschlamm, vererdetem Klärschlamm und Klärschlammasche bezeichnet. Die übrigen Klärschlammentsorgungspfade, die keine landwirtschaftliche Ausbringung beinhalten, sind unter "Nicht verwertet" zusammengefasst. Weiterhin ist der Indikator E , der den Anteil der landwirtschaftlichen Verwertung an der gesamten Phosphormenge angibt, in Prozent dargestellt.

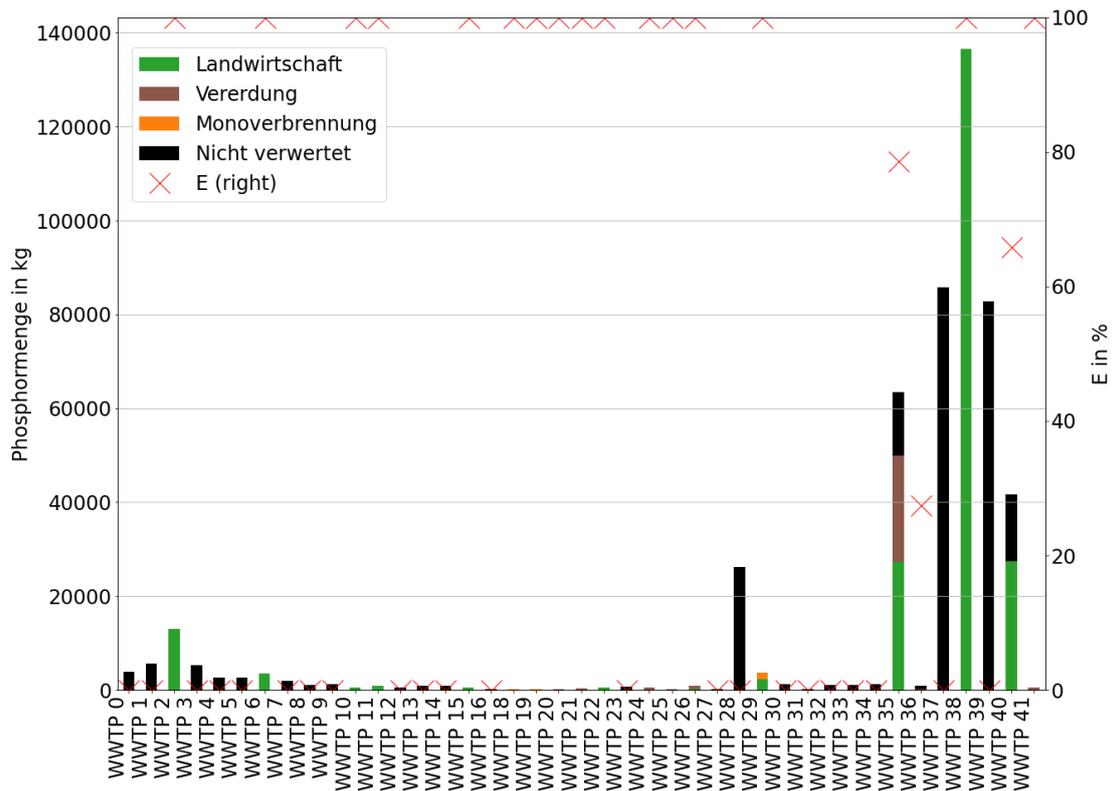


Abbildung 4.55: Verwertungswege [42] für im Klärschlamm enthaltenen Phosphor in kg (linke Achse) und Indikator E in % (rechte Achse)

Wie aus Abbildung 4.55 hervorgeht, geht der Klärschlamm eines Großteils der Kläranlagen Entsorgungswegen zu, die keine stoffliche Verwertung des enthaltenen Phosphors ermöglichen. Der Klärschlamm der Kläranlagen auf der tschechischen Seite wurde im Bezugszeitraum häufig noch deponiert. Daneben spielte aber auch die landwirtschaftliche Verwertung eine große Rolle (Anlagen Nr. 2, 6, 10, 11, 15, und 38). Auf der deutschen Seite wurde ebenfalls ein Großteil des Phosphorrecyclings über die landwirtschaftliche Ausbringung von Klärschlamm oder vererdetem Klärschlamm realisiert. Die Monoverbrennung spielte in diesem Zeitraum eher eine untergeordnete Rolle. Ein großer Teil des Klärschlamms wurde bei Rekultivierungsmaßnahmen zwar stofflich verwertet, jedoch nicht zur Erzeugung von Nahrungsmitteln eingesetzt. Die zum Teil eingesetzte energetische Verwertung im Kohlekraftwerk bietet keine Möglichkeit zur Nutzung des im Klärschlamm enthaltenen Phosphors. [42]

Bereich Resiliente Infrastrukturen

Wie in Kapitel 4.3.2 beschrieben, wird zur Bewertung des Bereichs Resiliente Infrastrukturen eine Risikoanalyse durchgeführt. Als Indikatoren dienen die beiden Risikofaktoren R_1 für Hochwasser und R_2 für Starkregen.

Der Risikofaktor R_1 bewertet das Risiko von Hochwasserereignissen durch Gewässer. Je höher die Eintrittswahrscheinlichkeit einer Überflutung ist, desto höher fällt die Bewertung des Risikofaktors R_1 aus (siehe Tabelle 4.78).

Die Ergebnisse der Bewertung des Hochwasserrisikos der Kläranlagenstandorte sind in der folgenden Tabelle 4.89 zu sehen.

Tabelle 4.89: Risikofaktor R_1 (Hochwasser) der Kläranlagenstandorte

Nr.	R_1	Nr.	R_1	Nr.	R_1
WWTP 0	0	WWTP 14	0	WWTP 29	0
WWTP 1	1	WWTP 15	0	WWTP 30	0
WWTP 2	0	WWTP 16	0	WWTP 31	0
WWTP 3	0	WWTP 18	0	WWTP 32	0
WWTP 4	0	WWTP 19	0	WWTP 33	0
WWTP 5	0	WWTP 20	0	WWTP 34	0
WWTP 6	0	WWTP 21	1	WWTP 35	1
WWTP 7	0	WWTP 22	0	WWTP 36	0
WWTP 8	0	WWTP 23	0	WWTP 37	1
WWTP 9	0	WWTP 24	0	WWTP 38	0
WWTP 10	0	WWTP 25	0	WWTP 39	0
WWTP 11	0	WWTP 26	0	WWTP 40	1
WWTP 12	0	WWTP 27	0	WWTP 41	0
WWTP 13	0	WWTP 28	1		

Datengrundlage: [56, 59]

In Abbildung 4.56 sind die Risikofaktoren der einzelnen Kläranlagenstandorte grafisch dargestellt.

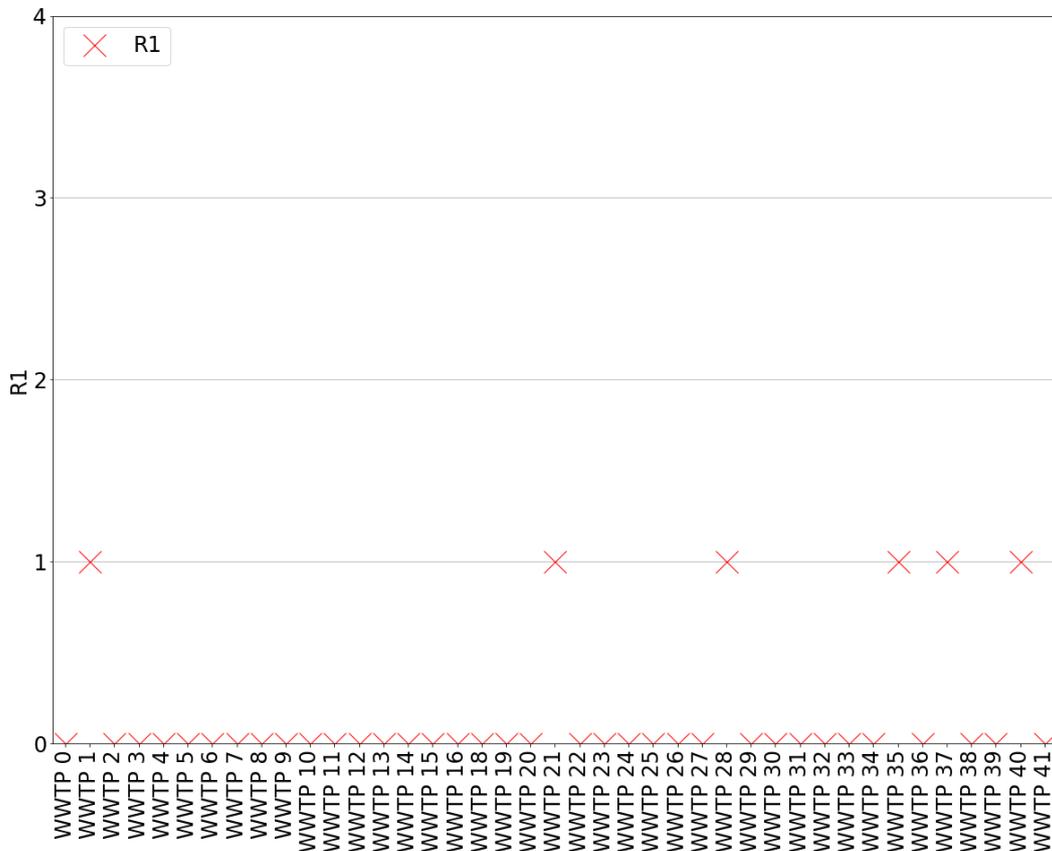


Abbildung 4.56: Risikofaktor R_1 (Hochwasser) der Kläranlagenstandorte, Datengrundlage: [56, 59]

Wie obenstehender Abbildung entnommen werden kann, fällt der Risikofaktor R_1 für alle Kläranlagen eher gering aus. Ein Großteil der Anlagen hat einen Risikofaktor R_1 von 0. Das bedeutet, dass sich in unmittelbarer Nähe zum Kläranlagenstandort kein Risikogewässer befindet.

Sechs der Kläranlagen haben einen Risikofaktor R_1 von 1. Das heißt, dass sich die Kläranlage in der Nähe eines Risikogewässers befindet, der Kläranlagenstandort selbst jedoch nicht von Hochwasser betroffen ist.

Zur Veranschaulichung ist die Bewertungsmethode in Kapitel 4.3.2 in Abbildung 4.47 verdeutlicht.

Keiner der Kläranlagenstandorte erreicht einen Risikofaktor R_1 von 2 oder höher. Für alle hier bewerteten Kläranlagen wird demnach das Hochwasserrisiko als gering oder sehr gering eingestuft.

Der zweite Risikofaktor R_2 bewertet das Risiko lokal auftretender Starkregenereignisse (hier: Niederschlag ≥ 30 mm pro Tag) anhand von Niederschlagsdaten [57, 58]. Die Bewertungssystematik ist im vorangegangenen Kapitel 4.3.2 in den Gleichungen 4.32 und 4.33 sowie in Tabelle 4.81 zu finden.

Die Berechnung von R_2 wird mithilfe von Python-Code automatisiert. Da die eingesetzten Wetterdaten auf der deutschen und tschechischen Seite der Zielregion voneinander abweichen [57, 58], werden zwei leicht unterschiedliche Programme herangezogen. Ein Link zum Quell-Code ist im Anhang zu finden.

In Tabelle 4.90 sind für jeden Kläranlagenstandort die Summe aller Tage mit Starkregen ($\sum_{d \in D} d$) sowie die durchschnittliche, jährliche Anzahl an Tagen mit Starkregen (M) im Bezugszeitraum (2007 bis 2016) dargestellt. Die Bestimmung des Risikofaktors R_2 erfolgt anhand von M (siehe auch Tabelle 4.81).

Tabelle 4.90: Summe ($\sum_{d \in D} d$) und durchschnittliche Anzahl (M) an Tagen pro Jahr mit Niederschlag ≥ 30 mm über den Zeitraum 2007 - 2016, Risikofaktor R_2

Nr.	$\sum_{d \in D} d$	M	R_2	Nr.	$\sum_{d \in D} d$	M	R_2
WWTP 0	14	1,4	1	WWTP 22	16	1,6	1
WWTP 1	12	1,2	1	WWTP 23	16	1,6	1
WWTP 2	12	1,2	1	WWTP 24	25	2,5	2
WWTP 3	12	1,2	1	WWTP 25	16	1,6	1
WWTP 4	10	1,0	1	WWTP 26	18	1,8	1
WWTP 5	12	1,2	1	WWTP 27	21	2,1	2
WWTP 6	11	1,1	1	WWTP 28	17	1,7	1
WWTP 7	10	1,0	1	WWTP 29	16	1,6	1
WWTP 8	15	1,5	1	WWTP 30	14	1,4	1
WWTP 9	8	0,8	0	WWTP 31	14	1,4	1
WWTP 10	14	1,4	1	WWTP 32	16	1,6	1
WWTP 11	14	1,4	1	WWTP 33	20	2,0	2
WWTP 12	11	1,1	1	WWTP 34	13	1,3	1
WWTP 13	15	1,5	1	WWTP 35	15	1,5	1
WWTP 14	10	1,0	1	WWTP 36	14	1,4	1
WWTP 15	8	0,8	0	WWTP 37	8	0,8	0
WWTP 16	15	1,5	1	WWTP 38	12	1,2	1
WWTP 18	15	1,5	1	WWTP 39	12	1,2	1
WWTP 19	15	1,5	1	WWTP 40	15	1,5	1
WWTP 20	14	1,4	1	WWTP 41	21	2,1	2
WWTP 21	16	1,6	1				

Quelle Niederschlagsdaten: Deutschland [57], Tschechien [58]

In Abbildung 4.57 sind für jeden Kläranlagenstandort die durchschnittliche, jährliche Anzahl an Tagen mit Starkregen (M) im Bezugszeitraum sowie der Risikofaktor R_2 grafisch dargestellt.

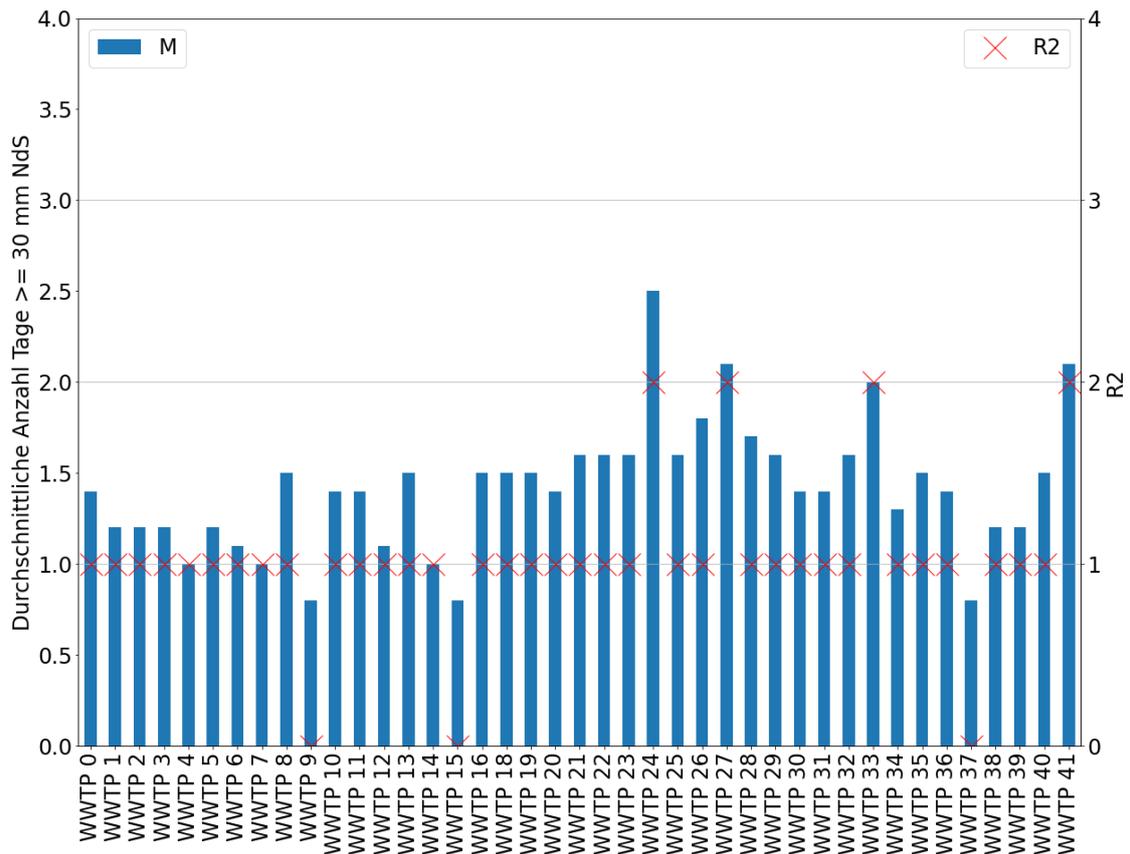


Abbildung 4.57: Durchschnittliche Anzahl an Tagen pro Jahr mit Niederschlag ≥ 30 mm über den Zeitraum 2007 - 2016 (M blau, linke Achse), Risikofaktor (R_2 rot, rechte Achse), Niederschlagsdaten: Deutschland [57], Tschechien [58]

Innerhalb des Bezugszeitraums von 2007 bis 2016 trat an den Kläranlagenstandorten an durchschnittlich 14 Tagen Starkregen auf. Die geringste Anzahl an Starkregentagen wurde für die Standorte der Kläranlagen Nr. 9, 15 und 37 (Nebanice, Okrouhlá, Cheb) mit 8 Tagen bestimmt. Die meisten Starkregentage wurden für den Standort der Kläranlage Nr. 24 (Brand) bestimmt. [57, 58]

Betrachtet man den Durchschnitt über den Bezugszeitraum, trat pro Jahr an 1,4 Tagen Starkregen auf [57, 58]. Ein Großteil der Kläranlagenstandorte wird daher mit einem Risikofaktor R_2 von 1 bewertet. An den Standorten von vier Anlagen (Nr. 24 Brand, Nr. 27 Witzlasreuth, Nr. 33 Speichersdorf, Nr. 41 Ebnath) trat im Bezugszeitraum an durchschnittlich zwei oder mehr Tagen pro Jahr Starkregen auf [57]. Ihr Risikofaktor R_2 wird daher mit 2 bewertet. An drei Kläranlagenstandorten (Nr. 9 Nebanice, Nr. 15 Okrouhlá, Nr. 37 Cheb) trat im Bezugszeitraum an durchschnittlich weniger als einem Tag pro Jahr Starkregen auf [58]. Der Risikofaktor R_2 wird für diese Anlagen folglich mit 0 bewertet.

Insgesamt fällt auf, dass der Risikofaktor auf der tschechischen Seite der Zielregion geringer ausfällt als auf der deutschen Seite. Keine der tschechischen Anlagen erreicht einen Risikofaktor R_2 von 2. Weiterhin befinden sich alle Kläranlagen, die mit einem Risikofaktor R_2 von 0 bewertet werden, auf der tschechischen Seite. Auf der deutschen Seite werden die meisten Anlagen mit einem Risikofaktor R_2 von 1 bewertet. Jedoch befinden sich auch die vier Anlagen mit einem Risikofaktor R_2 von

2 auf der deutschen Seite.

In Abbildung 4.58 wird die geografische Verteilung des Starkregenrisikos in der Zielregion veranschaulicht. Der in rot dargestellte Großteil der Kläranlagen wird mit einem Risikofaktor R_2 von 1 bewertet. Die drei gelb dargestellten, tschechischen Kläranlagen werden mit dem geringsten Risikofaktor R_2 von 0 bewertet. Die vier schwarz gekennzeichneten Kläranlagen im Süd-Westen der Zielregion haben mit einem Risikofaktor R_2 von 2 das höchste Starkregenrisiko.

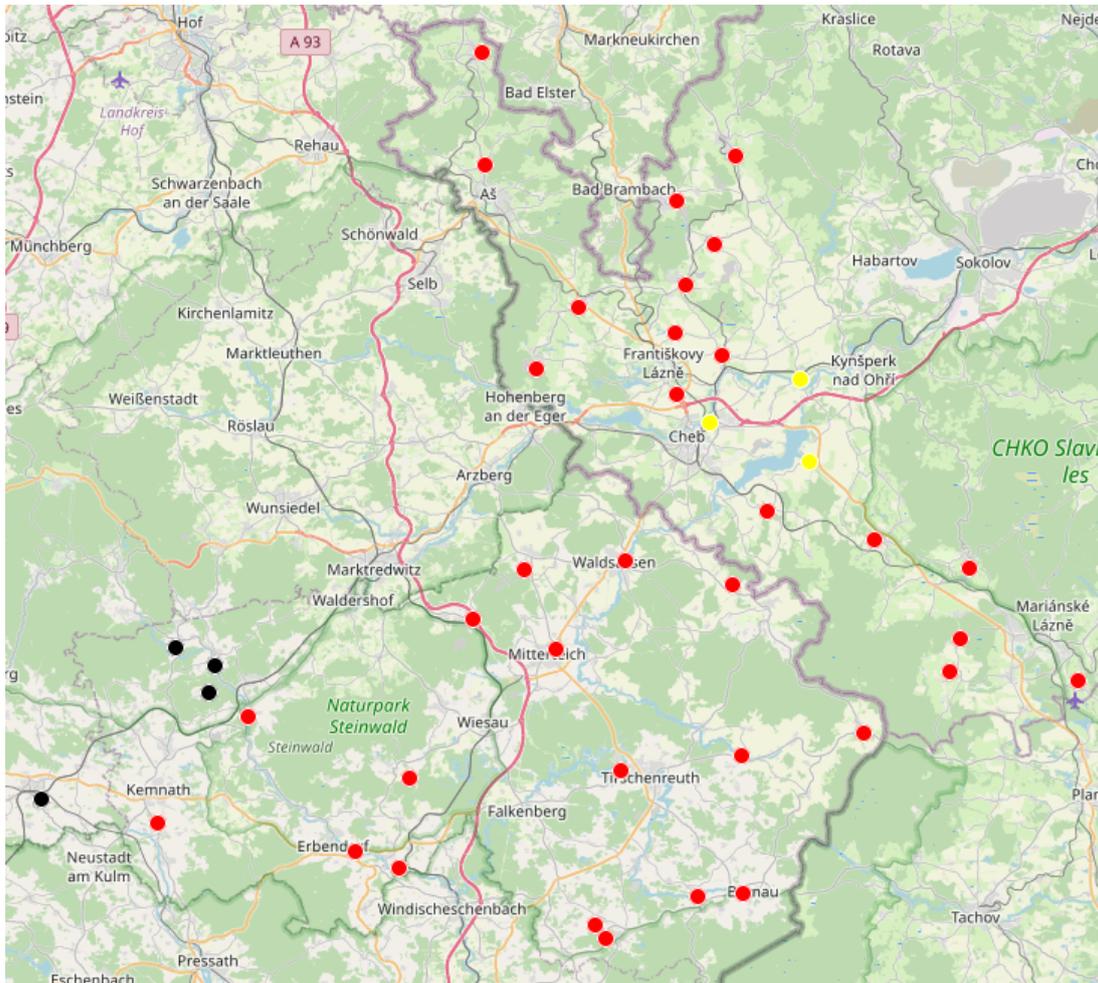


Abbildung 4.58: Risikofaktor R_2 für Kläranlagenstandorte [42] der Zielregion: $R_2 = 2$ schwarz, $R_2 = 1$ rot, $R_2 = 0$ gelb, Niederschlagsdaten: Deutschland [57], Tschechien [58], Karte: [43, 44] (abgerufen am 30.03.2023)

Bereich Compliance

Wie in Kapitel 4.3.2 beschrieben, werden für den Bereich Compliance zwei Indikatoren herangezogen.

Der Indikator C_1 bewertet wie strikt die gesetzlichen Anforderungen an die Ablaufqualität des Abwassers sind. Der Indikator C_2 bewertet die Einhaltung der gesetzlichen Vorgaben durch die einzelnen Kläranlagen. Hierzu werden die Parameter CSB und BSB₅ im gereinigten Abwasser herangezogen.

Die Berechnung der Indikatoren C_1 und C_2 erfolgt anhand eines Python-Programms, das die entsprechenden Werte (Ausbaugröße und Messwerte im Ablauf) der Kläran-

lagendatenbank entnimmt und mit den entsprechenden gesetzlichen Vorgaben vergleicht. Ein Link zum Quell-Code zur Berechnung von C_2 ist im Anhang zu finden.

In der nachfolgenden Tabellen 4.91 sind die Ergebnisse der Berechnung der Indikatoren C_1 und C_2 für den Parameter CSB angegeben.

Tabelle 4.91: Indikatoren C_1 und C_2 der CSB-Werte der Kläranlagen

Nr.	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5
C_1	-10	-10	-15	-10	-10	-15
C_2	78	76	65	86	79	73
Nr.	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11
C_1	-15	25	0	25	0	25
C_2	81	76	114	95	125	59
Nr.	WWTP 12	WWTP 13	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18
C_1	0	0	0	0	0	10
C_2	110	99	117	123	74	87
Nr.	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24
C_1	15	15	15	10	10	15
C_2	83	66	89	89	79	94
Nr.	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28	WWTP 29	WWTP 30
C_1	30	10	0	0	0	10
C_2	73	89	110	71	66	86
Nr.	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36
C_1	-25	10	10	30	0	30
C_2	106	77	85	73	71	73
Nr.	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
C_1	0	0	0	0	15	
C_2	67	63	72	66	95	

Datengrundlage: Grenzwerte Deutschland [60], Tschechien [61], Messwerte [42]

In der nachfolgenden Tabelle 4.92 sind die Ergebnisse der Berechnung der Indikatoren C_1 und C_2 für den Parameter BSB₅ angegeben.

Tabelle 4.92: Indikatoren C_1 und C_2 der BSB₅-Werte der Kläranlagen

Nr.	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5
C_1	0	0	-5	0	0	-5
C_2	20	16	13	21	21	18
Nr.	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11
C_1	-5	10	0	10	0	10
C_2	19	19	33	26	36	10
Nr.	WWTP 12	WWTP 13	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18
C_1	0	0	0	0	0	0
C_2	32	33	35	37	25	20
Nr.	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24
C_1	5	5	5	0	0	5
C_2	18	13	21	22	20	23
Nr.	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28	WWTP 29	WWTP 30
C_1	5	0	0	0	0	0
C_2	17	22	20	17	16	12
Nr.	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36
C_1	-10	0	0	5	0	5
C_2	25	17	20	17	17	17
Nr.	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
C_1	0	0	0	0	5	
C_2	17	14	13	16	22	

Datengrundlage: Grenzwerte Deutschland [60], Tschechien [61], Messwerte [42]

Zur Veranschaulichung der Striktheit (C_1) und der Einhaltung (C_2) der Grenzwerte sind in den nachfolgenden Abbildungen 4.59 und 4.60 für jede Kläranlage der jeweilige Grenzwert und der tatsächliche Messwert für den Parameter CSB grafisch dargestellt. In den Abbildungen 4.61 und 4.62 sind analog die Werte für den Parameter BSB₅ grafisch dargestellt.

Auf der deutschen sowie der tschechischen Seite der Zielregion können jeweils unterschiedliche Grenzwerte gelten. Außerdem werden die zulässigen Grenzwerte mit steigender Ausbaugröße der Kläranlage niedriger. [60, 61]

Daher sind zur Verbesserung der Übersichtlichkeit die Kläranlagen auf der deutschen und die auf der tschechischen Seite getrennt dargestellt. Weiterhin ist die Reihenfolge der Kläranlagen in den Abbildungen nach aufsteigender Höhe der Ausbaugröße sortiert.

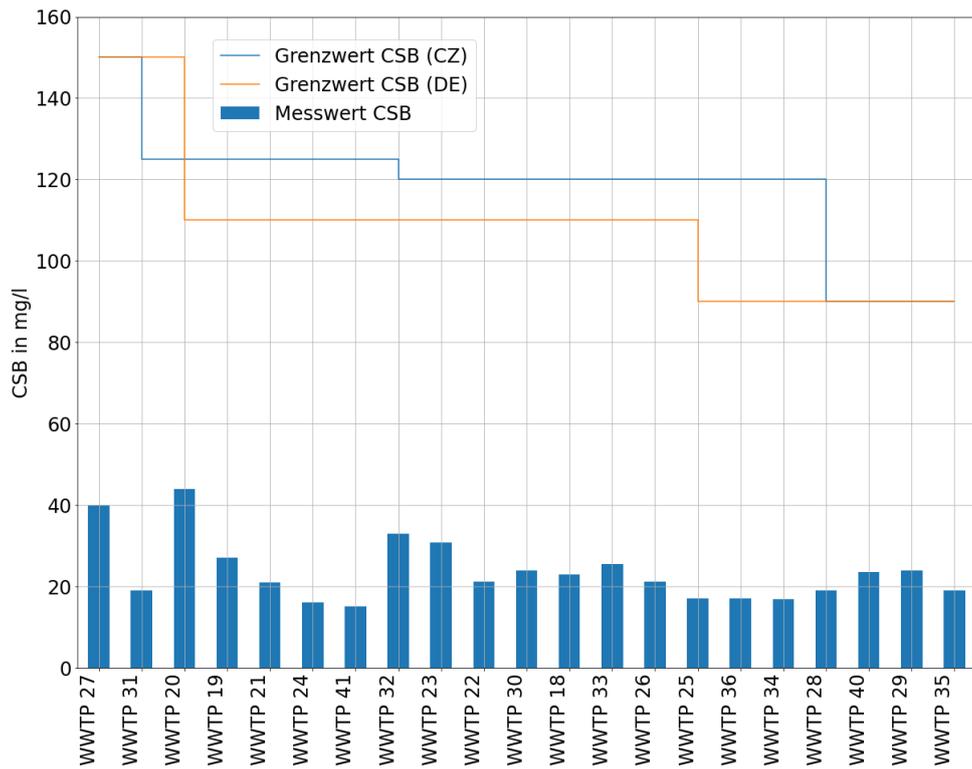


Abbildung 4.59: CSB-Wert im Kläranlagenablauf der deutschen Kläranlagen: Grenzwerte in Deutschland [60] und Tschechien [61] sowie tatsächlicher Messwert [42]

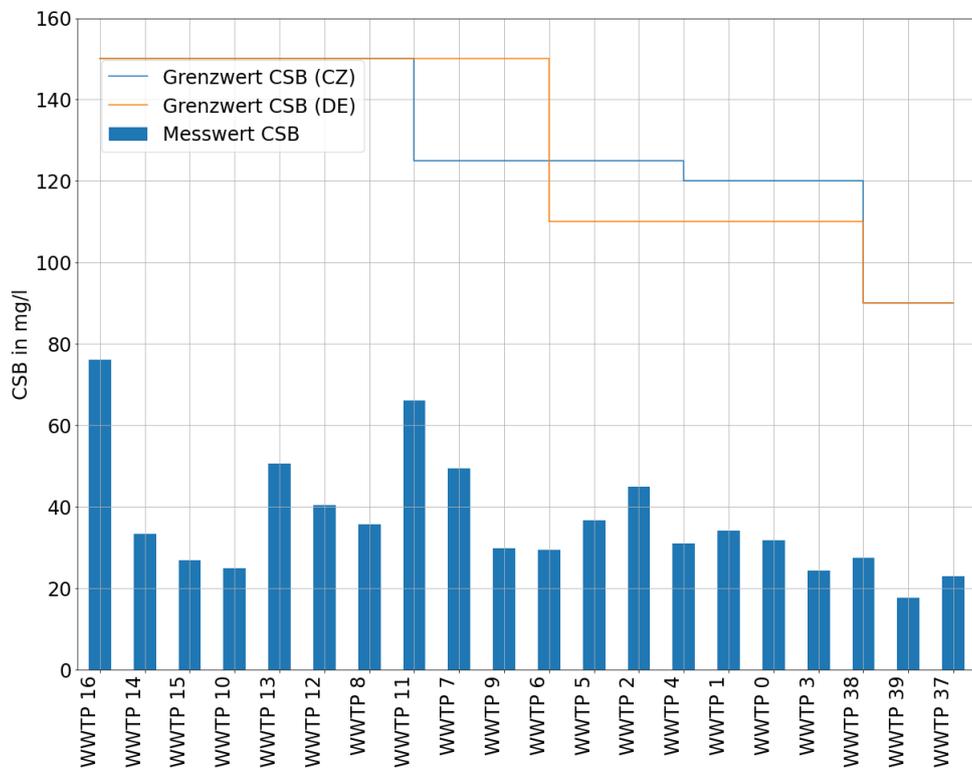


Abbildung 4.60: CSB-Wert im Kläranlagenablauf der tschechischen Kläranlagen: Grenzwerte in Deutschland [60] und Tschechien [61] sowie tatsächlicher Messwert [42]

Wie den beiden obenstehenden Abbildungen entnommen werden kann, unterschreitet bei sämtlichen Kläranlagen der gemessene CSB-Wert den Grenzwert deutlich [42,60,61].

Der Indikator C_2 , der den Abstand zwischen dem Messwert und dem jeweils strikteren Grenzwert darstellt, beträgt im Durchschnitt über alle Kläranlagen 84 mg/l.

Für die kleinen Kläranlagen mit einer Ausbaugröße unter 500 EW und für die großen Kläranlagen mit einer Ausbaugröße über 10.000 EW sind die gesetzlichen Anforderungen an den CSB-Wert auf tschechischer wie auf deutscher Seite die gleichen. Im Bereich zwischen 500 und 1.000 EW ist die Vorgabe auf tschechischer Seite strenger. Im Bereich zwischen 1.000 und 10.000 EW ist wiederum der deutsche Grenzwert niedriger. Ab einer Ausbaugröße von mehr als 10.000 EW gilt in beiden Ländern wieder derselbe Grenzwert. [60,61]

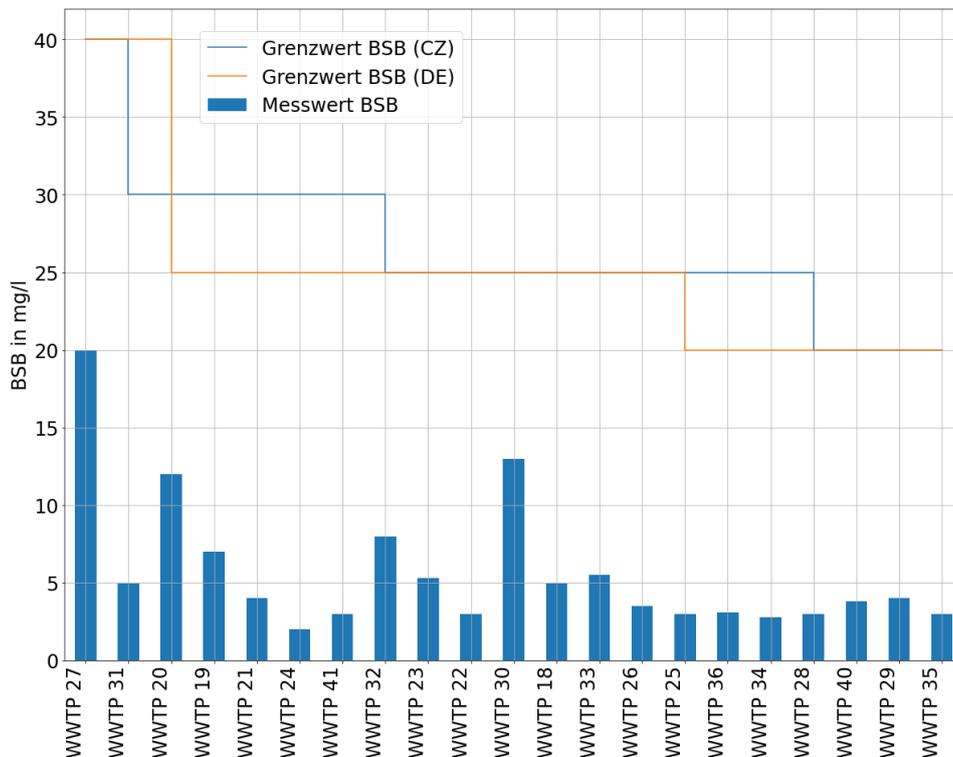


Abbildung 4.61: BSB₅-Wert im Kläranlagenablauf der deutschen Kläranlagen: Grenzwerte in Deutschland [60] und Tschechien [61] sowie tatsächlicher Messwert [42]

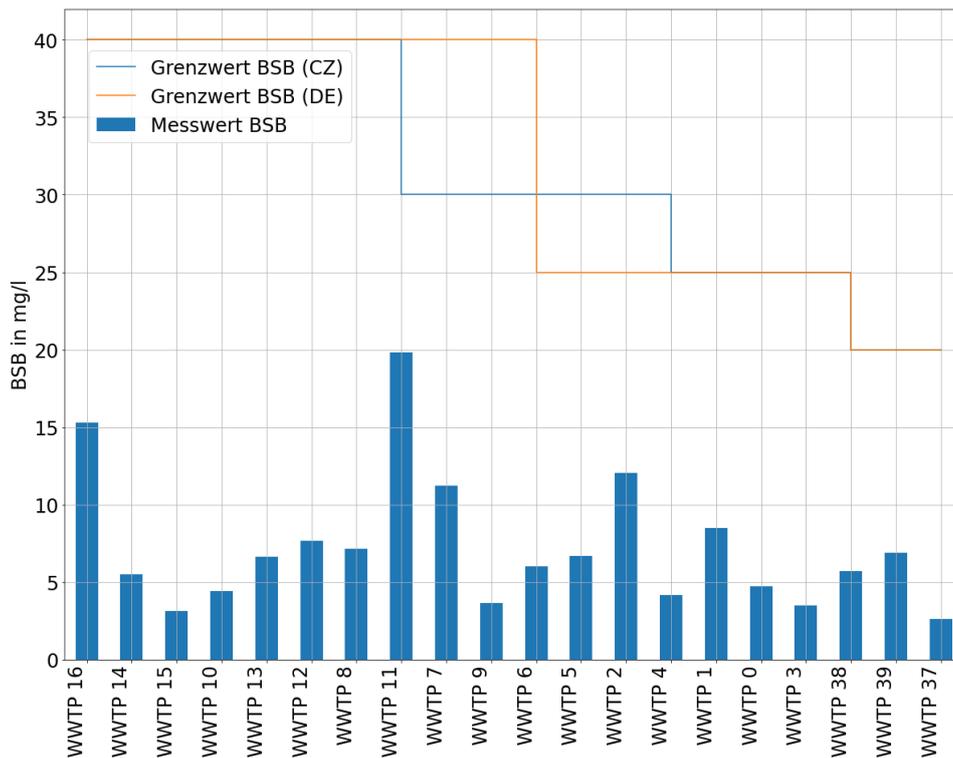


Abbildung 4.62: BSB₅-Wert im Kläranlagenablauf der tschechischen Kläranlagen: Grenzwerte in Deutschland [60] und Tschechien [61] sowie tatsächlicher Messwert [42]

Auch der gemessene BSB₅-Wert unterschreitet bei allen Kläranlagen die rechtlichen Vorgaben mit Abstand [42,60,61].

Im Durchschnitt über alle Kläranlage beträgt der Indikator C_2 für den BSB₅-Wert 21 mg/l.

Analog zu den Vorgaben beim Parameter CSB sind die Grenzwerte bei den kleinen (unter 500 EW) sowie den großen (über 10.000 EW) Ausbaugrößen auf deutscher wie tschechischer Seite gleich. Im Bereich zwischen 500 und 1.000 EW ist der Grenzwert für Kläranlagen auf der tschechischen Seite der Zielregion geringer und ab 1.000 bis 10.000 EW ist wiederum der deutsche Grenzwert niedriger. [60,61]

Insgesamt ist für den Bereich Compliance festzuhalten, dass alle Kläranlagen sowohl den Grenzwert vor Ort als auch den im Nachbarland geforderten Grenzwert für die Parameter CSB und BSB₅ im Betrachtungszeitraum mit Abstand eingehalten haben [42,60,61].

4.3.4 Vereinheitlichung der sozialen Indikatoren

Da die in Kapitel 4.3.2 entwickelten Indikatoren zur Bewertung unterschiedlicher Aspekte verschiedenster Bereiche herangezogen werden, unterscheiden sie sich zum Teil stark voneinander.

Zum einen kommen unterschiedliche Einheiten zum Einsatz. Die Indikatoren W_1 , W_2 , W_3 und E können in Prozent angegeben werden. Der Indikator G wird in der Einheit CTU angegeben, C_1 und C_2 in mg/l dargestellt und die Risikofaktoren R_1 und R_2 geben ein Risiko als dimensionslose Größe zwischen 0 und 4 an.

Zum anderen zeigt die Höhe entweder eine positive oder eine negative Bewertung des jeweiligen Indikators an. Für die Indikatoren W_1 , W_3 , E und C_2 entspricht eine hohe Zahl in der Auswertung einer positiven Bewertung. Bei den übrigen Indikatoren W_2 , G , R_1 und R_2 fällt die Bewertung mit steigender Höhe der Indikatoren schlechter aus.

Um eine repräsentative Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit über alle zuvor festgelegten Bereiche zu ermöglichen, ist eine Vereinheitlichung der unterschiedlichen sozialen Indikatoren notwendig. Dazu wird ein relatives Format in der Einheit Prozent, bei dem eine hohe Zahl eine positive und eine niedrige eine negative Bewertung darstellt, gewählt. Die beste erzielbare Bewertung ist somit 100 und die schlechteste 0 Prozent.

So wird außerdem eine konsistente und vergleichbare Darstellung mit den Ergebnissen der Ökobilanz, die ebenfalls in Prozent angegeben werden (siehe Kapitel 4.2.6), ermöglicht.

Folglich werden die jeweiligen sozialen Indikatoren, wenn erforderlich, einer Umrechnung unterzogen, um dem oben beschriebenen Format zu entsprechen. In der folgenden Tabelle 4.93 sind für alle sozialen Indikatoren das ursprüngliche Format und die Formel zur Umrechnung in das neue, einheitliche Format dargestellt. Die Richtung des Pfeils zeigt an, ob ein hoher Indikator gut (\uparrow) oder schlecht (\downarrow) bewertet wird.

Tabelle 4.93: Umrechnung zur Vereinheitlichung des Formats der sozialen Indikatoren

Indikator	Ursprüngliches Format		Umrechnung	Neues Format	
W_1	\uparrow	%	Indikator bleibt unverändert	\uparrow	%
W_2	\downarrow	%	$100 - W_2$	\uparrow	%
W_3	\uparrow	%	Indikator bleibt unverändert	\uparrow	%
G	\downarrow	CTU	$\frac{Max - G}{S} \times 100$ *	\uparrow	%
E	\uparrow	%	Indikator bleibt unverändert	\uparrow	%
R_1	\downarrow	0 - 4	0 entspricht 100	\uparrow	%
R_2			1 entspricht 75 2 entspricht 50 3 entspricht 25 4 entspricht 0		
C_2	\uparrow	mg/l	$\frac{C_2}{\Theta_{strikt}} \times 100$ **	\uparrow	%

* Siehe Gleichung 4.23, ** siehe Gleichungen 4.40 und 4.41

Die Indikatoren W_1 , W_3 und E entsprechen bereits dem gewählten, einheitlichen Format und bedürfen daher keiner weiteren Umrechnung.

Der Indikator W_2 misst die Abweichung zwischen Ausbaugröße und tatsächlicher Belastung der Kläranlagen in EW und in Prozent. Je geringer diese Abweichung ausfällt, desto angemessener ist die Abwasserbehandlung an die Belastungssituation. Daher wird für die Bildung eines einheitlichen Werts der Prozentwert von W_2

von der Zahl 100 abgezogen.

Der Indikator G stellt eine Auswertung der Wirkungsabschätzung der Ökobilanz dar. Daher wird dieser, analog zu den übrigen Ergebnissen der Ökobilanz (siehe Kapitel 4.2.6), anhand von Gleichung 4.23 in Prozent umgerechnet.

Die Risikofaktoren R_1 und R_2 bewerten Risiken auf einer Skala von 0 bis 4. Wobei mit der Höhe der Bewertung das Risiko steigt. Zur Vereinheitlichung werden die Werte der Skala entsprechenden Prozentwerten zugeordnet.

Der Indikator C_2 stellt die Unterschreitung des strikteren Grenzwerts als absolute Größe in der Einheit mg/l dar. Um eine Prozentzahl zu erhalten wird diese Unterschreitung als Anteil am strikteren Grenzwert dargestellt.

Für die Bereiche *Wohnen* und *Resiliente Infrastrukturen*, deren Bewertung sich aus mehreren Indikatoren zusammensetzt, wird der Durchschnitt aus allen Indikatoren gebildet. Für den Bereich *Compliance* wird die ausschließliche Verwendung des Indikators C_2 als repräsentativ angesehen. Da der Indikator C_2 für jede Kläranlage für den BSB₅- und den CSB-Wert gebildet wird, wird aus diesen wiederum der Mittelwert gebildet.

Für jeden Bereich wird also ein Indikator zur Bewertung der Kläranlagen gebildet.

Somit besteht die Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit aus fünf Indikatoren, die die fünf Nachhaltigkeitsbereiche anhand eines einheitlichen Systems für jede Kläranlage bewerten.

In Tabelle 4.94 sind die fünf Bereiche und die Indikatoren zu deren Bewertung inklusive der Teilindikatoren, aus denen sie gebildet werden, dargestellt.

Tabelle 4.94: Soziale Indikatoren zur Bewertung der sozialen Nachhaltigkeitsbereiche

Bereich	Teilindikatoren	Indikator
Wohnen	W_1 Anschlussgrad W_2 Angemessenheit W_3 Energieautarkie	W
Gesundheit	G Gesundheit	G
Ernährung	E Phosphorrecycling	E
Resiliente Infrastrukturen	R_1 Resilienz gegenüber Hochwasser R_2 Resilienz gegenüber Starkregen	R
Compliance	C_2 Unterschreitung Grenzwerte	C

4.3.5 Auswertung der vereinheitlichten sozialen Indikatoren

Im Folgenden werden die fünf sozialen Nachhaltigkeitsbereiche für alle Kläranlagen anhand der zuvor beschriebenen vereinheitlichten Indikatoren in der Einheit Prozent bewertet. Durch die Vereinheitlichung bedeutet nun für alle Indikatoren ein hoher Wert eine gute und ein niedriger eine schlechte Bewertung.

Auswertung Wohnen

In Tabelle 4.95 sind die Ergebnisse der Auswertung des Nachhaltigkeitsbereichs Wohnen anhand der vereinheitlichten Indikatoren W_1 , W_2 , W_3 und die Gesamtbewertung anhand des Indikators W dargestellt.

Tabelle 4.95: Bewertung des Nachhaltigkeitsbereichs Wohnen mit den vereinheitlichten Indikatoren W_1 Anschlussgrad, W_2 Angemessenheit, W_3 Energieautarkie und Gesamtbewertung W

Nr.	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5
W_1	86 %	86 %	86 %	86 %	86 %	86 %
W_2	73 %	68 %	56 %	51 %	47 %	39 %
W_3	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
W	53 %	51 %	47 %	46 %	44 %	42 %
Nr.	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11
W_1	86 %	86 %	86 %	86 %	86 %	86 %
W_2	64 %	77 %	42 %	46 %	77 %	35 %
W_3	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
W	50 %	54 %	43 %	44 %	54 %	40 %
Nr.	WWTP 12	WWTP 13	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18
W_1	86 %	86 %	86 %	86 %	86 %	94 %
W_2	68 %	62 %	91 %	96 %	77 %	43 %
W_3	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
W	51 %	50 %	59 %	61 %	54 %	46 %
Nr.	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24
W_1	94 %	94 %	94 %	94 %	94 %	94 %
W_2	37 %	92 %	65 %	48 %	30 %	60 %
W_3	0 %	0 %	0 %	28 %	0 %	0 %
W	44 %	62 %	53 %	56 %	41 %	51 %
Nr.	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28	WWTP 29	WWTP 30
W_1	94 %	94 %	94 %	94 %	94 %	94 %
W_2	43 %	49 %	60 %	83 %	70 %	80 %
W_3	0 %	0 %	0 %	14 %	89 %	-
W	46 %	48 %	51 %	63 %	84 %	58 %
Nr.	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36
W_1	94 %	94 %	94 %	94 %	94 %	94 %
W_2	61 %	22 %	75 %	92 %	67 %	38 %
W_3	-	2 %	0 %	0 %	0 %	0 %
W	52 %	39 %	56 %	62 %	54 %	44 %
Nr.	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
W_1	86 %	86 %	86 %	94 %	94 %	
W_2	57 %	97 %	81 %	96 %	67 %	
W_3	30 %	0 %	0 %	34 %	0 %	
W	58 %	61 %	56 %	75 %	54 %	

Zur Veranschaulichung sind die Ergebnisse der Auswertung von W in untenstehender Abbildung 4.63 grafisch dargestellt.

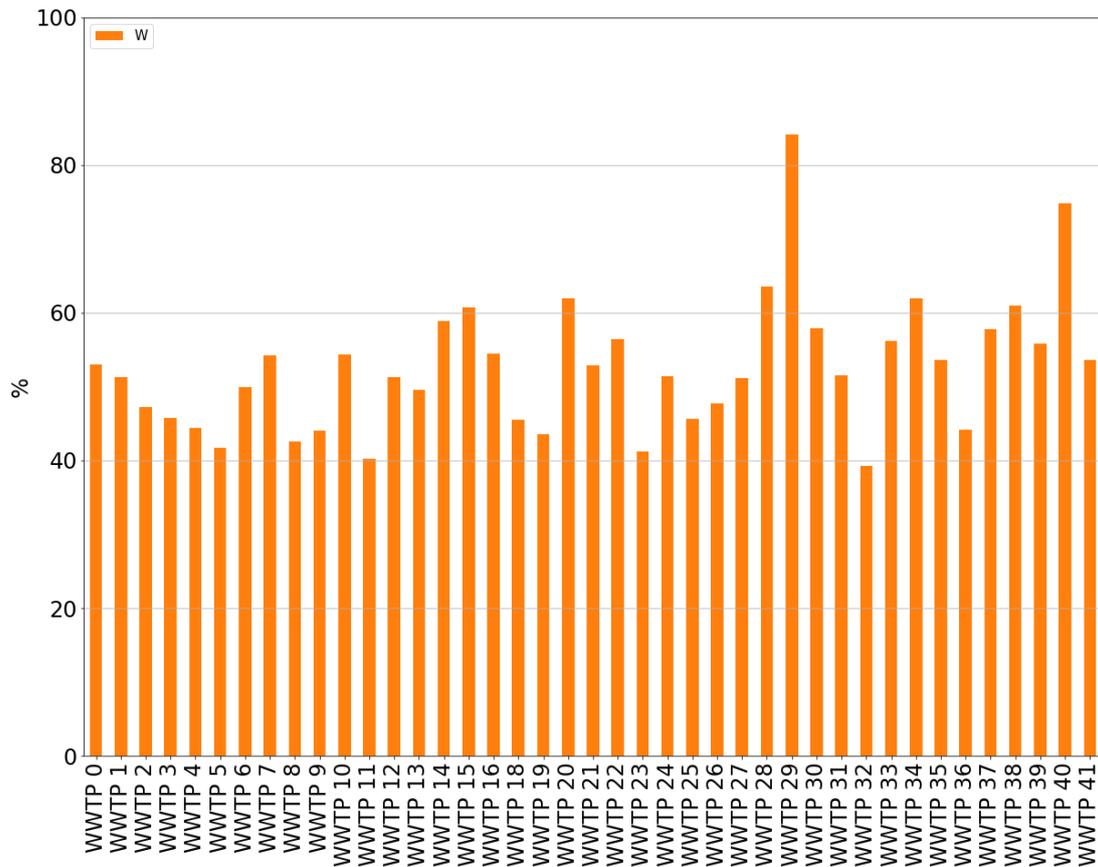


Abbildung 4.63: Gesamtbewertung des Bereichs Wohnen anhand des vereinheitlichten Indikators W

Im Bereich Wohnen erhält die Kläranlage Nr. 29 (Tirschenreuth) mit 84 Prozent die beste Bewertung. Insbesondere der Indikator W_3 für die Energieautarkie der Kläranlage fällt mit 89 Prozent hoch aus. Die Kläranlage Nr. 32 (Konnersreuth) schneidet mit 39 Prozent am schlechtesten ab. Dies ist insbesondere auf den niedrigen Wert des Indikators W_2 zurückzuführen, der eine mangelnde Angemessenheit der Abwasserbehandlung indiziert. Im Durchschnitt über alle Kläranlagen liegt die Bewertung des Indikators W bei 53 Prozent.

Für eine detailliertere Betrachtung der Zusammensetzung der Bewertung im Bereich Wohnen können die Ergebnisse der Teilindikatoren den Tabellen 4.84, 4.85, 4.86 und den Abbildungen 4.52 und 4.53 in Kapitel 4.3.3 entnommen werden.

Auswertung Gesundheit

Die Ergebnisse der Auswertung des Bereichs Gesundheit anhand des vereinheitlichten Indikators G sind in Tabelle 4.96 und Abbildung 4.64 dargestellt.

Tabelle 4.96: Bewertung des Nachhaltigkeitsbereichs Gesundheit anhand des vereinheitlichten Indikators G

Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
	0	1	2	3	4	5
G	98 %	99 %	0 %	97 %	98 %	98 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
	6	7	8	9	10	11
G	15 %	96 %	97 %	97 %	71 %	44 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
	12	13	14	15	16	18
G	98 %	94 %	94 %	28 %	97 %	99 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
	19	20	21	22	23	24
G	98 %	90 %	97 %	97 %	93 %	96 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
	25	26	27	28	29	30
G	99 %	97 %	84 %	100 %	96 %	96 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
	31	32	33	34	35	36
G	94 %	94 %	97 %	100 %	81 %	91 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	
	37	38	39	40	41	
G	98 %	40 %	99 %	42 %	96 %	

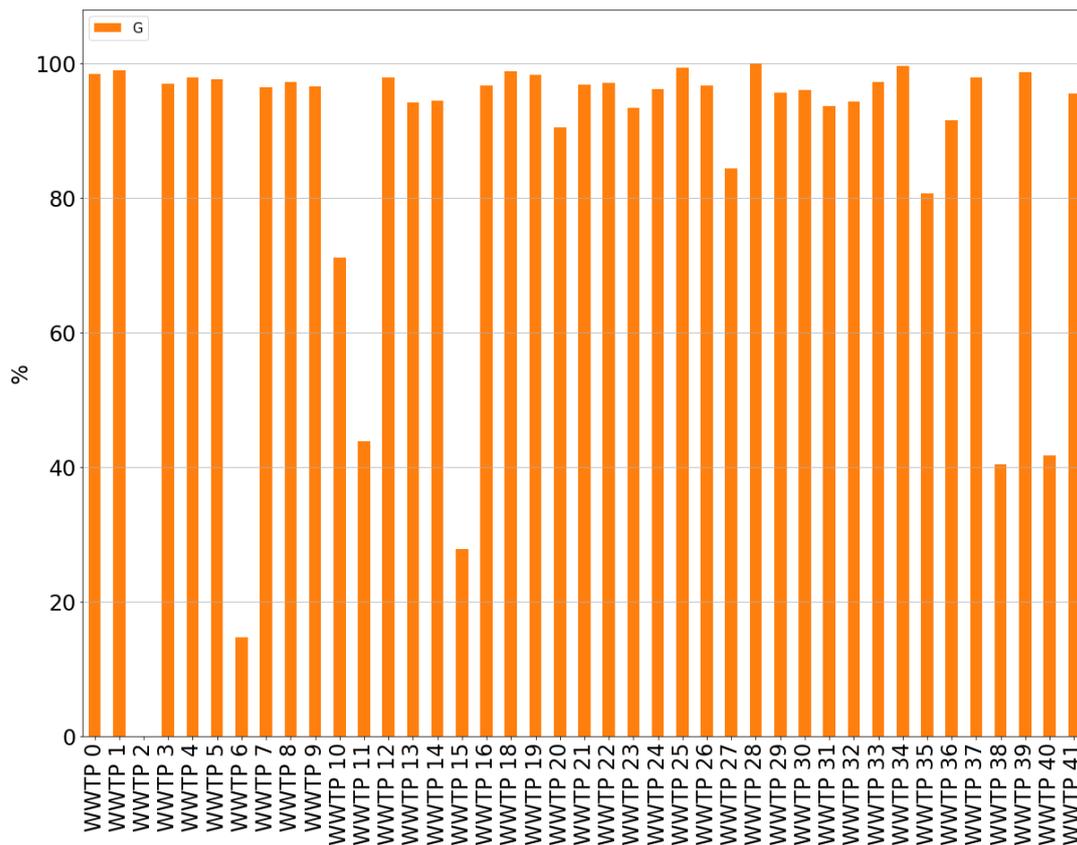


Abbildung 4.64: Gesamtbewertung des Bereichs Gesundheit anhand des vereinheitlichten Indikators G

Bei Betrachtung der obenstehenden Abbildung 4.64 fällt auf, dass der Indikator G für einen Großteil der Kläranlagen eher hoch ausfällt. 32 der Kläranlagen erreichen einen Wert von über 90 Prozent und nur sechs Anlagen erhalten eine Bewertung von unter 50 Prozent.

Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass der absolute Wert der Humantoxizität, aus dem der Indikator G berechnet wird, für alle Kläranlagen sehr niedrig ausfällt und die Werte nicht stark voneinander abweichen. Die Spannweite zwischen dem höchsten und dem niedrigsten Toxizitätswert beträgt nur 0,10609 CTU (siehe auch Tabelle 4.87).

Die niedrigste Bewertung erhält die Kläranlage Nr. 2 (Lázně Kynžvart) mit einem Indikator G von 0 Prozent, der sich aus einem Toxizitätswert von 0,105620 CTU ergibt. Die beste Bewertung von 100 Prozent erhält die Kläranlage Nr. 28 (Waldsassen) mit einer Humantoxizität von -0,000471 CTU. Eine weitere Kläranlage (Nr. 34 Erbdorf) erreicht ebenfalls die bestmögliche Bewertung von G mit 99,555 Prozent, da der Wert auf 100 Prozent aufgerundet wird.

Auswertung Ernährung

Da der Indikator E , der den Aspekt des Phosphorrecyclings bewertet, bereits im gewünschten, einheitlichen Format vorliegt, erfolgt an dieser Stelle keine Umrechnung mehr. Die Ergebnisse aus Tabelle 4.88 im vorangegangenen Kapitel 4.3.3 sind daher in der untenstehenden Tabelle 4.97 nur aus Gründen der Vollständigkeit und Anschaulichkeit erneut aufgeführt.

Tabelle 4.97: Bewertung des Bereichs Ernährung anhand des vereinheitlichten Indikators **E**

Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
E	0 0 %	1 0 %	2 100 %	3 0 %	4 0 %	5 0 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
E	6 100 %	7 0 %	8 0 %	9 0 %	10 100 %	11 100 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
E	12 0 %	13 0 %	14 0 %	15 100 %	16 0 %	18 100 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
E	19 100 %	20 100 %	21 100 %	22 100 %	23 0 %	24 100 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
E	25 100 %	26 100 %	27 0 %	28 0 %	29 100 %	30 0 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP
E	31 0 %	32 0 %	33 0 %	34 0 %	35 79 %	36 27 %
Nr.	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	WWTP	
E	37 0 %	38 100 %	39 0 %	40 66 %	41 100 %	

In Abbildung 4.65 sind die Ergebnisse der Bewertung anhand des vereinheitlichten Indikators **E** zur Veranschaulichung grafisch dargestellt.

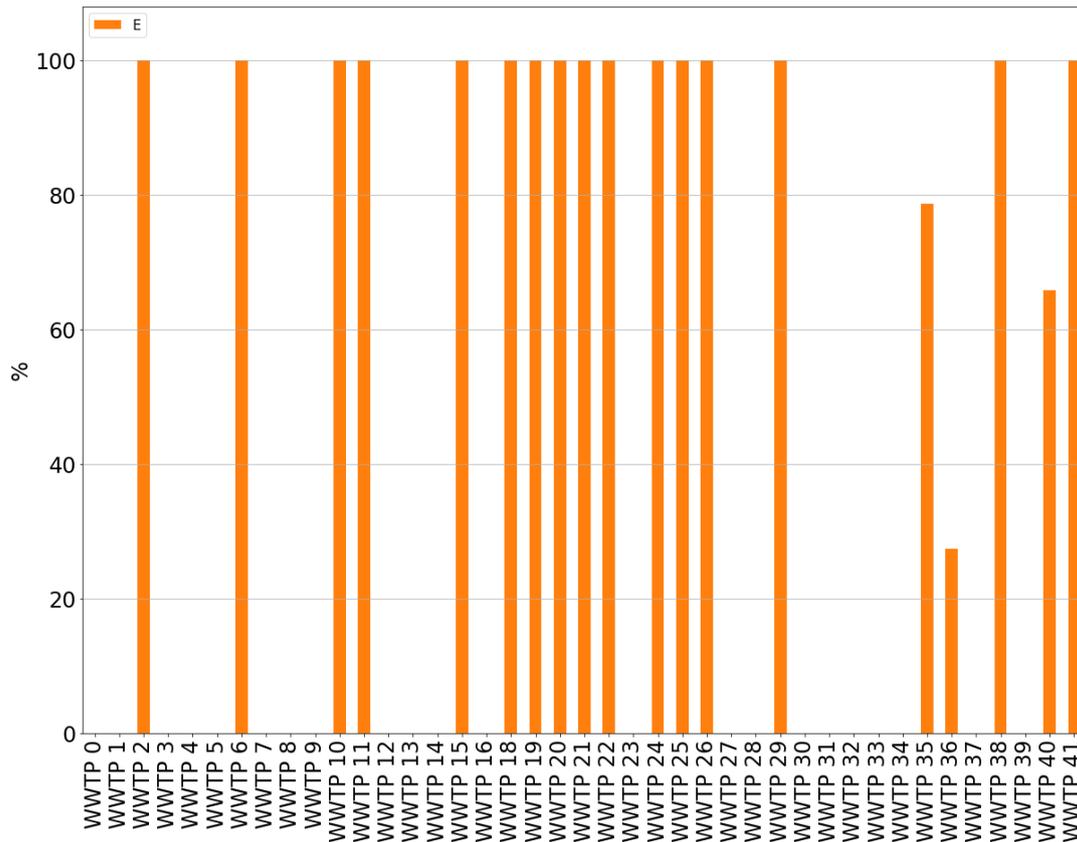


Abbildung 4.65: Gesamtbewertung des Bereichs Ernährung anhand des vereinheitlichten Indikators E

Die Ergebnisse in diesem Bereich hängen allein von der Verwertung des Klärschlammes ab und fallen daher sehr unterschiedlich aus.

Von 19 der betrachteten Kläranlagen ging im Betrachtungszeitraum Klärschlamm einer landwirtschaftlichen Verwertung zu. Drei dieser Anlagen nutzten neben der Landwirtschaft noch weitere Verwertungswege, weshalb der Indikator E hier 100 Prozent nicht erreicht. Bei 22 Kläranlagen erreicht die Bewertung anhand des Indikators E mit 0 Prozent den niedrigsten möglichen Wert. Das heißt, dass der Klärschlamm von über der Hälfte der Anlagen im Betrachtungszeitraum nicht landwirtschaftlich verwertet wurde. [42]

Die verwerteten Phosphormengen sind in Abbildung 4.55 im vorangegangenen Kapitel 4.3.3 dargestellt.

Auswertung Resiliente Infrastrukturen

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Auswertung des Bereichs Resiliente Infrastrukturen anhand des vereinheitlichten Indikators R , der aus den beiden vereinheitlichten Indikatoren R_1 und R_2 berechnet wird (siehe Kapitel 4.3.4), dargelegt. In Tabelle 4.98 sind die Ergebnisse der Indikatoren R_1 , R_2 und R dargestellt.

Tabelle 4.98: Bewertung des Nachhaltigkeitsbereichs Resiliente Infrastrukturen mit den vereinheitlichten Indikatoren R_1 Resilienz gegenüber Hochwasser, R_2 Resilienz gegenüber Starkregen und Gesamtbewertung R

Nr.	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5
R_1	100 %	75 %	100 %	100 %	100 %	100 %
R_2	75 %	75 %	75 %	75 %	75 %	75 %
R	88 %	75 %	88 %	88 %	88 %	88 %
Nr.	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11
R_1	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
R_2	75 %	75 %	75 %	100 %	75 %	75 %
R	88 %	88 %	88 %	100 %	88 %	88 %
Nr.	WWTP 12	WWTP 13	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18
R_1	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
R_2	75 %	75 %	75 %	100 %	75 %	75 %
R	88 %	88 %	88 %	100 %	88 %	88 %
Nr.	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24
R_1	100 %	100 %	75 %	100 %	100 %	100 %
R_2	75 %	75 %	75 %	75 %	75 %	50 %
R	88 %	88 %	75 %	88 %	88 %	75 %
Nr.	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28	WWTP 29	WWTP 30
R_1	100 %	100 %	100 %	75 %	100 %	100 %
R_2	75 %	75 %	50 %	75 %	75 %	75 %
R	88 %	88 %	75 %	75 %	88 %	88 %
Nr.	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36
R_1	100 %	100 %	100 %	100 %	75 %	100 %
R_2	75 %	75 %	50 %	75 %	75 %	75 %
R	88 %	88 %	75 %	88 %	75 %	88 %
Nr.	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
R_1	75 %	100 %	100 %	75 %	100 %	
R_2	100 %	75 %	75 %	75 %	50 %	
R	88 %	88 %	88 %	75 %	75 %	

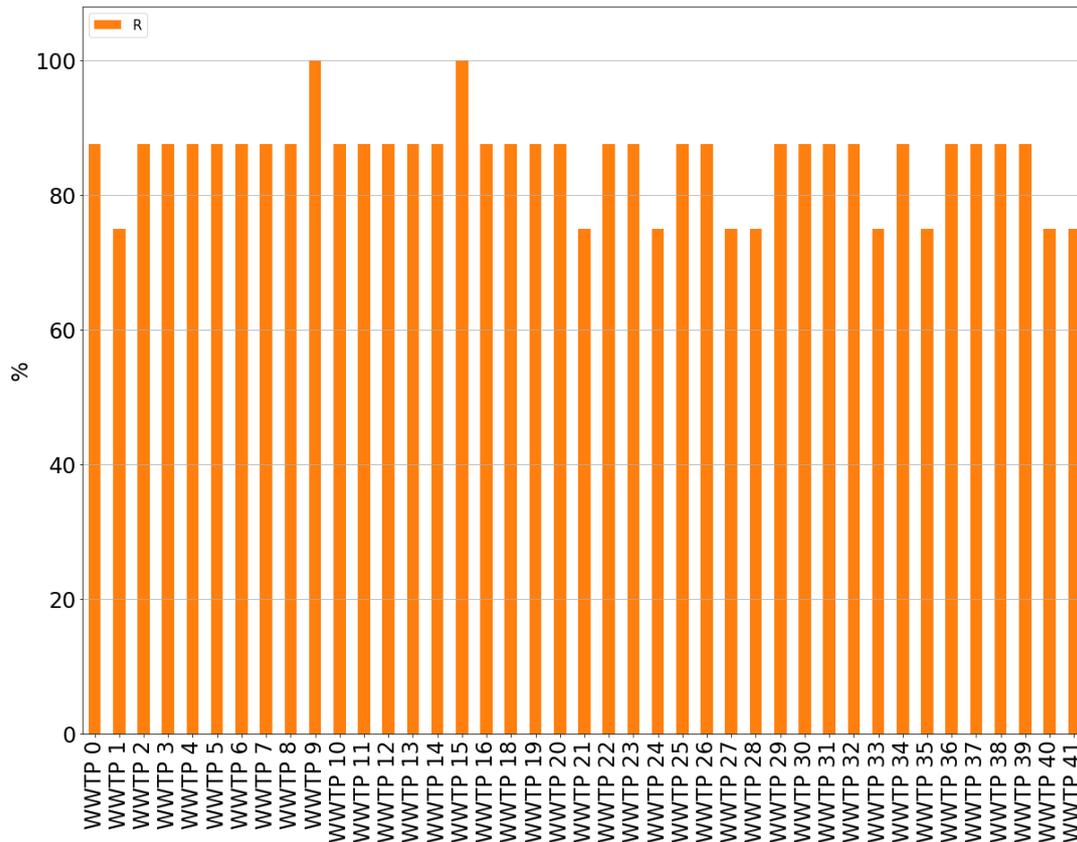


Abbildung 4.66: Gesamtbewertung des Bereichs Resiliente Infrastrukturen anhand des Indikators R

Wie der obenstehenden Abbildung 4.66 entnommen werden kann, fällt die Nachhaltigkeitsbewertung für den Bereich Resiliente Infrastrukturen für alle Kläranlagen gut aus. Neun der Kläranlagen, davon eine auf der tschechischen Seite der Zielregion, erreichen einen Wert von 75 Prozent. Der Großteil der Anlagen liegt bei 88 Prozent und zwei Anlagen (Nr. 9 Nebanice und Nr. 15 Lipová) erreichen die bestmögliche Bewertung von 100 Prozent.

Der Indikator R ergibt sich aus den vereinheitlichten Risikobewertungen für Starkregen und Hochwasser. Der hohe Wert von R bildet ein eher geringes Risiko für diese Ereignisse ab. Das genaue Vorgehen der Risikobewertung und der Vereinheitlichung der Indikatoren sind in Kapitel 4.3.2 und 4.3.4 zu finden.

Auswertung Compliance

Zur Bewertung des Bereichs Compliance wird, im Zuge der Vereinheitlichung, nur der Indikator C_2 herangezogen. Er wird für alle Kläranlagen jeweils für den CSB- und den BSB₅-Wert berechnet. Somit werden die Indikatoren C_{CSB} und C_{BSB} gebildet. Der Durchschnitt aus C_{CSB} und C_{BSB} bildet wiederum den Indikator C .

Die Verfahren zur Berechnung von C_2 und zur Vereinheitlichung des Indikators sind in Kapitel 4.3.2 und 4.3.4 zu finden.

Tabelle 4.99: Bewertung des Nachhaltigkeitsbereichs Compliance mit den vereinheitlichten Indikatoren C_{CSB} Unterschreitung CSB-Grenzwert, C_{BSB} Unterschreitung BSB₅-Grenzwert und Gesamtbewertung C

Nr.	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5
C_{CSB}	71 %	69 %	59 %	78 %	72 %	67 %
C_{BSB}	81 %	66 %	52 %	86 %	83 %	73 %
C %	76 %	67 %	55 %	82 %	78 %	70 %
Nr.	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11
C_{CSB}	73 %	60 %	76 %	76 %	83 %	47 %
C_{BSB}	76 %	63 %	82 %	88 %	89 %	34 %
C	75 %	62 %	79 %	82 %	86 %	40 %
Nr.	WWTP 12	WWTP 13	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18
C_{CSB}	73 %	66 %	78 %	82 %	49 %	79 %
C_{BSB}	81 %	83 %	86 %	92 %	62 %	80 %
C	77 %	75 %	82 %	87 %	56 %	80 %
Nr.	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24
C_{CSB}	75 %	60 %	81 %	81 %	72 %	85 %
C_{BSB}	72 %	52 %	84 %	88 %	79 %	92 %
C	74 %	56 %	82 %	84 %	75 %	89 %
Nr.	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28	WWTP 29	WWTP 30
C_{CSB}	81 %	81 %	73 %	79 %	73 %	78 %
C_{BSB}	85 %	86 %	50 %	85 %	80 %	48 %
C	83 %	83 %	62 %	82 %	77 %	63 %
Nr.	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36
C_{CSB}	85 %	70 %	77 %	81 %	79 %	81 %
C_{BSB}	83 %	68 %	78 %	86 %	85 %	84 %
C	84 %	69 %	77 %	84 %	82 %	83 %
Nr.	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
C_{CSB}	74 %	70 %	80 %	74 %	86 %	
C_{BSB}	87 %	72 %	66 %	81 %	88 %	
C	81 %	71 %	73 %	77 %	87 %	

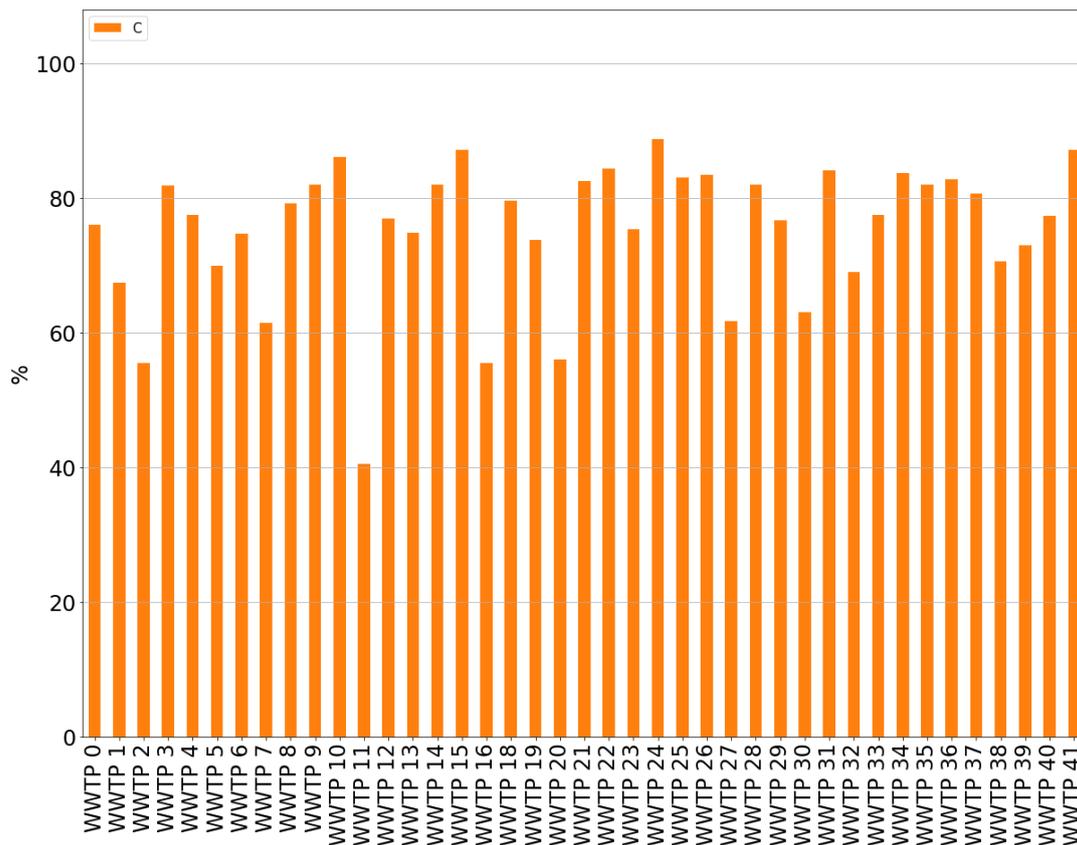


Abbildung 4.67: Gesamtbewertung des Bereichs Compliance anhand des vereinheitlichten Indikators C

Der Indikator C bewertet die Unterschreitung der vorgegebenen Ablaufwerte CSB und BSB₅. Im Mittel liegt der Indikator C bei 75 Prozent. Die Kläranlage mit dem geringsten Wert für C und damit der schlechtesten Bewertung, Nr. 11 Tři Sekery, unterschreitet den Grenzwert für die CSB- und BSB₅-Belastung immer noch um durchschnittlich 40 Prozent. Die höchste und damit beste Bewertung erlangt die Kläranlage Nr. 24 (Brand) mit 89 Prozent. Da eine Unterschreitung des Grenzwerts um 100 Prozent einen Ablaufwert von 0 mg/l bedeuten würde (siehe auch Tabelle 4.93), kann diese Bewertung durch einen realen Messwert im Kläranlagenablauf nur annähernd oder ggf. durch Unterschreitung der Nachweisgrenze erreicht werden.

4.4 Ökonomische Bewertung

Wie in Kapitel 3.5 festgelegt, erfolgt die Bewertung der ökonomischen Nachhaltigkeit anhand der Abwassergebühren der Kläranlagen. Im Folgenden wird die Entwicklung einer Bewertungssystematik, die die Abwassergebühren für sich bewertet und um weitere Komponenten ergänzt, beschrieben.

4.4.1 Entwicklung der ökonomischen Bewertung

Im ersten Schritt der ökonomischen Bewertung werden die Gebühren der verschiedenen Kläranlagen, die im Betrachtungszeitraum 2016 für die einleitenden Bewohner

auf jeden m^3 Abwasser anfielen, betrachtet. Sie wurden im Rahmen der Datenerfassung für jede Kläranlage erhoben [42] und in die Kläranlagendatenbank eingetragen. Da die Gebühren für die Abwasserbehandlung auf der tschechischen Seite der Zielregion in der Währung Tschechische Kronen (CZK) vorliegen [42], werden diese anhand des Wechselkurses im Jahr 2016 von 27,034 CZK pro Euro [265] umgerechnet.

Weiterhin soll die finanzielle Belastung eines durchschnittlichen Bewohners der Zielregion durch die Abwassergebühren dargestellt werden.

Hierzu wird der Gesamtwasserverbrauch der Haushalte im jeweiligen Land (Deutschland, Tschechien) im Jahr 2016 betrachtet. Um den durchschnittlichen Wasserverbrauch eines Bewohners zu erhalten, wird der Wasserverbrauch durch die Einwohnerzahl des jeweiligen Landes im Jahr 2016 geteilt.

$$\text{Wasserverbrauch} \quad \left[\frac{\text{m}^3}{\text{Person}} \right] = \frac{\text{Wasserverbrauch} [\text{m}^3]}{\text{Einwohnerzahl}} \quad (4.50)$$

Als nächstes werden die jährlichen Kosten, die durch das anfallende Abwasser entstehen, berechnet. Hierzu wird der Wasserverbrauch eines Bewohners mit der Abwassergebühr, die auf jeden verbrauchten m^3 anfällt, multipliziert.

$$\begin{aligned} \text{Abwasserkosten} [\text{€}] = \text{Wasserverbrauch} \quad & \left[\frac{\text{m}^3}{\text{Person}} \right] \\ & \times \text{Abwassergebühr} \quad \left[\frac{\text{€}}{\text{m}^3} \right] \end{aligned} \quad (4.51)$$

Um die Kosten, die für die Abwasserbehandlung anfallen, in Relation zu setzen, wird außerdem das Einkommen in Deutschland sowie in Tschechien berücksichtigt. Hierbei wird der jährliche Nettoverdienst einer ledigen Person ohne Kinder, die das volle Durchschnittseinkommen verdient, betrachtet [171]. Die Abwasserkosten werden durch dieses Einkommen geteilt, um ihren Anteil am Einkommen zu bestimmen.

$$\text{Anteil Abwasserkosten} \quad [\%] = \frac{\text{Abwasserkosten} [\text{€}]}{\text{Einkommen} [\text{€}]} \times 100 \quad (4.52)$$

Die Daten für die oben genannten Formeln können der folgenden Tabelle 4.100 entnommen werden.

Tabelle 4.100: Daten zur Berechnung der ökonomischen Bewertung

Land	Wasserverbrauch [Mio. m^3] [169]	Einwohnerzahl [170]	Einkommen [€] [171]
DE	3.675,53	82.175.684	28.986,32
CZ	322,3	10.553.843	9.449,38

Alle Daten beziehen sich auf das Jahr 2016

4.4.2 Auswertung der ökonomischen Bewertung

Um eine möglichst aussagekräftige Bewertung der ökonomischen Nachhaltigkeit jeder einzelnen Kläranlage zu ermöglichen, werden zuerst die Abwassergebühren für sich betrachtet.

Die Kläranlagen auf der tschechischen Seite der Zielregion haben alle den gleichen Betreiber und daher eine einheitliche Abwassergebühr von 43,7 CZK pro m³ [42]. Diese wird anhand des in Kapitel 4.4.1 genannten Wechselkurses [265] in 1,62 Euro umgerechnet. Für die deutschen Kläranlagen Nr. 19, 26, 30, 31 und 41 (Bärnau II, Neusorg, Plößberg I, Plößberg II, Ebnath) liegen die Abwassergebühren aus dem Jahr 2016 nicht vor [42]. Sie können daher in der folgenden Auswertung nicht weiter berücksichtigt werden.

In der nachfolgenden Tabelle 4.101 sind die Abwassergebühren der tschechischen Kläranlagen zusammengefasst (*CZ WWTPs*) und die der deutschen Kläranlagen einzeln dargestellt.

Tabelle 4.101: Abwassergebühren der Kläranlagen im Jahr 2016 [42]

Nr.	Abwassergebühr [€/m ³]
CZ WWTPs*	1.62
WWTP 18	4.10
WWTP 20	1.14
WWTP 21	1.75
WWTP 22	2.27
WWTP 23	2.30
WWTP 24	2.84
WWTP 25	2.06
WWTP 27	1.97
WWTP 28	3.43
WWTP 29	2.10
WWTP 32	2.84
WWTP 33	2.23
WWTP 34	2.35
WWTP 35	1.65
WWTP 36	1.70
WWTP 40	2.25

*20 Kläranlagen auf der tschechischen Seite der Zielregion

In Abbildung 4.68 ist die Höhe der Abwassergebühren für alle Kläranlagen grafisch dargestellt.

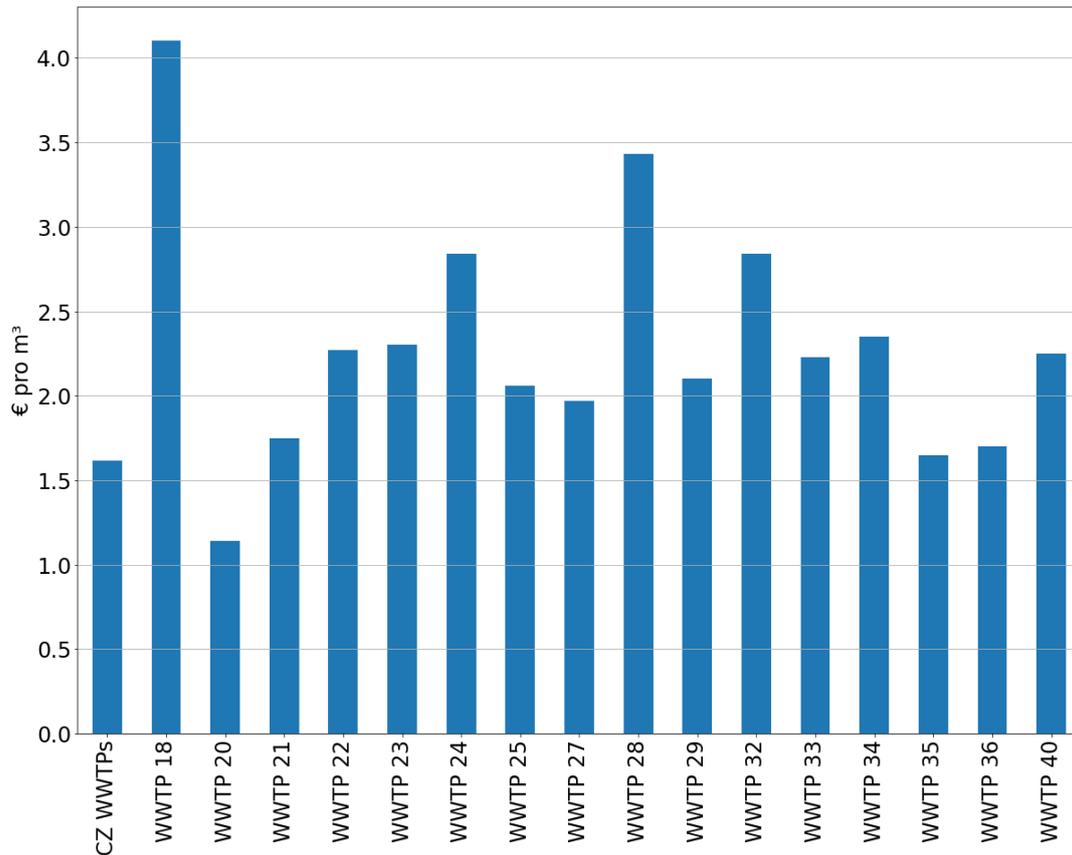


Abbildung 4.68: Abwassergebühren der Kläranlagen im Jahr 2016 [42], 20 tschechische Kläranlagen werden durch CZ WWTPs repräsentiert

Im nächsten Schritt werden die Abwassergebühren gemeinsam mit Ausbaugröße und Belastung der Kläranlagen betrachtet.

Eine Kläranlage, die für eine hohe Anzahl an Bewohnern ausgelegt ist und in die eine hohe Anzahl an Bewohnern ihr Abwasser einleiten, könnte finanziell profitieren, da sich die Kosten zum Beispiel für Investitionen in die Kläranlage auf eine höhere Anzahl an Bewohnern verteilen. Weiterhin könnten durch den Einkauf großer Mengen an beispielsweise Betriebsmitteln geringere Preise erzielt werden. Die Abwassergebühren großer Kläranlagen mit vielen Einleitern sollten demnach geringer ausfallen als bei kleineren Anlagen.

Um den Zusammenhang zwischen der Ausbaugröße bzw. der Belastung der Kläranlagen und der Höhe der Gebühren zu betrachten, sind in der folgenden Abbildung 4.69 die Gebühren um die Faktoren Ausbaugröße und Belastung der Kläranlagen ergänzt dargestellt. Die Kläranlagen sind anhand der Ausbaugröße in aufsteigender Reihenfolge sortiert. Da die Abwassergebühren bei allen tschechischen Anlagen unabhängig von Größe und Belastung der einzelnen Kläranlage einheitlich sind [42], wird diese Analyse nur für die Anlagen der deutschen Seite der Zielregion durchgeführt.

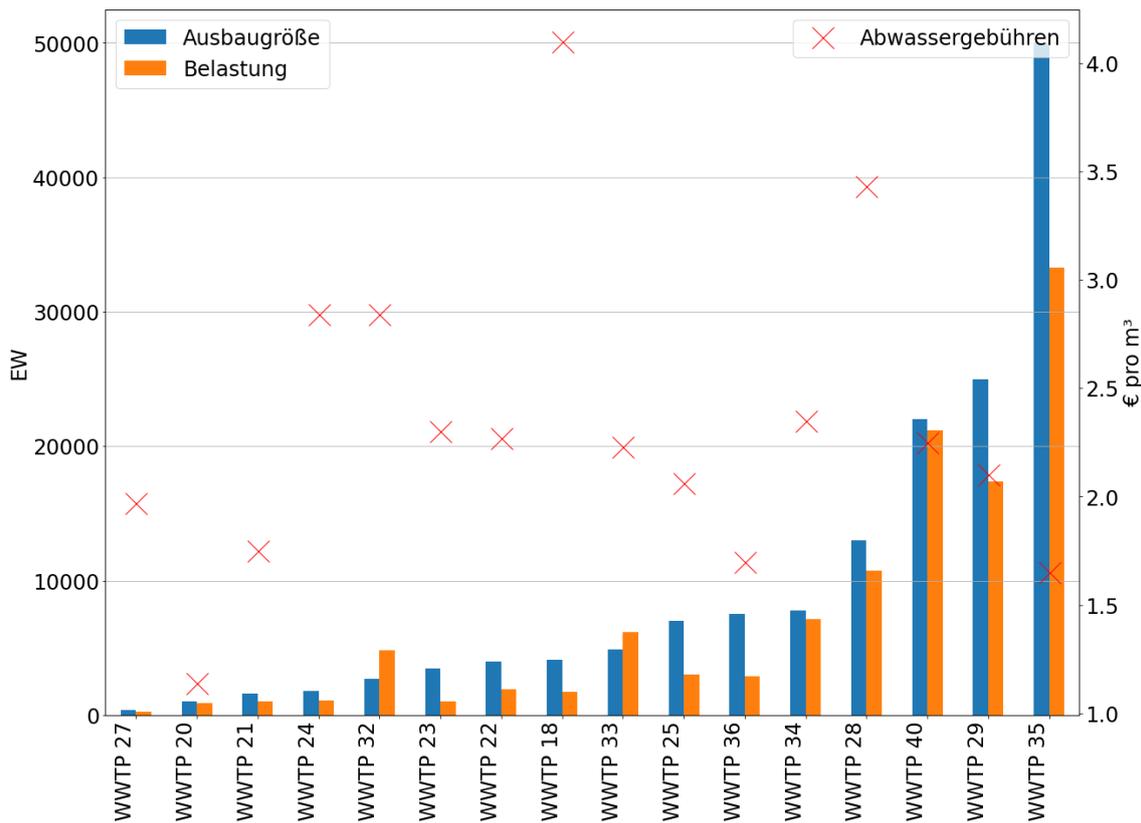


Abbildung 4.69: Ausbaugröße und Belastung in EW (linke Achse), Abwassergebühren in Euro pro m³ (rechte Achse) der deutschen Kläranlagen im Jahr 2016 [42]

Wie in Abbildung 4.69 zu erkennen ist, lässt sich aus den Daten der Kläranlagen auf der deutschen Seite der Zielregion nicht direkt ableiten, dass eine hohe Ausbaugröße und Belastung der Kläranlage geringere Kosten und damit Abwassergebühren nach sich ziehen. Den geringsten Abwasserpreis in Höhe von 1,14 Euro pro m³ hat die Kläranlage Nr. 20 (Mähring) mit einer Ausbaugröße von 1.000 EW. Den zweitniedrigsten in Höhe von 1,65 Euro pro m³ hat die Anlage Nr. 35 (Kemnath) mit der höchsten Ausbaugröße von 50.000 EW. [42]

Im Durchschnitt liegen die Abwassergebühren der deutschen Kläranlagen bei 2,31 Euro pro m³ [42].

Über dem Durchschnitt liegen die Gebühren der Kläranlagen Nr. 18, 24, 28, 32, 24. Sie verfügen über unterschiedliche Ausbaugrößen zwischen 1.800 und 13.000 EW. Die durchschnittliche Ausbaugröße der Kläranlagen, deren Gebühren über dem Durchschnitt von 2,31 Euro pro m³ liegen, beträgt 5.880 EW. [42]

Die Gebühren der übrigen Kläranlagen liegen unter dem Durchschnitt von 2,31 Euro pro m³. Ihre Ausbaugrößen liegen zwischen 400 und 50.000 EW. Die durchschnittliche Ausbaugröße der Kläranlagen, deren Abwassergebühren unter dem Durchschnitt liegen, beträgt 11.536 EW. [42]

Bei Betrachtung der Durchschnittswerte ist also eine Tendenz der größeren Kläranlagen zu geringeren Gebühren erkennbar. Diese lässt sich jedoch nicht auf jede einzelne Kläranlage übertragen.

Im nächsten Schritt folgt die Bewertung der finanziellen Belastung eines durch-

schnittlichen Bewohners der Zielregion anhand der in den Gleichungen 4.50, 4.51 und 4.52 dargelegten Methodik.

Da für die Faktoren Wasserverbrauch, Einwohnerzahl und Einkommen nationale (Durchschnitts-) Werte herangezogen werden [169–171], unterscheiden diese sich innerhalb eines Landes nicht (siehe Tabelle 4.100). Die Abwassergebühren der einzelnen Kläranlagen werden der Kläranlagendatenbank entnommen.

Da die Kläranlagen auf der tschechischen Seite der Zielregion einheitliche Abwassergebühren haben [42], fällt auch die Bewertung einheitlich aus. Sie werden daher in der folgenden Tabelle 4.102 durch den Eintrag *CZ WWTPs* repräsentiert. Für die deutsche Seite der Zielregion ist die Bewertung je Kläranlage dargestellt.

Tabelle 4.102: Ökonomische Bewertung der Kläranlagen: Wasserverbrauch, Abwasserkosten und Anteil der Abwasserkosten am Einkommen im Jahr 2016

Nr.	Wasserverbrauch pro Person [m ³]	Abwasserkosten pro Person [€]	Anteil der Abwasserkosten am Einkommen
CZ WWTPs*	30,54	49,37	0,52 %
WWTP 18	44,73	183,38	0,63 %
WWTP 20	44,73	50,99	0,18 %
WWTP 21	44,73	78,27	0,27 %
WWTP 22	44,73	101,53	0,35 %
WWTP 23	44,73	102,87	0,35 %
WWTP 24	44,73	127,03	0,44 %
WWTP 25	44,73	92,14	0,32 %
WWTP 27	44,73	88,11	0,30 %
WWTP 28	44,73	153,42	0,53 %
WWTP 29	44,73	93,93	0,32 %
WWTP 32	44,73	127,03	0,44 %
WWTP 33	44,73	99,74	0,34 %
WWTP 34	44,73	105,11	0,36 %
WWTP 35	44,73	73,80	0,25 %
WWTP 36	44,73	76,04	0,26 %
WWTP 40	44,73	100,64	0,35 %

*20 Kläranlagen auf der tschechischen Seite der Zielregion

In Abbildung 4.70 ist der prozentuale Anteil der Abwassergebühren am Einkommen grafisch dargestellt.

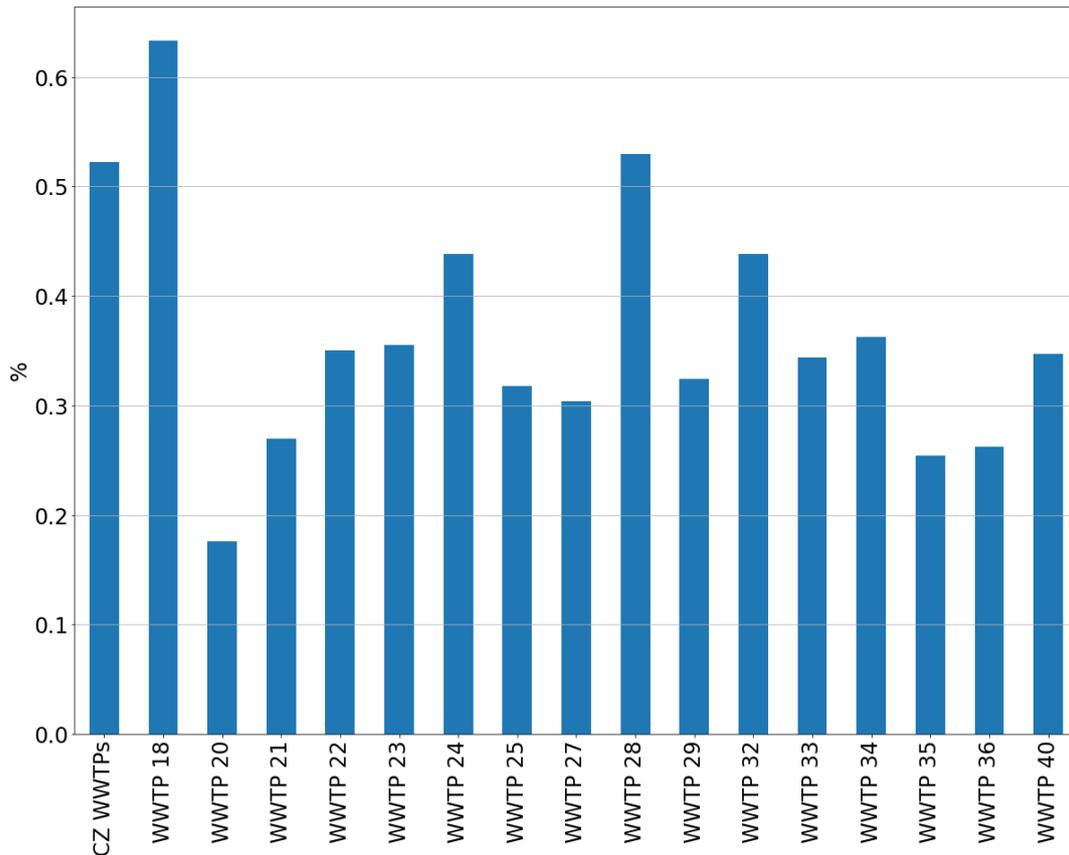


Abbildung 4.70: Anteil der Abwasserkosten der Kläranlagen am Einkommen im Jahr 2016, 20 tschechische Kläranlagen werden durch CZ WWTPs repräsentiert

Für die Kläranlagen auf der tschechischen Seite der Zielregion beträgt die finanzielle Belastung einheitlich knapp 50 Euro pro Person und Jahr und damit 0,52 Prozent des Einkommens.

Auf der deutschen Seite variieren die jährlichen Kosten zwischen ca. 50 und 184 Euro. Im Durchschnitt betragen die jährlichen Abwasserkosten für eine Person auf deutscher Seite der Zielregion 103 Euro. Den geringsten Anteil am Einkommen verursacht die Abwasserbehandlung der Kläranlage Nr. 20 (Mähring) mit 0,18 Prozent, den höchsten die Kläranlage Nr. 18 (Bärnau) mit 0,63 Prozent.

Im Durchschnitt über alle Kläranlagen in der gesamten Zielregion beträgt der Anteil der Abwasserkosten am Einkommen 0,45 Prozent.

4.4.3 Vereinheitlichung der ökonomischen Bewertung

Um die Vergleichbarkeit der ökonomischen mit der ökologischen und der sozialen Bewertung der Nachhaltigkeit zu gewährleisten, ist eine konsistente Darstellung der Ergebnisse der unterschiedlichen Nachhaltigkeitsdimensionen notwendig. Im Rahmen dieser Arbeit wird dazu ein relatives Format in der Einheit Prozent herangezogen, bei dem eine hohe Zahl eine positive und eine niedrige Zahl eine negative Bewertung darstellt. Die beste erzielbare Bewertung ist somit 100 Prozent, die schlechteste ist 0 Prozent.

Daher muss das Ergebnis der ökonomischen Bewertung umgerechnet werden, um dem oben beschriebenen Format zu entsprechen.

In der folgenden Tabelle 4.103 sind die ökonomische Bewertung im ursprünglichen, zuvor beschriebenen Format und die Überführung in das neue einheitliche Format dargestellt. Die Richtung des Pfeils zeigt an, ob ein hoher Wert gut (\uparrow) oder schlecht (\downarrow) bewertet wird.

Tabelle 4.103: Umrechnung zur Vereinheitlichung des Formats der ökonomischen Bewertung

Bewertung	Ursprüngliches Format		Umrechnung	Neues Format	
Anteil der Abwasserkosten am Einkommen*	\downarrow	%	$< 0,1$ entspricht 100 $\geq 0,1 < 0,2$ entspricht 90 $\geq 0,2 < 0,3$ entspricht 80 $\geq 0,3 < 0,4$ entspricht 70 $\geq 0,4 < 0,5$ entspricht 60 $\geq 0,5 < 0,6$ entspricht 50 $\geq 0,6 < 0,7$ entspricht 40 $\geq 0,7 < 0,8$ entspricht 30 $\geq 0,8 < 0,9$ entspricht 20 $\geq 0,9 < 1$ entspricht 10 > 1 entspricht 0	\uparrow	%

*Siehe Gleichungen 4.50, 4.51, 4.52

Die in Tabelle 4.103 beschriebene Systematik zur Vereinheitlichung wird im Folgenden erläutert.

Je geringer der Anteil der Abwasserkosten am durchschnittlichen Einkommen, desto höher wird die ökonomische Nachhaltigkeit bewertet. Die bestmögliche Bewertung von 100 Prozent wird an Kläranlagen vergeben, wenn die Kosten der Abwasserbehandlung einer Person weniger als 0,1 Prozent des Einkommens ausmachen. Übersteigt der Anteil der Abwasserkosten 1 Prozent des Einkommens, führt dies zur schlechtesten Nachhaltigkeitsbewertung von 0 Prozent. Da für die Bewertung das durchschnittliche Einkommen einer ledigen Person sowie der Wasserverbrauch einer Einzelperson herangezogen werden, wird der Schwellwert von 1 Prozent bewusst niedrig angesetzt. So wird noch Raum gelassen, um Haushalte mit mehr Bewohnern als "Verdienern" (z.B. Familien mit Kindern) und Einkommen, die unter dem Durchschnitt liegen, angemessen zu berücksichtigen.

4.4.4 Auswertung der vereinheitlichten ökonomischen Bewertung

In der folgenden Tabelle 4.104 ist die Auswertung der ökonomischen Bewertung anhand der vereinheitlichten Methodik dargestellt. Die Kläranlagen auf der tschechischen Seite sind erneut durch den Eintrag *CZ WWTPs* repräsentiert.

Tabelle 4.104: Bewertung der ökonomischen Nachhaltigkeit der Kläranlagen anhand der vereinheitlichten Methodik

Nr.	Ökonomische Bewertung
CZ WWTPs*	50 %
WWTP 18	40 %
WWTP 20	90 %
WWTP 21	80 %
WWTP 22	70 %
WWTP 23	70 %
WWTP 24	60 %
WWTP 25	70 %
WWTP 27	70 %
WWTP 28	50 %
WWTP 29	70 %
WWTP 32	60 %
WWTP 33	70 %
WWTP 34	70 %
WWTP 35	80 %
WWTP 36	80 %
WWTP 40	70 %

* 20 Kläranlagen auf der tschechischen Seite der Zielregion

In Abbildung 4.71 sind die Ergebnisse grafisch veranschaulicht.

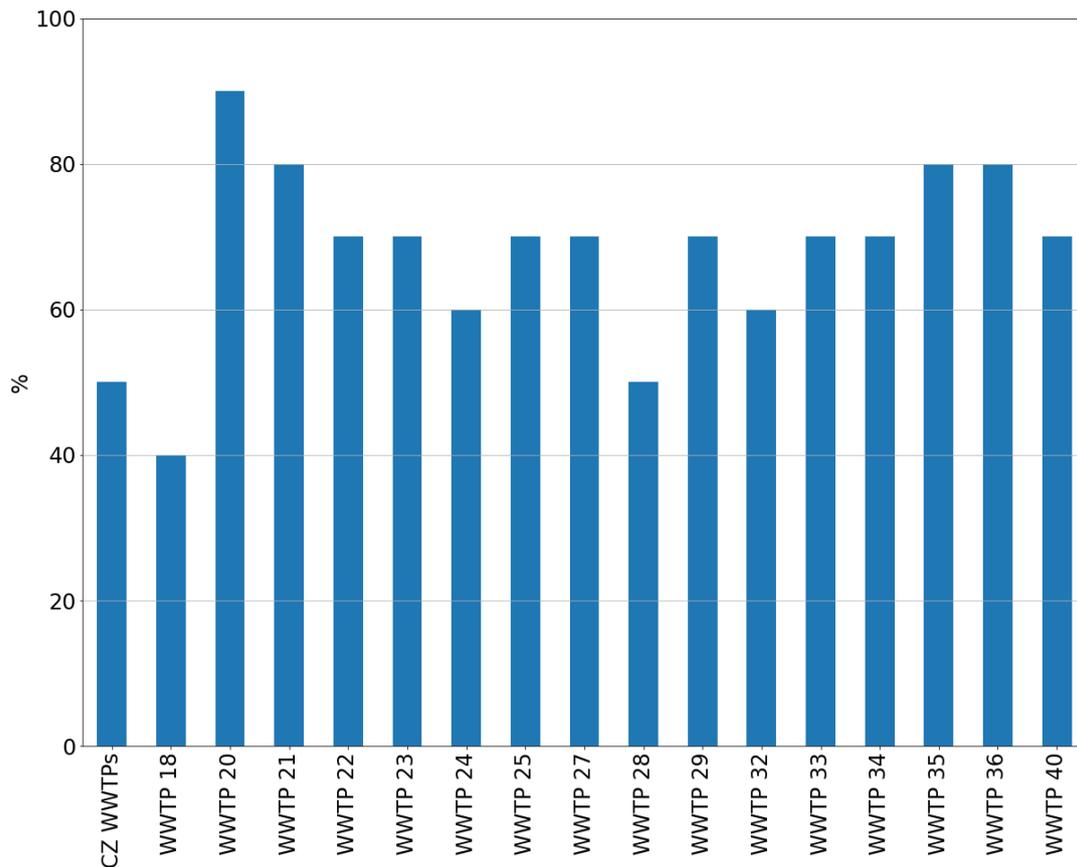


Abbildung 4.71: Vereinheitlichte ökonomische Bewertung der Kläranlagen, 20 tschechische Kläranlagen werden durch CZ WWTPs repräsentiert

Im Durchschnitt über alle Kläranlagen erreicht die ökonomische Bewertung einen Wert von 58 Prozent. Die Bewertung der Kläranlagen auf der tschechischen Seite der Zielregion liegt mit 50 Prozent also unter dem Durchschnitt. Den geringsten und damit schlechtesten Wert erhält jedoch die deutsche Kläranlage Nr. 18 (Bärnau) mit 40 Prozent. Die Abwasserbehandlung in dieser Kläranlage verursachte mit einer Gebühr von 4,10 Euro pro m^3 [42] die höchste finanzielle Belastung für die Bewohner der Region im Betrachtungszeitraum. Die beste Bewertung mit 90 Prozent erzielt die Kläranlage Nr. 20 (Mähring), die im Betrachtungszeitraum einen Abwasserpreis von 1,14 Euro pro m^3 [42] veranschlagte. Werden nur die deutschen Kläranlagen betrachtet, resultiert eine durchschnittliche ökonomische Bewertung von 66 Prozent.

5. Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die zuvor erarbeiteten Indikatoren zu einer Gesamtbewertung der Nachhaltigkeit zusammengeführt. Zuerst werden die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit Ökologie, Soziales und Ökonomie einzeln bewertet. Anschließend erfolgt die Gewichtung der Dimensionen und die ganzheitliche Bewertung der Nachhaltigkeit.

Weiterhin wird eine anschauliche Präsentation der Ergebnisse der Nachhaltigkeitsbewertung in der Form eines Nachhaltigkeitsberichts am Beispiel einer Kläranlage vorgestellt.

5.1 Nachhaltigkeitsbewertung der Kläranlagen

Im Folgenden werden die Gesamtbewertungen der einzelnen Dimensionen und anschließend der ganzheitlichen Nachhaltigkeit für alle Kläranlagen durchgeführt.

5.1.1 Bewertung der verschiedenen Dimensionen der Nachhaltigkeit

In diesem Schritt werden die zur Bewertung der Nachhaltigkeit erarbeiteten Indikatoren jeder Dimension zu einer Gesamtbewertung zusammengefasst.

Ökologische Nachhaltigkeitsbewertung

Die Gesamtbewertung der ökologischen Nachhaltigkeit ($N_{\text{ökologisch}}$) errechnet sich aus dem Durchschnitt der prozentualen Ergebnisse der sechs ökologischen Indikatoren

- Versauerung,
- Klimaänderung,
- Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie,
- Eutrophierung,
- Landnutzung und
- Ökotoxizität

wie folgt:

$$N_{\text{ökologisch}} = \frac{AP + GWP + ADP + EP + LU + ET}{6} \quad [\%] \quad (5.1)$$

Die Ergebnisse der ökologischen Gesamtbewertung sind in der folgenden Tabelle 5.1 dargestellt.

Tabelle 5.1: Gesamtbewertung der ökologischen Nachhaltigkeit der Kläranlagen

Nr.	$N_{\text{ökologisch}}$	Nr.	$N_{\text{ökologisch}}$	Nr.	$N_{\text{ökologisch}}$
WWTP 0	63 %	WWTP 14	25 %	WWTP 29	80 %
WWTP 1	67 %	WWTP 15	45 %	WWTP 30	76 %
WWTP 2	81 %	WWTP 16	38 %	WWTP 31	76 %
WWTP 3	52 %	WWTP 18	77 %	WWTP 32	73 %
WWTP 4	54 %	WWTP 19	77 %	WWTP 33	76 %
WWTP 5	55 %	WWTP 20	73 %	WWTP 34	79 %
WWTP 6	73 %	WWTP 21	74 %	WWTP 35	65 %
WWTP 7	49 %	WWTP 22	78 %	WWTP 36	74 %
WWTP 8	53 %	WWTP 23	74 %	WWTP 37	59 %
WWTP 9	39 %	WWTP 24	75 %	WWTP 38	82 %
WWTP 10	70 %	WWTP 25	78 %	WWTP 39	68 %
WWTP 11	53 %	WWTP 26	74 %	WWTP 40	74 %
WWTP 12	44 %	WWTP 27	72 %	WWTP 41	75 %
WWTP 13	16 %	WWTP 28	81 %		

Eine Aufstellung der Ergebnisse der Bewertung anhand der ökologischen Einzelindikatoren befindet sich in Anhang 8.4.1.

Soziale Nachhaltigkeitsbewertung

Die Gesamtbewertung der sozialen Nachhaltigkeit (N_{sozial}) wird aus dem Durchschnitt der Ergebnisse der fünf vereinheitlichten sozialen Indikatoren

- Wohnen,
- Gesundheit,
- Ernährung,
- Resiliente Infrastrukturen und
- Compliance

anhand von Gleichung 5.2 berechnet.

$$N_{\text{sozial}} = \frac{W + G + E + R + C}{5} \quad [\%] \quad (5.2)$$

Die Ergebnisse der sozialen Gesamtbewertung sind in der folgenden Tabelle 5.2 dargestellt.

Tabelle 5.2: Gesamtbewertung der sozialen Nachhaltigkeit der Kläranlagen

Nr.	N_{sozial}	Nr.	N_{sozial}	Nr.	N_{sozial}
WWTP 0	63 %	WWTP 14	65 %	WWTP 29	89 %
WWTP 1	59 %	WWTP 15	75 %	WWTP 30	61 %
WWTP 2	58 %	WWTP 16	59 %	WWTP 31	63 %
WWTP 3	62 %	WWTP 18	82 %	WWTP 32	58 %
WWTP 4	61 %	WWTP 19	81 %	WWTP 33	61 %
WWTP 5	59 %	WWTP 20	79 %	WWTP 34	67 %
WWTP 6	65 %	WWTP 21	81 %	WWTP 35	74 %
WWTP 7	60 %	WWTP 22	85 %	WWTP 36	67 %
WWTP 8	61 %	WWTP 23	60 %	WWTP 37	65 %
WWTP 9	65 %	WWTP 24	82 %	WWTP 38	72 %
WWTP 10	80 %	WWTP 25	83 %	WWTP 39	63 %
WWTP 11	62 %	WWTP 26	83 %	WWTP 40	67 %
WWTP 12	63 %	WWTP 27	54 %	WWTP 41	82 %
WWTP 13	61 %	WWTP 28	64 %		

Eine Aufstellung der Ergebnisse der Bewertung anhand der vereinheitlichten, sozialen Einzelindikatoren befindet sich in Anhang 8.4.2.

Ökonomische Nachhaltigkeitsbewertung

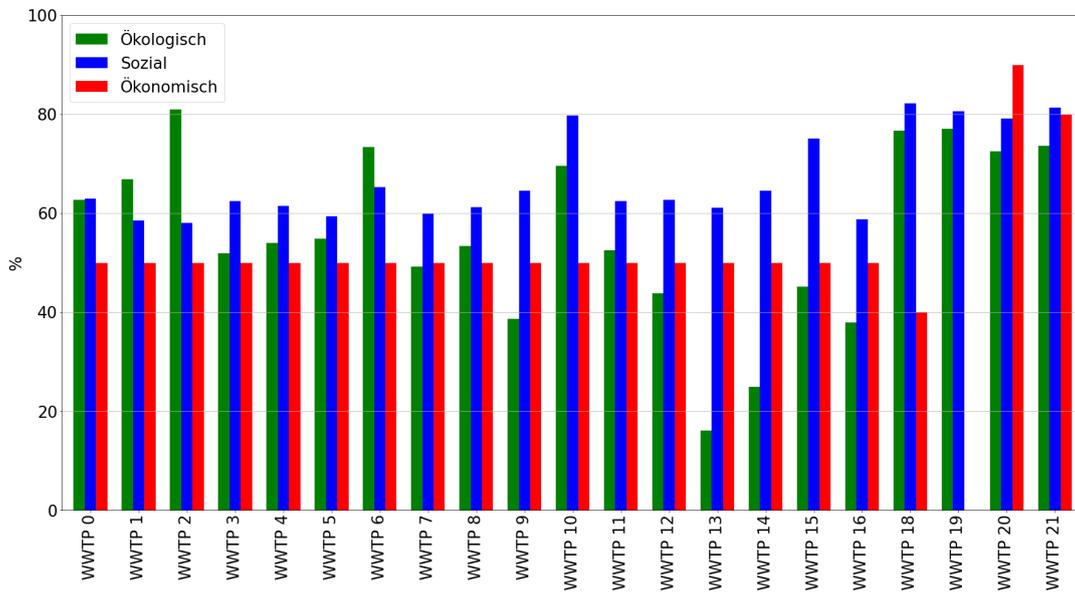
Zur Bewertung der ökonomischen Nachhaltigkeit ($N_{ökonomisch}$) der Kläranlagen wird nur ein Indikator herangezogen. Daher erfolgt an dieser Stelle keine weitere Umrechnung. Die Ergebnisse der Bewertung anhand des vereinheitlichten, ökonomischen Indikators sind bereits in Kapitel 4.4.4 in Tabelle 4.104 enthalten und werden an dieser Stelle aus Gründen der Vollständigkeit und Anschaulichkeit erneut aufgeführt.

Für die Kläranlagen Nr. 19, 26, 30, 31 und 41 (Bärnau II, Neusorg, Plößberg I, Plößberg II, Ebnath) liegen die Daten zur Berechnung der ökonomischen Nachhaltigkeit nicht vor [42]. Sie werden daher in der ökonomischen Bewertung nicht berücksichtigt.

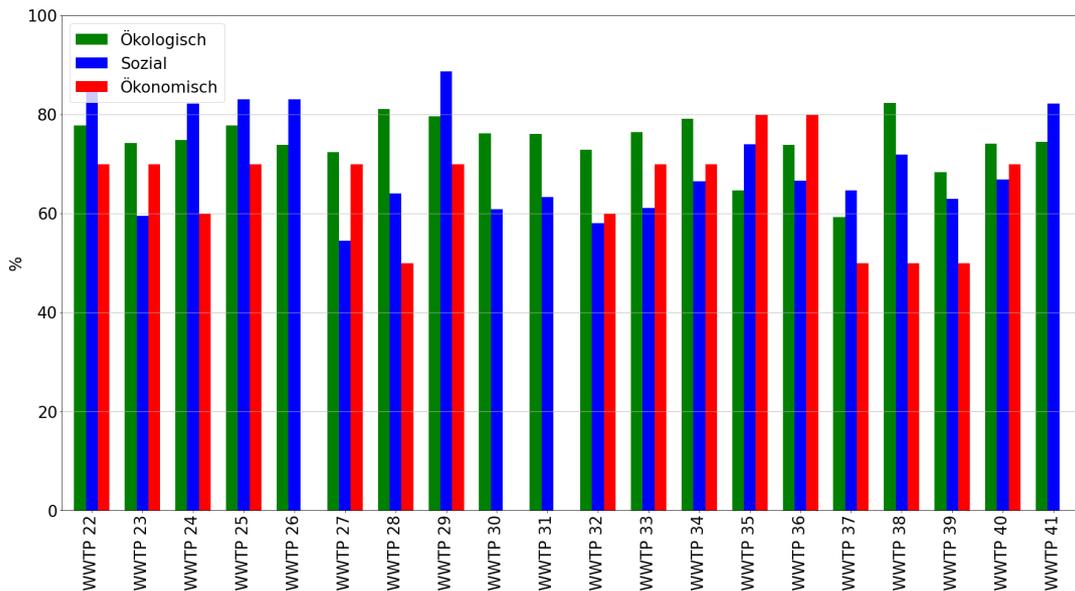
Tabelle 5.3: Gesamtbewertung der ökonomischen Nachhaltigkeit der Kläranlagen

Nr.	$N_{ökonomisch}$	Nr.	$N_{ökonomisch}$	Nr.	$N_{ökonomisch}$
WWTP 0	50 %	WWTP 12	50 %	WWTP 27	70 %
WWTP 1	50 %	WWTP 13	50 %	WWTP 28	50 %
WWTP 2	50 %	WWTP 14	50 %	WWTP 29	70 %
WWTP 3	50 %	WWTP 15	50 %	WWTP 32	60 %
WWTP 4	50 %	WWTP 16	50 %	WWTP 33	70 %
WWTP 5	50 %	WWTP 18	40 %	WWTP 34	70 %
WWTP 6	50 %	WWTP 20	90 %	WWTP 35	80 %
WWTP 7	50 %	WWTP 21	80 %	WWTP 36	80 %
WWTP 8	50 %	WWTP 22	70 %	WWTP 37	50 %
WWTP 9	50 %	WWTP 23	70 %	WWTP 38	50 %
WWTP 10	50 %	WWTP 24	60 %	WWTP 39	50 %
WWTP 11	50 %	WWTP 25	70 %	WWTP 40	70 %

In der folgenden Abbildung 5.1 sind die Ergebnisse der jeweiligen Bewertungen der drei Dimensionen Ökologie, Soziales und Ökonomie grafisch nebeneinander dargestellt. Zur Verbesserung der Übersichtlichkeit sind die Ergebnisse der Kläranlagen auf zwei Abbildungen (a) und (b) verteilt.



(a)



(b)

Abbildung 5.1: Bewertung der drei Dimensionen Ökologie, Soziales und Ökonomie der Nachhaltigkeit

Bei Betrachtung der ökologischen Dimension schneidet die Kläranlage Nr. 38 (Mariánské Lázně) mit einer Bewertung von 82 Prozent am besten ab. Sie gehört mit einer Ausbaugröße von 25.000 EW zu den größeren Kläranlagen [42]. Im Betrachtungszeitraum wurde der Klärschlamm aus Mariánské Lázně ausschließlich landwirtschaftlich verwertet [42].

Die schlechteste ökologische Bewertung erhält die Kläranlage Nr. 13 (Třebeň) mit

einer Bewertung von 16 Prozent. Hierbei handelt es sich um eine kleine Kläranlage (200 EW), deren Klärschlamm im Betrachtungszeitraum über die Kläranlage Cheb auf einer Deponie entsorgt wurde [42].

Im Durchschnitt über alle Kläranlagen beträgt die ökologische Gesamtbewertung 65 Prozent.

In der sozialen Dimension erzielt die Kläranlage Nr. 29 (Tirschenreuth) die beste Bewertung mit 89 Prozent. Sie verfügt über eine Ausbaugröße von 25.000 EW und führte im Betrachtungszeitraum sämtlichen Klärschlamm Verwertungspfaden mit Phosphorrecycling zu [42].

Die Anlage Nr. 27 (Witzlasreuth) schneidet in der sozialen Bewertung mit 54 Prozent am schlechtesten ab. Die Anlage verfügt über eine geringe Ausbaugröße von 400 EW und die Verwertung des Klärschlammes beinhaltete im Betrachtungszeitraum kein landwirtschaftliches Phosphorrecycling [42].

Im Durchschnitt beträgt die soziale Bewertung aller Kläranlagen 68 Prozent.

Die ökonomische Bewertung fällt wie folgt aus. Den besten Wert erzielt mit 90 Prozent die Kläranlage Nr. 20 (Mähring). Die Kläranlage Nr. 18 (Bärnau) schneidet mit einer ökonomischen Bewertung von 40 Prozent am schlechtesten ab. Die Abwassergebühr der Kläranlage Nr. 18 betrug im Betrachtungszeitraum mehr als das Dreifache der Abwassergebühr der Anlage Nr. 20 [42].

Im Durchschnitt über alle Kläranlagen beträgt die ökonomische Nachhaltigkeit 58 Prozent.

5.1.2 Bewertung der ganzheitlichen Nachhaltigkeit

Im Folgenden werden die Ergebnisse der drei Bewertungen der unterschiedlichen Dimensionen der Nachhaltigkeit zu einer ganzheitlichen Bewertung zusammengeführt. Im Sinne der Position der starken Nachhaltigkeit [2, S. 113 f.] wird die ökologische Dimension gegenüber den beiden übrigen Dimensionen doppelt gewichtet. Die Gewichtungsfaktoren der einzelnen Dimensionen sind in der folgenden Tabelle 5.4 dargestellt.

Tabelle 5.4: Gewichtung der Ergebnisse der einzelnen Nachhaltigkeitsdimensionen

Dimension	Gewichtung
Ökologie	50 %
Sozial	25 %
Ökonomie	25 %

Die ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung (N) berechnet sich demnach wie folgt.

$$N = N_{\text{ökologisch}} \times 0,5 + N_{\text{sozial}} \times 0,25 + N_{\text{ökonomisch}} \times 0,25 \quad [\%] \quad (5.3)$$

Die oben genannten Kläranlagen, für die keine ökonomische Bewertung vorliegt, werden im Folgenden nicht weiter berücksichtigt, da das Fehlen einer gesamten Dimension eine ganzheitliche Bewertung nicht zulässt.

Die Ergebnisse der ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung sind in der folgenden Tabelle 5.5 dargestellt.

Tabelle 5.5: Bewertung der ganzheitlichen Nachhaltigkeit der Kläranlagen

Nr.	<i>N</i>	Nr.	<i>N</i>	Nr.	<i>N</i>
WWTP 0	60 %	WWTP 12	50 %	WWTP 27	67 %
WWTP 1	61 %	WWTP 13	36 %	WWTP 28	69 %
WWTP 2	68 %	WWTP 14	41 %	WWTP 29	80 %
WWTP 3	54 %	WWTP 15	54 %	WWTP 32	66 %
WWTP 4	55 %	WWTP 16	46 %	WWTP 33	71 %
WWTP 5	55 %	WWTP 18	69 %	WWTP 34	74 %
WWTP 6	66 %	WWTP 20	79 %	WWTP 35	71 %
WWTP 7	52 %	WWTP 21	77 %	WWTP 36	74 %
WWTP 8	55 %	WWTP 22	78 %	WWTP 37	58 %
WWTP 9	48 %	WWTP 23	70 %	WWTP 38	72 %
WWTP 10	67 %	WWTP 24	73 %	WWTP 39	62 %
WWTP 11	54 %	WWTP 25	77 %	WWTP 40	71 %

In Abbildung 5.2 sind die Ergebnisse der ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung dargestellt. Die Darstellung ist unterteilt in die gewichteten Ergebnisse in den Dimensionen Ökologie, Soziales und Ökonomie. Die Gesamthöhe der Säule stellt die ganzheitliche Nachhaltigkeit dar.

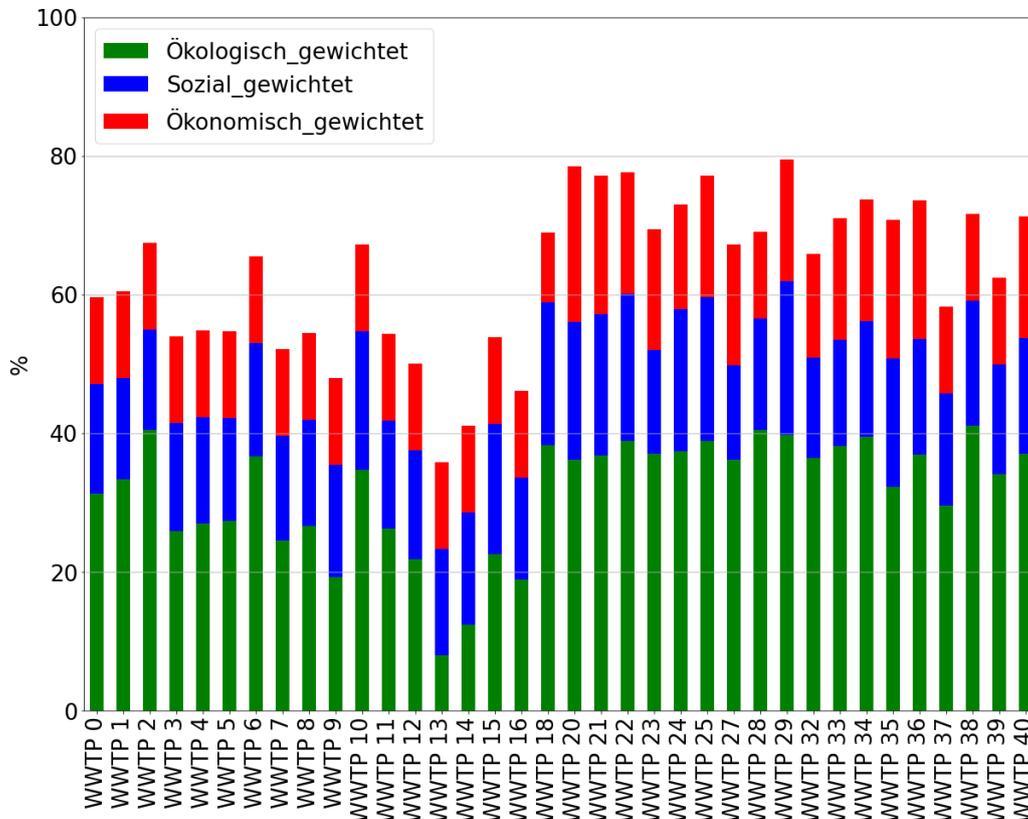


Abbildung 5.2: Bewertung der ganzheitlichen Nachhaltigkeit der Kläranlagen inkl. der gewichteten Bewertungen der Dimensionen

Bei Betrachtung der ganzheitlichen Nachhaltigkeit erreicht die Kläranlage Nr. 29 (Tirschenreuth) mit 80 Prozent den höchsten Wert und wird somit als am nachhaltigsten bewertet. Die ökologische Bewertung der Anlage $N_{\text{ökologisch}}$, die doppelt so stark gewichtet wird wie die übrigen Dimensionen, liegt mit 80 Prozent auf Platz vier der ökologisch nachhaltigsten Kläranlagen. N_{sozial} in Höhe von 89 Prozent ist die höchste soziale Bewertung aller Kläranlagen. Die ökonomische Bewertung $N_{\text{ökonomisch}}$ liegt mit 70 Prozent hinter den vier besten Kläranlagen. Eine Bewertung in Höhe von 70 Prozent erreichen neben der Anlage Tirschenreuth noch sieben weitere Kläranlagen.

Die niedrigste ganzheitliche Bewertung erhält die Kläranlage Nr. 13 (Třebeň) mit 36 Prozent. Sie gilt somit als am wenigsten nachhaltig. In der am stärksten gewichteten Dimension der ökologischen Nachhaltigkeit $N_{\text{ökologisch}}$ erreicht die Anlage mit 16 Prozent den niedrigsten Wert aller Kläranlagen. Die soziale Bewertung der Anlage N_{sozial} liegt mit 61 Prozent unter dem Durchschnitt aller Anlagen. Die ökonomische Bewertung $N_{\text{ökonomisch}}$ liegt mit 50 Prozent ebenfalls unter dem Durchschnitt, wobei sämtliche tschechische Anlagen diese einheitliche Bewertung erhalten (siehe Kapitel 4.4.2 und 4.4.4).

Im Durchschnitt über alle Kläranlagen beträgt die ganzheitliche Nachhaltigkeit 63 Prozent.

Die Gesamtbewertung der drei Dimensionen Ökologie, Soziales und Ökonomie sowie deren gewichtete Zusammenführung als ganzheitliche Nachhaltigkeit ermöglichen eine kompakte Darstellung und Präsentation der Ergebnisse auf einen Blick. Diese Methode ist insbesondere zum Vergleich der Kläranlagen untereinander gut geeignet.

Die Aussagekraft dieser Darstellung ist jedoch begrenzt. Insbesondere zur Analyse einzelner Kläranlagen und deren Potenziale und Schwachstellen ist eine Betrachtung der verschiedenen Einzelindikatoren aufschlussreich. Zu diesem Zweck wird im folgenden Kapitel am Beispiel einer Kläranlage die empfohlene Darstellung der Ergebnisse in der Form eines Nachhaltigkeitsberichts vorgestellt.

5.2 Nachhaltigkeitsberichterstattung am Beispiel der Kläranlage Mitterteich

Im Folgenden werden die im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Methoden und Indikatoren in der Form eines Nachhaltigkeitsberichts am Beispiel einer Kläranlage ausgewertet. Dieser Bericht soll die Ergebnisse der Nachhaltigkeitsbewertung für den Empfänger (beispielsweise politische Entscheidungsträger, Anlagenbetreiber, Entsorgungsunternehmen oder Klärwerkspersonal) übersichtlich und verständlich präsentieren.

Hierfür soll eine Kläranlage mit einer hohen Verfügbarkeit der Ausgangsdaten und einem eher durchschnittlichen Gesamtergebnis herangezogen werden. Laut Sensitivitätsanalyse (siehe Tabelle 4.56 in Kapitel 4.2.7) verfügen die Datensätze der Anlagen Nr. 29 (Tirschenreuth) und Nr. 40 (Mitterteich) über die höchste Datenqualität der Ökobilanz. Das Ergebnis der ganzheitlichen Nachhaltigkeit der Anlage Nr. 40 liegt mit 71 Prozent näher am Durchschnitt aller Kläranlagen als das der Anlage Nr. 29 (siehe Tabelle 5.5). Daher wird für die Demonstration der Nachhaltigkeitsberichterstattung die Anlage Nr. 40 in Mitterteich herangezogen.

5.2.1 Nachhaltigkeitsbericht

In diesem Kapitel wird der Nachhaltigkeitsbericht der Kläranlage Mitterteich vorgestellt.

Kurzprofil



Abbildung 5.3: Kartenausschnitt Kläranlage Mitterteich [44] (abgerufen am 02.10.2023)

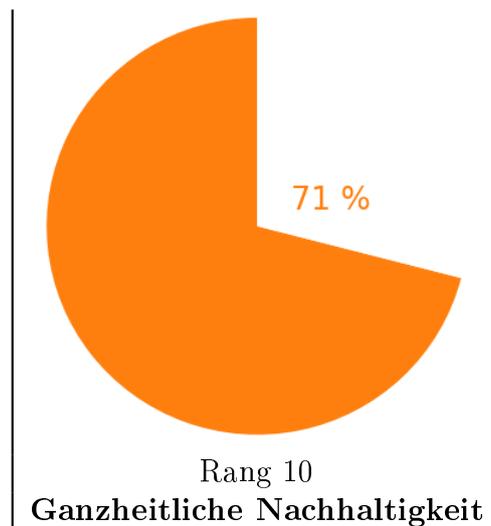
Standort	lon: 12,251765 lat: 49,954125
Biologische Reinigungsstufe	Belebungsanlage aus Belebungsbecken und Nachklärbecken mit Rücklaufschlammumpwerk
Schlammstabilisierung	Anaerobe Stabilisierung mittels beheizter Schlammfäulung

Tabelle 5.6: Kurzprofil der Kläranlage Mitterteich [42]

Nachhaltigkeitsbewertung

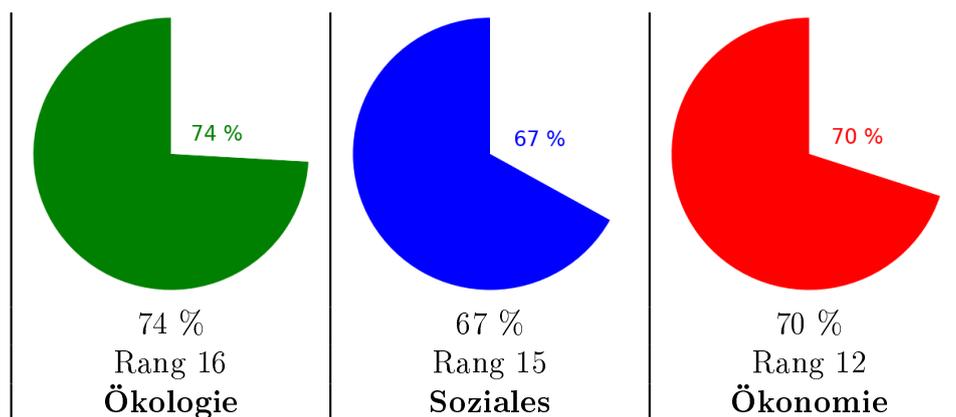
Die **ganzheitliche Nachhaltigkeit** der Kläranlage Mitterteich wird mit **71 Prozent** bewertet. Sie belegt damit unter den 41 teilnehmenden Kläranlagen den Rang 10.

Tabelle 5.7: Bewertung der ganzheitlichen Nachhaltigkeit



Die Bewertung setzt sich aus den Bereichen Ökologie, Soziales und Ökonomie zusammen. Wobei der Bereich Ökologie gegenüber den übrigen Bereichen doppelt gewichtet wird.

Tabelle 5.8: Bewertung der Dimensionen



Im Folgenden wird die Bewertung der drei Dimensionen im Detail erläutert.

Ökologische Bewertung

Zur Bewertung der Ökologie wird die Methode der Ökobilanzierung herangezogen. Es werden die Umweltauswirkungen

- Versauerung,
- Klimaänderung,
- Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie,
- Eutrophierung,
- Landnutzung und
- Ökotoxizität

betrachtet.

Diese werden anhand der in Kapitel 4.2.5 und 4.2.6 definierten sechs Indikatoren in absoluten Zahlen und in Prozent bewertet.

Bei der relativen Bewertung in Prozent stellen 100 Prozent die beste und 0 Prozent die schlechteste Bewertung dar. Sie dient zur Einordnung der Bewertung der Kläranlage Mitterteich in den Kontext aller teilnehmenden Anlagen.

Weiterhin wird der Rang angegeben, der angibt, welche Platzierung zwischen 1 und 41 die Kläranlage im Vergleich einnimmt.

In der folgenden Tabelle 5.9 ist die ökologische Bewertung der Kläranlage Mitterteich in den verschiedenen Umweltkategorien dargestellt.

Tabelle 5.9: Ökologische Bewertung der Kläranlage Mitterteich

Wirkungskategorie	Absolute Bewertung	Relative Bewertung	Rang
Versauerung	0,36 kg SO ₂ -Äquivalent	70 %	13
Klimaänderung	552 kg CO ₂ -Äquivalent	88 %	18
Verbrauch abiotischer Ressourcen - fossile Energie	-39 MJ	46 %	8
Eutrophierung	5 kg PO ₄ -Äquivalent	74 %	4
Landnutzung	44 m ² a	89 %	22
Ökotoxizität	45.271 CTU	78 %	26

In der folgenden Abbildung 5.4 ist die relative Bewertung der Kläranlage Mitterteich anhand der sechs Indikatoren grafisch dargestellt.

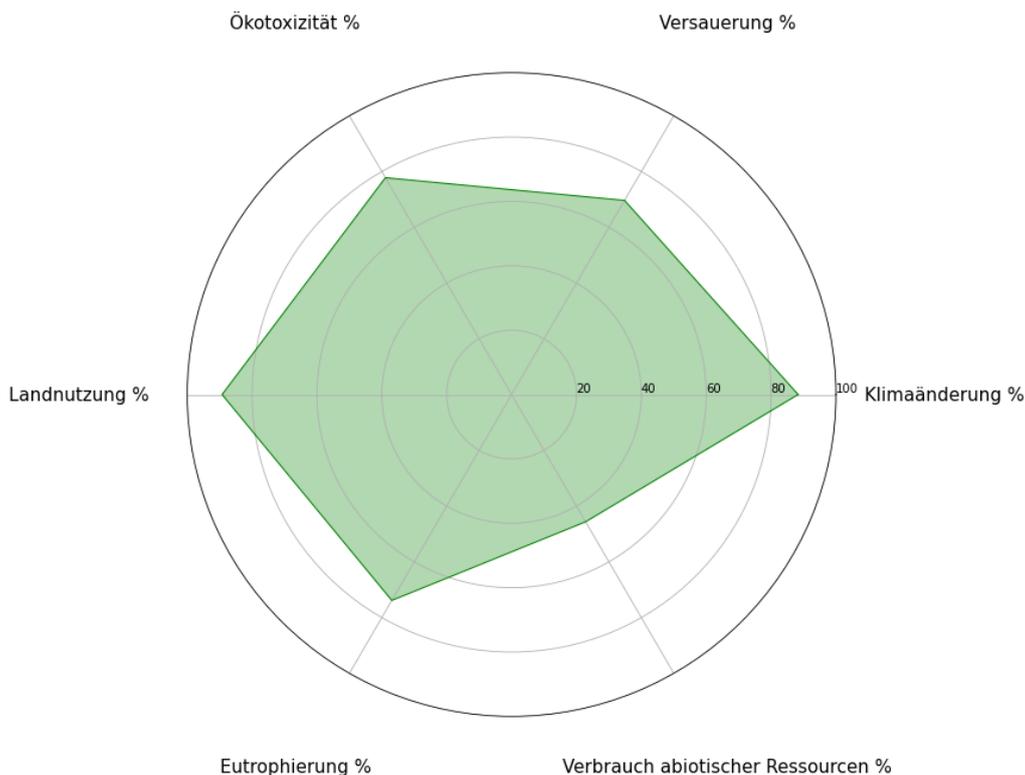
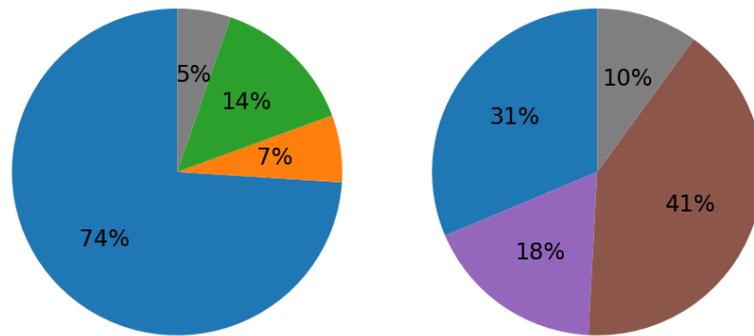


Abbildung 5.4: Ökologische Indikatoren

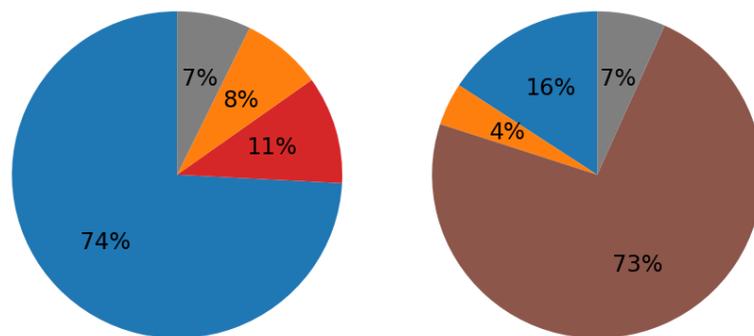
Die verschiedenen Prozesse der Abwasser- und Klärschlammbehandlung der Kläranlage Mitterteich tragen in unterschiedlichem Maße zu den Umweltauswirkungen bei. Um eine bessere Interpretation der Ergebnisse zu ermöglichen und potenzielle ökologische Schwachstellen in der Abwasser- und Klärschlammbehandlung zu identifizieren, wird im Folgenden der Beitrag der einzelnen Prozesse zu jeder der sechs Kategorien betrachtet.

Beitrag der verschiedenen Prozesse der Abwasser- und Klärschlammbehandlung
 Die Anteile der verschiedenen Prozesse der Abwasser- und Klärschlammbehandlung an der jeweiligen Umweltauswirkung sind im Folgenden grafisch dargestellt.



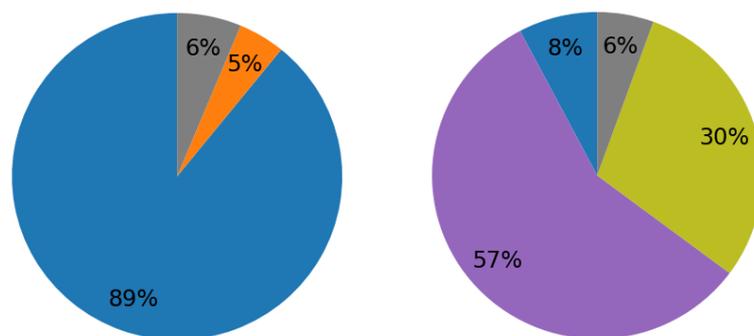
Versauerung

Klimaänderung



Verbrauch abiotischer Ressourcen

Eutrophierung



Landnutzung

Ökotoxizität

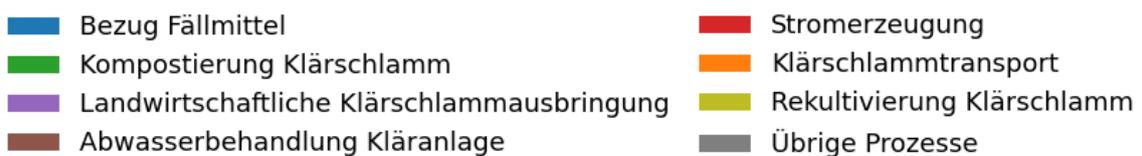


Abbildung 5.5: Beitrag der Prozesse zu den Umweltauswirkungen

Wie der obenstehenden Abbildung entnommen werden kann, trägt der Prozess des Fällmittelbezugs in einigen Kategorien zu einem hohen Teil der Umweltauswirkung-

gen bei. Er stellt die Produktion und den Handel mit dem zur Abwasserbehandlung eingesetzten Fällmittel dar [54]. Die Kläranlage Mitterteich setzte im Betrachtungszeitraum Natriumaluminat als Fällmittel ein [42].

Weiterhin trägt der Prozess der Abwasserbehandlung auf der Kläranlage einen hohen Anteil zu den Kategorien Klimaänderung und Eutrophierung bei.

Der Beitrag zur Klimaänderung wird durch Emissionen von Treibhausgasen, die bei der Abwasserbehandlung oder dem Einleiten des gereinigten Abwassers in ein Gewässer entstehen, verursacht [186].

Die Restbelastung des gereinigten Abwassers, beispielsweise mit Stickstoff und Phosphor [42], kann zur Eutrophierung von Gewässern beitragen [52, S. 282].

Die landwirtschaftliche Klärschlammausbringung sowie die Rekultivierung tragen einen signifikanten Anteil zur Kategorie Ökotoxizität bei. Bei diesen Prozessen handelt es sich um eine bodenbezogene Klärschlammverwertung. Dadurch gelangen im Klärschlamm enthaltene Schadstoffe, wie beispielsweise Chrom oder Blei [42], in die Umwelt.

Außerdem verursacht der Transport von Klärschlamm Umweltauswirkungen in mehreren Kategorien.

Der Mittelwert der sechs ökologischen Indikatoren ergibt die **ökologische Nachhaltigkeit** von **74 Prozent**.

Soziale Bewertung

Die soziale Bewertung gliedert sich in die fünf Bereiche

- Wohnen,
- Gesundheit,
- Ernährung,
- Resilienz und
- Compliance.

Sie erfolgt anhand der in Kapitel 4.3.4 definierten, vereinheitlichten fünf Indikatoren. Die Indikatoren der Bereiche Wohnen, Resilienz und Compliance werden aus Teilindikatoren zusammengesetzt und werden aus dem Durchschnitt dieser berechnet.

Die Bewertung erfolgt erneut in Prozent, wobei 100 Prozent die beste und 0 Prozent die schlechteste Bewertung darstellen.

In der folgenden Tabelle 5.10 ist die Bewertung der Kläranlage Mitterteich anhand der fünf sozialen Indikatoren und ggf. deren untergeordneten Teilindikatoren dargestellt.

Tabelle 5.10: Soziale Bewertung der Kläranlage Mitterteich

Bereich	Teilindikator	Teilbewertung	Indikator	Bewertung	Rang
Wohnen	W_1 Anschlussgrad Kanalisation	94 %	W	75 %	2
	W_2 Angemessenheit ⁽¹⁾	96 %			
	W_3 Energieautarkie ⁽²⁾	34 %			
Gesundheit	G Gesundheit ⁽³⁾	42 %	G	42 %	37
Ernährung	E Phosphorrecycling ⁽⁴⁾	66 %	E	66 %	3 ⁽⁵⁾
Resilienz	R_1 Resilienz gegenüber Hochwasser	75 %	R	75 %	3 ⁽⁶⁾
	R_2 Resilienz gegenüber Starkregen	75 %			
Compliance	C_1 Unterschreitung Grenzwert CSB	74 %	C	77 %	22
	C_2 Unterschreitung Grenzwert BSB ₅	81 %			

In der folgenden Abbildung 5.6 ist die Bewertung der Kläranlage Mitterteich anhand der fünf sozialen Indikatoren grafisch dargestellt.

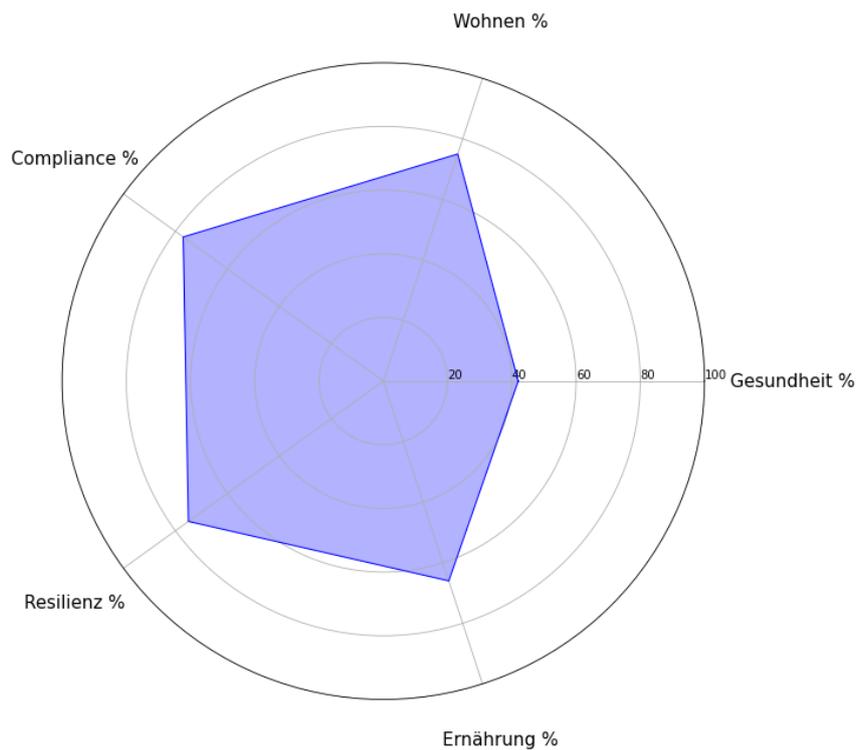


Abbildung 5.6: Soziale Indikatoren

⁽¹⁾ Angemessenheit der Ausbaugröße der Kläranlage an die Belastung.

⁽²⁾ Autarkie der Stromversorgung.

⁽³⁾ Ergebnis der Ökobilanz in der Wirkungskategorie Humantoxizität.

⁽⁴⁾ Landwirtschaftliche Nutzung

⁽⁵⁾ Rang 1: 16 Kläranlagen mit $E = 100\%$, Rang 2: 1 Kläranlage mit $E = 79\%$

⁽⁶⁾ Rang 1: 2 Kläranlagen mit $R = 100\%$, Rang 2: 30 Kläranlagen mit $E = 88\%$

Die Bewertung des Bereichs Wohnen setzt sich aus drei Teilindikatoren zusammen. Die Indikatoren W_1 und W_2 indizieren einen hohen Anschlussgrad der Bevölkerung an die Kanalisation und eine geringe Differenz zwischen Ausbaugröße und Belastung der Kläranlage. Der Indikator W_3 zeigt jedoch auf, dass im Betrachtungszeitraum nur 34 Prozent des Strombedarfs der Anlage durch die eigene Stromproduktion aus Photovoltaik und Klärgas gedeckt wurden [42].

Die Bewertung im Bereich Ernährung ist auf die Klärschlammverwertung im Betrachtungszeitraum zurückzuführen. Diese erfolgte durch landwirtschaftliche Ausbringung und Kompostierung mit anschließender Rekultivierung [42]. Da der im Klärschlamm enthaltene Phosphor nur bei der landwirtschaftlichen Verwertung der Produktion von Nahrungsmitteln zugehen kann, wird nur dieser Anteil dem Indikator E zugerechnet.

Die Bewertung des Bereichs Resilienz ergibt sich aus dem eher geringen Hochwasser- und Starkregenrisiko am Kläranlagenstandort Mitterteich.

Im Bereich Compliance zeigt sich eine deutliche Unterschreitung der gesetzlichen Grenzwerte sowohl für den CSB- als auch den BSB₅-Wert im Kläranlagenablauf.

Die Bewertung des Bereichs Gesundheit wird, analog zur ökologischen Bewertung, mit der Methodik der Ökobilanzierung durchgeführt. Hierzu wird die Wirkungskategorie der Humantoxizität herangezogen. Im Bereich Gesundheit erhält die Kläranlage Mitterteich eine eher geringe Bewertung. Die absolute Humantoxizität aller teilnehmenden Kläranlage bewegt sich in einem niedrigen Bereich. Verglichen mit den übrigen Anlagen erreicht die Kläranlage Mitterteich jedoch den fünfthöchsten Toxizitätswert und schneidet dadurch in der relativen Bewertung eher schlecht ab. Im Folgenden sind die Anteile der verschiedenen Prozesse, die zur Kategorie Humantoxizität beitragen, grafisch dargestellt.

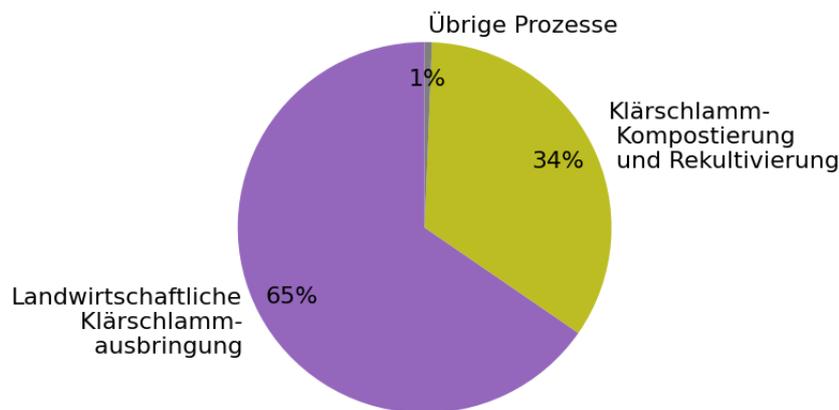


Abbildung 5.7: Beitrag der Prozesse zur Humantoxizität

Wie Abbildung 5.7 deutlich zeigt, trägt primär die Klärschlammverwertung zur Kategorie der Humantoxizität bei. Bei der bodenbezogenen Ausbringung können im Klärschlamm enthaltene Schadstoffe, beispielsweise Blei oder Arsen [42], in die Umwelt gelangen.

Der Mittelwert der fünf sozialen Indikatoren ergibt die **soziale Nachhaltigkeit** von **67 Prozent**.

Ökonomische Bewertung

Die ökonomische Bewertung erfolgt anhand der Abwassergebühren der Kläranlage Mitterteich im Betrachtungszeitraum. Hierbei werden die Gebühren für einen m³ Abwasser, die jährlichen Abwasserkosten einer Person⁽⁷⁾ sowie deren Anteil am Einkommen⁽⁸⁾ betrachtet. Je niedriger der Anteil der Abwasserkosten am Einkommen, desto besser wird die ökonomische Nachhaltigkeit bewertet.

Von fünf der teilnehmenden Kläranlagen liegt keine Information zur Abwassergebühr vor. Die Anzahl der Kläranlagen verringert sich im Rahmen der ökonomischen Bewertung folglich auf 36. Weiterhin erheben die 22 Kläranlagen auf der tschechischen Seite der Grenzregion eine einheitliche Abwassergebühr. Die ökonomische Bewertung ist somit für die Gesamtheit dieser Anlagen identisch. Hieraus ergibt sich für alle übrigen teilnehmenden Kläranlagen eine mögliche Platzierung (Rang) zwischen 1 und 17.

Tabelle 5.11: Ökonomische Bewertung der Kläranlage Mitterteich

Indikator	Einheit	Bewertung	Rang ⁽⁹⁾
Abwassergebühr	€ pro m ³	2,25 [42]	10
Jährliche Abwasserkosten	€ pro Person	100,64	10
Anteil der Abwasserkosten am Einkommen	%	0,35	9

Aus dem Anteil der Abwasserkosten am Einkommen ergibt sich die **ökonomische Nachhaltigkeit** von **70 Prozent**.

⁽⁷⁾ Auf Basis des durchschnittlichen Wasserverbrauchs.

⁽⁸⁾ Durchschnittliches Nettoeinkommen einer ledigen Person.

⁽⁹⁾ Je geringer die Gebühren/Kosten, desto besser der Rang.

5.2.2 Handlungsempfehlungen zum Nachhaltigkeitsbericht

Der Nachhaltigkeitsbericht dient zur Präsentation der Bewertungsergebnisse für einen ggf. fachfremden Empfängerkreis. Er gibt einen Überblick über die ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung und deren Dimensionen. Die Ergebnisse und deren Zusammensetzung sollen aus wenigen Seiten ersichtlich sein.

Daher geht der Bericht primär auf die Ergebnisse ein und weniger darauf, wie diese berechnet werden. Zusätzliche Informationen, wie die Berechnung der Indikatoren, die Lebenswegperspektive der Ökobilanz und die Mechanismen der einzelnen Wirkungskategorien, die in den vorangegangenen Kapiteln dieser Arbeit bereits enthalten sind, werden an dieser Stelle nicht wiederholt. Es wird jedoch empfohlen diese, beispielsweise durch einen Anhang, in die Berichterstattung zu inkludieren, damit sie bei Bedarf nachgelesen werden können.

Außerdem sollte die Präsentation der Ergebnisse neben der schriftlichen Form des Berichts in einem ausführlichen Gespräch erfolgen, in dessen Rahmen Fragen geklärt werden können.

Weiterhin wird aus Gründen der Vertraulichkeit und Datensicherheit empfohlen einen Bericht pro Kläranlage anzufertigen. Eine Ausnahme bildet der Betrieb mehrerer Kläranlagen durch den selben Betreiber. Hier kann durch eine gemeinsame Berichterstattung ein interner Vergleich und damit ein Erkenntnisgewinn ermöglicht werden.

6. Diskussion

Im Fokus der vorliegenden Arbeit steht die Fragestellung, wie die Nachhaltigkeit von Kläranlagen gemessen und bewertet werden kann. Anhand von 45 Kläranlagen innerhalb der bayerisch-tschechischen Zielregion wurde ein System entwickelt, das die drei Dimensionen Ökologie, Soziales und Ökonomie berücksichtigt und dabei niedrigschwellig in seiner Anwendbarkeit und Übertragbarkeit ist.

In diesem Kapitel wird zunächst die methodische Herangehensweise diskutiert. Anschließend erfolgt die Diskussion der somit erarbeiteten Ergebnisse. Abschließend werden Anregungen zur Weiterentwicklung in künftigen Arbeiten gegeben.

6.1 Diskussion der Methodik

Zielregion

Die Entwicklung des Bewertungssystems erfolgte am Beispiel der bayerisch-tschechischen Grenzregion. Innerhalb dieser Region wurden 45 Kläranlagen betrachtet, die entweder in kommunaler Hand oder durch ein Wasserver- und Abwasserentsorgungsunternehmen betrieben werden. Sie unterscheiden sich unter anderem bezüglich der Ausbaugröße, den Reinigungsverfahren und den Verwertungspfaden der Abfallstoffe. Aufgrund der unterschiedlichen Örtlichkeiten der Kläranlagen unterliegen sie teilweise abweichenden gesetzlichen Vorgaben. [42]

Die große Anzahl an Kläranlagen resultiert in einem hohen Maß an Diversität und Heterogenität in der betrachteten Abwasserinfrastruktur. Das an diesem Beispiel entwickelte System ist somit repräsentativ für ein breites Spektrum und auf weitere Kläranlagen übertragbar.

Ökobilanzierung

Zur Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit wird die Methodik der Ökobilanzierung herangezogen. Es handelt sich hierbei um eine wissenschaftlich anerkannte, weit verbreitete Methode, die international standardisiert [45,46] ist.

Zur Erstellung der Ökobilanzmodelle und für deren Auswertung wurde die Software Umberto verwendet. Hierbei wurde ein Standardmodell erstellt, in das die Daten jeder Kläranlage importiert werden können.

Innerhalb des Modells liefert die Datenbankecoinvent die In- und Outputdaten der Hintergrundprozesse. Durch die hohe Anzahl an verfügbaren Datensätzen industrieller Prozesse unterschiedlicher Verfahren und Geographien, ist eine repräsentative Darstellung der Aktivitäten möglich, die der Abwasserbehandlung vor- und nachgeschaltet sind. Für jeden Datensatz kann eine Aufstellung der In- und Outputs eingesehen werden. Neben der aktuellen Datenbank stehen auch ältere Versionen

weiterhin zur Verfügung. Auf Basis dieser Informationen kann eine informierte und nachvollziehbare Auswahl der Datensätze erfolgen.

Beim Einsatz von Result-Prozessen, die eine ganze Produktionskette darstellen [184, S. 23], ist jedoch die Aussagekraft einer Gesamtbilanz begrenzt.

Ecoinvent enthält neben Prozessdatensätzen auch eine Vielzahl an unterschiedlichen Materialien. Sie repräsentieren die unterschiedlichen Stoffe, die an der Abwasserbehandlung beteiligt sind. Da die verfügbaren Materialien nicht immer den Ausgangsdaten entsprechend vorlagen, wurden die Daten zum Teil umgerechnet oder selbst erstellte Materialien eingesetzt. Beispielsweise Abfallstoffe wie Rechen- und Sandfanggut mussten durch weniger spezifische Abfälle dargestellt werden. Einem Großteil der Stoffe konnte jedoch eindeutig ein Material zugeordnet werden. Insbesondere das Freisetzen von Schadstoffen in die Umwelt konnte sehr genau repräsentiert werden.

Für die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz werden Methoden herangezogen, die wissenschaftlich anerkannt und verbreitet sind. Die Auswahl der Methoden zur Wirkungsabschätzung erfolgte aus den aktuellen Optionen der eingesetzten Software zum Zeitpunkt der Erstellung der Ökobilanz. Die Angemessenheit der ausgewählten Methoden zur Wirkungsabschätzung wurde durch eine Sensitivitätsanalyse untersucht und bestätigt.

Die Auswahl der Wirkungskategorien erfolgte anhand der Auswertung der Ökobilanzen von zehn repräsentativen Kläranlagen. Auf dieser Grundlage wurden die relevanten Umweltauswirkungen der Abwasserbehandlung aufgezeigt und die Indikatoren zur Auswertung aller Kläranlagen definiert.

Im Rahmen der Wirkungsabschätzung wird unter anderem die Wirkungskategorie Eutrophierung betrachtet. Im Allgemeinen tragen Kläranlagen jedoch nicht zur Eutrophierung von Gewässern bei, sondern verhindern oder reduzieren diese durch den Abbau der betreffenden Stoffe im Abwasser. Die in dieser Arbeit erzielten Ergebnisse in der Wirkungskategorie Eutrophierung resultieren größtenteils aus der Restbelastung des gereinigten Abwassers und stellen somit auch eine Beurteilung der Reinigungsleistung dar.

Innerhalb der Benutzeroberfläche von Umberto ist es möglich, den Beitrag jedes Sachbilanzeintrags zu den unterschiedlichen Wirkungskategorien einzusehen, was dem Nutzer mehr Transparenz bei der Interpretation der Ergebnisse verschafft.

Da es sich sowohl bei Umberto als auch bei ecoinvent um proprietäre Software handelt, ist der Zugang zu diesen Werkzeugen jedoch nur durch den Erwerb einer kostenpflichtigen Lizenz möglich.

Die Erstellung der Sachbilanzen, die sich manuell äußerst aufwendig gestaltet hätte, wurde durch die Automatisierung vereinfacht und beschleunigt. Die Ausführung des zu diesem Zweck entwickelten Codes reduziert die Komplexität sowie die Fehleranfälligkeit dieses Schritts. Das Vorgehen zur Erstellung der Sachbilanz ist im Code dokumentiert. Änderungen können in den Code implementiert und "auf Knopfdruck" umgesetzt werden. Die Automatisierung der Sachbilanz musste ebenfalls die Anforderungen von Umberto und ecoinvent berücksichtigen, um die spätere Kompatibilität zu gewährleisten. Die Entwicklung und Ausführung des Codes, der die Sachbilanz erstellt, erfolgte ausschließlich unter Nutzung frei zugänglicher Software. [51]

Sachbilanzdaten der Ökobilanz

Ein Großteil der Kläranlagendaten (beispielsweise Abwasser- und Klärschlammparameter) konnte bereits vorliegenden Dokumenten, wie Jahresberichten oder Laborprotokollen, entnommen werden [42]. Dadurch minimierte sich der Aufwand für die Datenerfassung. Insbesondere bei Messwerten, deren Erfassung vorgeschrieben ist, kann von einer hohen Konsistenz und Qualität der Daten ausgegangen werden. Dadurch können jedoch nur Werte, die in Gesetzen oder sonstigen Regelwerken berücksichtigt sind, verlässlich eruiert werden.

Für Kläranlagen, von denen Messwerte nicht vorliegen, wurde in die Sachbilanz der Wert 0 eingetragen. Eine Hochrechnung oder Schätzung des Werts wird als zu ungenau angesehen und führt ggf. für die betreffende Kläranlage zu einer nachteiligen Bewertung.

Die Information über den Verbrauch an Phosphatfällmitteln liegt nur von wenigen Kläranlagen vor [42] und wird daher für einen Großteil der Anlagen hochgerechnet. In diesem Fall wird in den Sachbilanzeintrag des Fällmittels nicht der Wert 0 eingetragen, da die Information vorliegt, dass eine Phosphatfällung vorgenommen wird [42].

Die Bestimmung der Klärschlamm-trockenmasse erfolgt anhand des Volumens und der Dichte von Nassschlamm multipliziert mit dem Trockensubstanzanteil. Die Dichte der Trockenmasse wird hierbei nicht berücksichtigt. Sie ist von der Zusammensetzung des Klärschlamm abhängig und müsste für jede Kläranlage individuell bestimmt werden. Im Sinne der praktischen Anwendbarkeit wird das hier eingesetzte, einheitliche Verfahren zur Bestimmung der Trockenmasse als angemessen angesehen.

Für die Substitution von Düngemitteln durch Klärschlamm erfolgen Gutschriften. Hierbei wird der Eintrag von Phosphor (gem. DüMV ausgedrückt in P_2O_5 -Äq.), Stickstoff und Calcium (gem. DüMV ausgedrückt in CaO-Äq.) betrachtet [266]. Der in dieser Arbeit angewandte Ansatz bilanziert hierbei die Masse der betrachteten Stoffe. Es wird eine Gleichwertigkeit der Wirkung der im Klärschlamm enthaltenen Stoffe mit Mineraldünger angenommen [267, S. 8]. Die für die Pflanzenproduktion relevante Verfügbarkeit dieser Elemente (Pflanzenverfügbarkeit) wird hierbei nicht berücksichtigt.

Die Pflanzenverfügbarkeit wird durch eine Vielzahl an Faktoren (Boden, Pflanze, Anbausystem) beeinflusst. Zur exakten Bestimmung der Pflanzenverfügbarkeit der im Klärschlamm enthaltenen Elemente müssten im Rahmen einer Einzelfallprüfung die oben genannten Faktoren berücksichtigt werden. [268]

In dieser Arbeit stehen jedoch die praktische Übertragbarkeit und Anwendbarkeit der Bewertung im Vordergrund, wofür die Methodik der Massenbilanzierung als geeignetes Mittel angesehen wird.

Das Fehlen des entsprechenden Messwerts resultiert im Wegfall der Gutschrift in der Ökobilanz. Wiederum wird eine Schätzung oder Hochrechnung als zu ungenau angesehen.

Die Bilanzierung von Emissionen in die Luft basiert bei der Verbrennung von Klärschlamm auf Messdaten der jeweiligen thermischen Verwertungsanlage, die durch die zuständigen Behörden [165, 243] zur Verfügung gestellt werden. Zur Berechnung der klimawirksamen Emissionen der einzelnen Kläranlagen werden die Empfehlungen

des international anerkannten IPCC herangezogen. Sowohl die Berechnungsmethoden als auch die Messwerte sind öffentlich einsehbar.

Die Vollständigkeit der Daten, die zur Erstellung der Sachbilanz genutzt werden, und die Auswirkungen der Vollständigkeit auf das Ergebnis der Ökobilanz wurden im Rahmen der Sensitivitätsanalyse bestimmt.

Soziale Bewertung

Zur Entwicklung der sozialen Bewertungsmethode wurde, angelehnt an die Methodik des Social Life Cycle Assessment [80], eine Top-Down-Analyse durchgeführt. Hierbei wurden das global anerkannte Nachhaltigkeitsrahmenwerk Sustainable Development Goals der Vereinten Nationen [68] sowie dessen nationale und regionale Entsprechungen [69–71] herangezogen. Durch diesen Ansatz ist es möglich, die Nachhaltigkeitsziele auf die regionale Ebene der Kläranlagen herunterzubrechen und die sozialen Ziele, die einen Bezug zu den Kläranlagen haben, zu bestimmen. Die Gruppierung dieser Ziele in Kernbereiche erlaubt die Definition von Einflussmöglichkeiten der einzelnen Kläranlagen auf die soziale Nachhaltigkeit und von Indikatoren, die diesen Einfluss quantifizieren.

Dieser Ansatz ermöglicht den auf den ersten Blick nicht offenkundigen Zusammenhang zwischen der Abwasserbehandlung und der sozialen Nachhaltigkeit herauszuarbeiten und messbar zu machen.

Das Verfahren zur Bewertung des Starkregenrisikos im Rahmen der Risikobewertung unterscheidet sich für die Kläranlagenstandorte auf der deutschen Seite der Zielregion von denen auf der tschechischen Seite. Die Niederschlagsdaten liegen für Deutschland als Raster- und für Tschechien als Stationsdaten vor [57, 58]. Der Bewertung eine Umrechnung von Stations- in Rasterdaten voranzustellen, würde den Aufwand derart erhöhen, dass die Übertragbarkeit auf Kläranlagenstandorte ohne Rasterdaten erschwert und somit die Anwendbarkeit verringert würde. Daher werden in dieser Arbeit beide möglichen Arten von Wetterdaten berücksichtigt. Die Wetterdaten werden durch den jeweiligen Wetterdienst [57, 58] zur Verfügung gestellt. Die Betrachtung eines Zeitraums von zehn Jahren ermöglicht das Ausgleichen von Schwankungen einzelner Jahre.

Ökonomische Bewertung

Die ökonomische Bewertung basiert auf den Abwassergebühren der Kläranlagen. Diese sind gesetzlich geregelt [156, 157], spiegeln die Kosten der Abwasserbehandlung wider und stellen die finanzielle Belastung der Nutzer der Anlage dar.

Ein Nachhaltigkeitsbewertungssystem [269], das am Beispiel von Nahwärmenetzen entwickelt wurde, schlägt neben dem Wärmepreis die regionale Wertschöpfung als ökonomischen Indikator vor. Im Rahmen dieser Arbeit wird die Ökonomie bewusst nur anhand der Gebühren bewertet, was im Folgenden dargelegt wird.

Die Abwasserbehandlung verfügt gegenüber anderer Versorgungsinfrastruktur über einige Besonderheiten. Sie ist als kritische Infrastruktur anzusehen und dient einer Grundversorgung, auf die die gesamte Bevölkerung im Einzugsgebiet der Kläranlage angewiesen ist. Im Sinne der kommunalen Daseinsvorsorge ist die Bereitstellung der Abwasserinfrastruktur Aufgabe der Gemeinden, zu der sie durch das im Grundgesetz verankerte Sozialstaatsprinzip [270] verpflichtet sind [271].

Weiterhin besteht für die Nutzer der Kläranlage auch praktisch keine Möglichkeit

des Anbieterwechsels, wie beispielsweise bei der Versorgung mit Strom oder Heizenergieträgern. Die Kosten, die zum Betrieb der Abwasserinfrastruktur anfallen, werden durch die Abwassergebühr auf alle Nutzer umgelegt. Eine Reduzierung des Abwasseranfalls und damit der Kosten ist nur in einem sehr begrenzten Rahmen möglich und das Maß der Belastung des Abwassers kann insbesondere durch private Haushalte kaum beeinflusst werden.

Vor diesem Hintergrund wird eine Bewertung der Abwasserinfrastruktur an ihrem Beitrag zur wirtschaftlichen Wertschöpfung und zur Kaufkraft kritisch gesehen. Der primäre Zweck der Abwasserbehandlung besteht in der Grundversorgung der Bevölkerung und nicht im Beitrag zu wirtschaftlicher Rentabilität. Der ökonomische Fokus dieser Arbeit liegt daher auf einer bezahlbaren Abwasserbehandlung, weshalb die Bewertung auf Basis der Abwassergebühren als geeignet angesehen wird.

Unabhängig davon, ob die ökologische, soziale oder ökonomische Dimension der Nachhaltigkeit betrachtet wird, sind die Verfügbarkeit und die Qualität von Daten maßgeblich für die Exaktheit und die Repräsentativität der Bewertung. Hierbei muss der Aufwand bei der Datenerhebung in einem angemessenen Verhältnis stehen zur Steigerung der Qualität der Bewertung durch besagte Daten.

Zur Sicherstellung der Qualität wurden im Rahmen dieser Arbeit Daten direkt von den Anlagenbetreibern und Messwerte aus akkreditierten Laboren herangezogen [42]. Weitere Daten wurden durch offizielle Stellen, wie Behörden, Ämter, Ministerien und Institute zur Verfügung gestellt. Da diese Daten in öffentlichen Datenbanken zur Verfügung stehen, steigert dieses Vorgehen die Transparenz. Dadurch wird auch die Nachvollziehbarkeit der Bewertung, beispielsweise für den Anlagenbetreiber, erhöht.

Bei der Anwendung des Bewertungssystems ist die Verfügbarkeit von hochwertigen Daten entscheidend. Im Laufe der Entwicklung des hier präsentierten Systems schieden neun Kläranlagen aus der Bewertung aus, da die Verfügbarkeit der Daten für eine hochwertige und repräsentative Bewertung als zu gering eingestuft wurde. Die hohe Anzahl an Kläranlagen mit einer unterschiedlichen Datenlage ermöglichte das Ableiten einer Datenstruktur mit den Informationen, die für eine sinnvolle Bewertung vorliegen müssen.

6.2 Diskussion der Ergebnisse

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Bewertung der Nachhaltigkeit von Kläranlagen. Zu diesem Zweck wurde ein System erarbeitet, das sich aus den folgenden Komponenten zusammensetzt.

Bewertungsindikatoren

Das entwickelte Indikatorenset deckt die drei Dimensionen Ökologie, Soziales und Ökonomie ab, wobei die Position der starken Nachhaltigkeit [2, S. 113 f.] durch die Gewichtung der Dimensionen berücksichtigt wird.

Zur Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit wurden sechs Indikatoren erarbeitet. Sie bewerten die bedeutenden Umweltauswirkungen, die aus dem Betrieb einer Kläranlage und dem nachgeschalteten Verwertungspfad resultieren. Für die soziale Dimension wurden fünf Bewertungsindikatoren entwickelt, die geeignet sind die Einflussbereiche einer Kläranlage auf die soziale Nachhaltigkeit messbar zu machen.

Die ökonomische Bewertungssystematik macht eine Betrachtung der Kosten und eine Berücksichtigung der finanziellen Belastung der Nutzer der Kläranlage möglich. Sämtliche Indikatoren sind dahingehend vereinheitlicht, dass sie in der Einheit Prozent angegeben werden, wobei 100 Prozent die höchste und 0 Prozent die niedrigste Nachhaltigkeit indizieren. Dadurch ist es möglich, die Indikatoren der jeweiligen Dimension zu deren Gesamtbewertung zusammenzuführen und im Anschluss anhand der Gesamtbewertungen der drei Dimensionen die ganzheitliche Nachhaltigkeit zu bewerten. Es resultieren eine Prozentzahl, die die ganzheitliche Nachhaltigkeit bewertet, und je eine Prozentzahl für die jeweilige Dimension der Nachhaltigkeit.

Die Bewertung ist daurch allgemein verständlich und einem breiten Spektrum an Empfängern zugänglich.

Der Einsatz der Indikatoren wurde am Beispiel der in der Zielregion befindlichen Kläranlagen demonstriert, die bereits zur Entwicklung der Indikatoren herangezogen wurden. Von den anfänglich 45 Anlagen hatten 36 eine ausreichende Datenlage zur Bildung aller 12 Indikatoren. Sowohl die Einzelindikatoren als auch die Gesamtbewertung der verschiedenen Dimensionen und der ganzheitlichen Nachhaltigkeit kamen so zum Einsatz.

Nachhaltigkeitsberichterstattung

Zur Kommunikation der Ergebnisse wird ein Nachhaltigkeitsbericht zur Verfügung gestellt. Er bietet ein standardisiertes Schema zur Präsentation der Ergebnisse der jeweiligen Kläranlage. Aus dieser Darstellung sind die Ergebnisse der ganzheitlichen Nachhaltigkeitsbewertung sowie der Bewertungen der einzelnen Dimensionen auf einen Blick ersichtlich. Die Darstellung der Einzelindikatoren anhand von Tabellen und Grafiken sowie Erläuterungen zu den ausschlaggebenden Faktoren machen die Bewertung für den Empfänger transparent und nachvollziehbar. Durch die zuvor beschriebene Angabe der Ergebnisse in der Einheit Prozent ist die Bewertung auch für Fachfremde anschaulich und leicht verständlich. Weiterhin tragen die im Rahmen dieser Arbeit gegebenen Handlungsempfehlungen zur Darreichung des Nachhaltigkeitsberichts zu einer verbesserten Kommunikation der Bewertung bei.

Die Berichtslegung wird am Beispiel der Kläranlage Mitterteich demonstriert.

Ökobilanzmodell

Im Rahmen der Ökobilanz wurde ein Modell erstellt, das den Prozess der Abwasserbehandlung in der Kläranlage, verschiedene Klärschlammverwertungsoptionen sowie unterschiedliche Pfade für die Behandlung und Entsorgung von Rechen- und Sandfanggut repräsentiert. Diese Prozesse wiederum werden durch vor- und nachgeschaltete Hintergrundprozesse ergänzt. Die Materialien, die den In- und Output der Prozesse darstellen, sind in den Sachbilanzen bereits enthalten. Somit ist das Modell geeignet die Parameter nahezu jeder beliebigen Kläranlage darin einzutragen, um eine Ökobilanz dieser Anlage zu erstellen. Sollten die im Modell enthaltenen Prozesse und Materialien der Praxis einer zu modellierenden Kläranlage dennoch nicht entsprechen, ist jederzeit eine Erweiterung oder Anpassung des Modells möglich.

Die Modellierung erfolgte mithilfe der Software Umberto. Die Daten der Hintergrundprozesse stammen aus der Datenbankecoinvent. Bei beidem handelt es sich um proprietäre Software, die nur durch den Erwerb einer Lizenz genutzt werden kann.

Kläranlagendatenbank

Im Rahmen der Datenverarbeitung wurden die Informationen zu den betrachteten

Kläranlagen in einer Datenbank organisiert. Sie enthält für jede der 45 Kläranlagen ein einheitlich strukturiertes Profil. Das JSON-Format der Datenbank ist besonders geeignet für die komplexe Datensammlung [178], die bei einer Kläranlage erforderlich ist. Weiterhin ist das Format maschinell lesbar und daher für einen Zugriff von Programmcode auf die enthaltenen Daten geeignet. Hierdurch wird ein automatisiertes Auslesen der Kläranlagendaten ermöglicht. [51]

Die Datenstruktur kann mit den Daten einer beliebigen Kläranlagen befüllt und somit ein neues Kläranlagenprofil erstellt werden. Ein großer Teil der benötigten Informationen kann Dokumenten, wie beispielsweise Jahresberichten oder Laborprotokollen der Kläranlage [42], entnommen werden, was die Datenerfassung vereinfacht.

Programm zur automatisierten Sachbilanzerstellung

Der Schritt der Sachbilanzerstellung wurde, wie in 6.1 beschrieben, durch den Einsatz des Programmcodes automatisiert. Um den Aspekt der Automatisierung übertragbar zu machen, wurde ein Programm entwickelt, das am Beispiel des Prozesses der Abwasserbehandlung die folgenden Funktionen umsetzt.

- Zugreifen auf die Datenstruktur
- Berechnung der Sachbilanzeinträge
- Eintragen der Koeffizienten in die korrekte Position der Sachbilanz
- Erstellung der Sachbilanz in verschiedenen Formaten [51]

Der Code ist öffentlich zugänglich und kann ohne die Nutzung kostenpflichtiger Software heruntergeladen und ausgeführt werden. Weiterhin ist es möglich, den Code anzupassen. Eine Übertragung der Funktionen auf weitere Prozesse ist somit machbar.

Die automatisch erstellte Sachbilanz kann in unterschiedlichen Formaten ausgegeben werden. Da in dieser Arbeit die Software Umberto verwendet wird, wurde der Import der Sachbilanzdaten per Excel-Tabelle in das Umberto-Modell genutzt. Außerdem werden für die In- und Outputs der Sachbilanz teilweise Materialien der Datenbankecoinvent herangezogen, weshalb die entsprechenden, passenden Bezeichnungen genutzt werden mussten. Bei der Nutzung anderer Software-Produkte können gegebenenfalls Anpassungen bezüglich Import und Materialbezeichnungen gemacht werden. [51]

Im Vergleich zu den in Kapitel 2.7 betrachteten Nachhaltigkeitsbewertungen zeichnet sich die vorliegende Arbeit durch eine optimierte Anwendbarkeit sowie eine hohe Übertragbarkeit und Reproduzierbarkeit aus.

Die Entwicklung der Bewertungssystematik erfolgte anhand der Betriebsdaten von realen Kläranlagen. Die Bewertung basiert auf historischen Daten, die innerhalb des Betrachtungszeitraums gemessen wurden. Die Übertragung des hier entwickelten Systems auf weitere Kläranlagen ist ebenfalls auf den Einsatz von Betriebsdaten ausgelegt. Weiterhin wird durch die hohe Anzahl an Kläranlagen, die zur Entwicklung des Systems herangezogen wurden, ein breites Spektrum unter anderem an technischen Verfahren, Ausbaugrößen und Verwertungspfaden abgedeckt. Hierdurch wird eine höhere Verfügbarkeit und Repräsentativität der Kläranlagendaten erreicht.

Zusätzlich zur Bewertungssystematik, wie sie in den betrachteten Studien dargelegt

ist, bietet die vorliegende Arbeit einen Ansatz zum Datenmanagement [51]. Dieser besteht aus einer Datenstruktur und Programmcode, wodurch Teile der Ökobilanz sowie der sozialen und der ökonomischen Bewertung beliebig oft automatisiert ausgeführt werden können. Diese Komponenten stehen zum Download zur Verfügung und können ohne den Einsatz kostenpflichtiger Software durch jeden Nutzer angewendet werden.

6.3 Empfehlungen zur Anwendung des Bewertungssystems

Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte System ist so gestaltet, dass eine Anwendung zur Bewertung weiterer Kläranlagen möglichst einfach gewährleistet werden kann. Die folgenden Handlungsempfehlungen sollen die Übertragung des Systems erleichtern sowie die Qualität der erzielten Bewertung optimieren.

Es wird eine Anwendung des Systems auf kommunale Kläranlagen empfohlen, die primär Abwasser aus privaten Haushalten behandeln, da diese im Fokus der vorliegenden Arbeit stehen.

Weiterhin sollte die hier präsentierte Datenstruktur zur Erfassung und Organisation der Kläranlagendaten genutzt werden, wobei ein vollständiges Ausfüllen sämtlicher Informationen von immenser Bedeutung ist. Insbesondere Daten, deren Fehlen laut Sensitivitätsanalyse starke Auswirkungen auf das Ergebnis der Ökobilanz verursachen, müssen für eine aussagekräftige Bewertung vorliegen.

Zur Erstellung der Ökobilanz bieten sich eine Nutzung des Programms zur automatisierten Sachbilanzierung sowie des bereits erstellten Ökobilanzmodells an. Der Code ist mit der oben genannten Datenstruktur kompatibel und ermöglicht ein effizientes und reproduzierbares Aufstellen der Sachbilanz. Die so angefertigte Sachbilanz kann in das vorgefertigte Ökobilanzmodell übernommen werden. [51]

Weiterhin dienen die mithilfe der vorliegenden Systematik erzielten Ergebnisse der bereits bewerteten Kläranlagen als Referenz. Um eine möglichst gute Vergleichbarkeit zu gewährleisten ist die Einhaltung der oben genannten Empfehlungen entscheidend.

Da jedoch bei der Bewertung einzelner oder einer sehr geringen Anzahl an Kläranlagen eine detailliertere Erhebung von Daten möglich ist, bietet es sich an, Informationen zu konkretisieren, die hier aus nationalen oder regionalen Durchschnittswerten stammen. So können beispielsweise der Anschlussgrad an die Kanalisation, der Wasserverbrauch oder das Einkommen der Bevölkerung vor Ort präziser in die Bewertung eingehen. Darüber hinaus wird aber eine möglichst exakte Einhaltung der in dieser Arbeit dargestellten Methodik empfohlen.

Eine Wiederholung der Bewertung anhand von aktualisierten Daten bietet sich an, um Optimierungsmaßnahmen an der Kläranlage zu bewerten oder wenn Neuerungen in der Methodik (beispielsweise Softwarekomponenten) vorliegen.

6.4 Aspekte zur Weiterentwicklung

Im Folgenden wird dargelegt zu welchen Themen die vorliegende Arbeit als Ausgangspunkt dienen kann und Entwicklungsperspektiven für zukünftige Forschung

aufgezeigt.

Spurenstoffe, auch Mikroverunreinigungen, sind chemische Substanzen, die in einer äußerst geringen Konzentration auftreten. Anthropogene Spurenstoffe sind beispielsweise Medikamentenwirkstoffe oder Weichmacher aus Kunststoffen. [272]

Die derzeitige Abwasserbehandlung bestehend aus mechanischer, biologischer und chemischer Reinigung leistet keine ausreichende Entfernung von Mikroverunreinigungen. Für eine verbesserte Reinigung wäre eine vierte Reinigungsstufe notwendig. Laut dem bayerischen Umweltministerium existieren hierzu momentan keine gesetzliche Pflicht und kein unmittelbarer Handlungsdruck. Der Ausbau einer zusätzlichen Reinigungsstufe zur verbesserten Elimination von Spurenstoffen wird jedoch als "sinnvolle Zukunftsaufgabe für einen nachhaltigen Gewässerschutz" [273] bezeichnet. [273]

Vor diesem Hintergrund wird eine Erweiterung der ökologischen Dimension des vorliegenden Bewertungssystems um die Komponente der Spurenstoffe als sinnvoll erachtet, sobald die gesetzlichen Grundlagen sowie die technischen Umsetzungsmöglichkeiten für eine Bestimmung und Elimination der Spurenstoffe im Abwasser gegeben sind.

Unter ähnlichen Voraussetzungen kann außerdem eine Berücksichtigung von Mikroplastikstoffen in Abwasser und Klärschlamm in Betracht gezogen werden.

Das derzeitige Programm zur automatisierten Sachbilanzierung ist auf eine Nutzung der Softwarekomponenten Umberto und ecoinvent ausgelegt. Eine Weiterentwicklung des hier entwickelten Codes hin zu einem breiteren Spektrum, insbesondere kostenfrei zugänglicher, Software-Lösungen kann die Zugänglichkeit des Systems erhöhen.

Die Bewertung des Starkregenrisikos basiert, je nach Vorliegen der Wetterdaten, auf Raster- oder Stationsdaten [57, 58]. Eine benutzerfreundliche Vereinheitlichung der Methodik kann realisiert werden, indem das Umrechnungsverfahren von Stations- in Rasterdaten anhand eines Computerprogramms automatisiert wird.

Der Aspekt der Resilienz stellt in dieser Arbeit nur einen Teilbereich der sozialen Bewertung dar. Da es sich hierbei um ein Thema mit wachsender Bedeutung handelt, ist eine Betrachtung der Resilienz der Abwasserinfrastruktur, insbesondere im Hinblick auf den Klimawandel, im Rahmen weiterer Forschung als eigenständiges Thema notwendig.

Die ökonomische Dimension wird hier anhand der finanziellen Belastung der Endnutzer bewertet.

Ab dem Jahr 2029 bzw. 2032 tritt die Pflicht zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm und Klärschlammmasche in Kraft [274]. Der Bedarf an dem kritischen Rohstoff [275] könnte dann teilweise aus recyceltem Phosphor aus der Abwasserbehandlung gedeckt werden. Eine aktive Förderung der Kreislaufwirtschaft und eine Verbesserung der Akzeptanz von Phosphor aus Klärschlammprodukten, könnten eine Vermarktung des Recycling-Phosphors als Produkt anstelle einer kostenpflichtigen Entsorgung ermöglichen. Um Skaleneffekte zu nutzen, könnte ein derartiges Projekt durch einen kommunalen Verbund aus Kläranlagenbetreibern realisiert werden, der aus Abwasser oder Klärschlamm rückgewonnene Phosphorprodukte beispielsweise als Dünger in der regionalen Landwirtschaft vertreibt.

Dieses Szenario erfordert weitere ökonomische Bezugsgrößen als die momentan ge-

nutzte Abwassergebühr. Eine Berücksichtigung der Faktoren Wertschöpfung, Regionalität und Bürgerbeteiligung bei der Vermarktung und beim Einsatz der Phosphorprodukte bietet hier eine sinnvolle Option.

7. Literaturverzeichnis

Systematik der Quellenangaben:

Quellenangabe vor Satzzeichen: [0].

Quelle bezieht sich auf den Satz(-teil).

Quellenangabe nach Satzzeichen: .[0]

Quelle bezieht sich auf den vorausgehenden Absatz.

- [1] United Nations, “Sustainable Development Goals: Communications materials,” [Online], <https://www.un.org/sustainabledevelopment/news/communications-material/>, accessed 12.07.2023.
- [2] I. Pufé, *Nachhaltigkeit*, 2nd ed. Konstanz/München: UVK Verlagsgesellschaft mbH mit UVK/Lucius, 2014.
- [3] S. A. Zakaria, M. J. Zakaria, M. R. Othman, and M. K. A. Hamid, “Integrated Tool for Assessing Sustainability Index of Reactor Systems,” in *27th Symposium of Malaysian Chemical Engineers (SOMChE 2014) in Conjunction with 21st Regional Symposium on Chemical Engineering (RSCE 2014)*, Subang Jaya, Selangor, Malaysia, 2014, <http://dx.doi.org/10.13140/2.1.2158.0803>.
- [4] M. Niero, M. Pizzol, H. G. Bruun, and M. Thomsen, “Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 68, pp. 25–35, 2014, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.051>.
- [5] X. Wang, J. Liu, N.-Q. Ren, and Z. Duan, “Environmental profile of typical anaerobic/anoxic/oxic wastewater treatment systems meeting increasingly stringent treatment standards from a life cycle perspective,” *Bioresour. Technol.*, vol. 126, pp. 31–40, 2012, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.009>.
- [6] H. Yoshida, J. Clavreul, C. Scheutz, and T. H. Christensen, “Influence of data collection schemes on the Life Cycle Assessment of a municipal wastewater treatment plant,” *Water Research*, vol. 56, pp. 292–303, 2014, <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.014>.
- [7] Q. H. Zhang, X. C. Wang, J. Q. Xiong, R. Chen, and B. Cao, “Application of life cycle assessment for an evaluation of wastewater treatment and reuse project – Case study of Xi’an, China,” *Bioresour. Technol.*, vol. 101, no. 5, pp. 1421–1425, 2010, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.071>.

- [8] M. Yıldırım and B. Topkaya, “Assessing Environmental Impacts of Wastewater Treatment Alternatives for Small-Scale Communities,” *CLEAN - Soil, Air, Water*, vol. 40, no. 2, pp. 171–178, 2012, <http://dx.doi.org/10.1002/clen.201000423>.
- [9] G. Venkatesh and H. Brattebø, “Environmental impact analysis of chemicals and energy consumption in wastewater treatment plants: Case study of Oslo, Norway,” *Water Science & Technology*, vol. 63, no. 5, pp. 1018–1031, 2011, <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2011.284>.
- [10] N. Tangsubkul, P. Beavis, S. J. Moore, S. Lundie, and T. D. Waite, “Life Cycle Assessment of Water Recycling Technology,” *Water Resources Management*, vol. 19, no. 5, pp. 521–537, 2005, <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-005-5602-0>.
- [11] K. Hügel, “Oekobilanzen in der Siedlungswasserwirtschaft,” in *Schriftenreihe Des Instituts Für Hydromechanik Und Wasserwirtschaft Der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich*, W. Kinzelbach, P. Burlander, and W. Gujer, Eds. Zürich: Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft, 2003, vol. 12.
- [12] L. Lam, K. Kurisu, and K. Hanaki, “Comparative environmental impacts of source-separation systems for domestic wastewater management in rural China,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 104, pp. 185–198, 2015, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.126>.
- [13] T. Pan, X.-D. Zhu, and Y.-P. Ye, “Estimate of life-cycle greenhouse gas emissions from a vertical subsurface flow constructed wetland and conventional wastewater treatment plants: A case study in China,” *Ecological Engineering*, vol. 37, no. 2, pp. 248–254, 2011, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.014>.
- [14] J. C. Pasqualino, M. Meneses, and F. Castells, “Life Cycle Assessment of Urban Wastewater Reclamation and Reuse Alternatives,” *Journal of Industrial Ecology*, vol. 15, no. 1, pp. 49–63, 2011, <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00293.x>.
- [15] C. Remy, B. Lesjean, and A. Hartmann, “Die Methodik der Ökobilanz zur ganzheitlichen Erfassung des Energieverbrauchs in der Abwasserreinigung,” *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, vol. 58, no. 6, pp. 572–576, 2011, <http://dx.doi.org/10.3242/kae2011.06.006>.
- [16] C. Remy, “Project CoDiGreen, work package 2: LCA study of Braunschweig wastewater scheme,” Kompetenzzentrum Wasser Berlin gmbH, Berlin, 2012.
- [17] E. Buonocore, S. Mellino, G. de Angelis, G. Liu, and S. Ulgiati, “Life cycle assessment indicators of urban wastewater and sewage sludge treatment,” *Ecological Indicators*, vol. 94, part 3, pp. 13–23, 2018, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.047>.
- [18] J. Foley, D. de Haas, K. Hartley, and P. Lant, “Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems,” *Water Research*, vol. 44, no. 5, pp. 1654–1666, 2010, <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.031>.

- [19] N. Limphitakphong, C. Pharino, and P. Kanchanapiya, “Environmental impact assessment of centralized municipal wastewater management in Thailand,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 21, no. 12, pp. 1789–1798, 2016, <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-016-1130-9>.
- [20] C. Remy, “Project CoDiGreen, work package 2: LCA study of sludge treatment line in WWTP Berlin-Waßmannsdorf,” Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH, Berlin, 2012.
- [21] G. Rodriguez-Garcia, M. Molinos-Senante, A. Hospido, F. Hernández-Sancho, M. T. Moreira, and G. Feijoo, “Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants,” *Water Research*, vol. 45, no. 18, pp. 5997–6010, 2011, <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.053>.
- [22] J. M. Foley, R. A. Rozendal, C. K. Hertle, P. A. Lant, and K. Rabaey, “Life Cycle Assessment of High-Rate Anaerobic Treatment, Microbial Fuel Cells, and Microbial Electrolysis Cells,” *Environmental Science & Technology*, vol. 44, no. 9, pp. 3629–3637, 2010, <http://dx.doi.org/10.1021/es100125h>.
- [23] J. C. Pasqualino, M. Meneses, M. Abella, and F. Castells, “LCA as a Decision Support Tool for the Environmental Improvement of the Operation of a Municipal Wastewater Treatment Plant,” *Environmental Science & Technology*, vol. 43, no. 9, pp. 3300–3307, 2009, <http://dx.doi.org/10.1021/es802056r>.
- [24] S. Renou, J. S. Thomas, E. Aoustin, and M. N. Pons, “Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 16, no. 10, pp. 1098–1105, 2008, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.06.003>.
- [25] A. Gallego, A. Hospido, M. T. Moreira, and G. Feijoo, “Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations,” *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 52, no. 6, pp. 931–940, 2008, <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.02.001>.
- [26] A. Hospido, M. T. Moreira, M. Fernández-Couto, and G. Feijoo, “Environmental performance of a municipal wastewater treatment plant,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 9, no. 4, pp. 261–271, 2004, <http://dx.doi.org/10.1007/BF02978602>.
- [27] A. R. Mels, A. F. van Nieuwenhuijzen, J. H. van der Graaf, B. Klapwijk, J. de Koning, and W. H. Rulkens, “Sustainability criteria as a tool in the development of new sewage treatment methods,” *Water Science & Technology*, vol. 39, no. 5, pp. 243–250, 1999, [http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00108-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00108-0).
- [28] E. A. Stadlbauer, A. Fiedler, S. Bojanowski, S. Hossain, A. Frank, R. Lausmann, and F. Petz, “Ökoeffizienzanalyse als Entscheidungskriterium bei der Klärschlamm Entsorgung,” *Sonderdruck aus KA – Abwasser, Abfall*, vol. 53, no. 4, pp. 381–386, 2006.
- [29] N. Mills, P. Pearce, J. Farrow, R. B. Thorpe, and N. F. Kirkby, “Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies,” *Waste Management*, vol. 34, no. 1, pp. 185–195, 2014, <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.08.024>.

- [30] J. Hong, C. Xu, J. Hong, X. Tan, and W. Chen, “Life cycle assessment of sewage sludge co-incineration in a coal-based power station,” *Waste Management*, vol. 33, no. 9, pp. 1843–1852, 2013, <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.05.007>.
- [31] T. Siekmann, S. Miethig, J. Schneider, and J. Jakob, “Klärschlammverwertungskonzept für ländliche Regionen – am Beispiel des Rhein-Hunsrück-Kreises,” *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, vol. 63, no. 12, pp. 1068–1075, 2016, <http://dx.doi.org/10.3242/kae2016.12.003>.
- [32] K. Zhou, C. Remy, C. Kabbe, and M. Barjenbruch, “Comparative environmental life cycle assessment of phosphorus recovery with different generations of the AirPrex® systems,” *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 16, no. 5, pp. 2427–2440, 2019, <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-018-1881-x>.
- [33] C. Remy, B. Lesjean, and J. Waschnewski, “Identifying energy and carbon footprint optimization potentials of a sludge treatment line with Life Cycle Assessment,” *Water Science & Technology*, vol. 67, no. 1, pp. 63–73, 2013, <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2012.529>.
- [34] C. Remy and P. Jossa, “P-Rex Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency: Deliverable D 9.2 Life Cycle Assessment of selected processes for P recovery from sewage sludge, sludge liquor, or ash,” Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH, Berlin, 2015.
- [35] J. Hong, J. Hong, M. Otaki, and O. Jolliet, “Environmental and economic life cycle assessment for sewage sludge treatment processes in Japan,” *Waste Management*, vol. 29, no. 2, pp. 696–703, 2009, <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2008.03.026>.
- [36] B. Liu, Q. Wei, B. Zhang, and J. Bi, “Life cycle GHG emissions of sewage sludge treatment and disposal options in Tai Lake Watershed, China,” *Science of the Total Environment*, vol. 447, pp. 361–369, 2013, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.019>.
- [37] C. Remy, M. Boulestreau, and B. Lesjean, “Proof of concept for a new energy-positive wastewater treatment scheme,” *Water Science & Technology*, vol. 70, no. 10, pp. 1709–1716, 2014, <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2014.436>.
- [38] V. J. Fuchs, J. R. Mihelcic, and J. S. Gierke, “Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions,” *Water Research*, vol. 45, no. 5, pp. 2073–2081, 2011, <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.12.021>.
- [39] I. Muñoz, M. José Gómez, A. Molina-Díaz, M. A. J. Huijbregts, A. R. Fernández-Alba, and E. García-Calvo, “Ranking potential impacts of priority and emerging pollutants in urban wastewater through life cycle impact assessment,” *Chemosphere*, vol. 74, no. 1, pp. 37–44, 2008, <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.029>.
- [40] S. M. Rahman, M. J. Eckelman, A. Onnis-Hayden, and A. Z. Gu, “Life-Cycle Assessment of Advanced Nutrient Removal Technologies for Wastewater Treat-

- ment,” *Environmental Science & Technology*, vol. 50, no. 6, pp. 3020–3030, 2016, <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b05070>.
- [41] M. Lundin, M. Bengtsson, and S. Molander, “Life Cycle Assessment of Wastewater Systems: Influence of System Boundaries and Scale on Calculated Environmental Loads,” *Environmental Science & Technology*, vol. 34, no. 1, pp. 180–186, 2000, <http://dx.doi.org/10.1021/es990003f>.
- [42] D. Hehenberger-Risse, Technologiezentrum Energie der HAW Landshut, IKom Stiftland, VULHM-Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti (Forestry and Game Management Research Institute), and Chevak a.s., “Ziel-ETZ-Projekt Green Infrastructure Maßnahmen aus Klärschlamm-Kaskadennutzung (greenIKK) mittels grenzüberschreitender interregionaler Zusammenarbeit: Gefördert durch den Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) im Rahmen von INTERREG V,” 2017 - 2020, Abschlussbericht unter: https://opus4.kobv.de/opus4-hawlandshut/files/224/01_Abschlussbericht.pdf.
- [43] OpenStreetMap, “uMap an OpenStreetMap project,” License: WTFPL, <https://umap.openstreetmap.fr/en/>.
- [44] © OpenStreetMap contributors, Open Database License ODbL, <https://www.openstreetmap.org/copyright>.
- [45] *Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14040:2006*. Berlin: Beuth Verlag, Nov. 2009.
- [46] *Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006 + Amd 1:2017); Deutsche Fassung EN ISO 14044:2006 + A1:2018*. Berlin: Beuth Verlag, May 2018.
- [47] M. Z. Hauschild and M. A. J. Huijbregts, Eds., “Life Cycle Impact Assessment,” in *LCA Compendium - The Complete World of Life Cycle Assessment*, 1st ed., W. Klöpffer and M. A. Curran, Eds. Dordrecht: Springer, 2015, <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-017-9744-3>.
- [48] O. Jolliet, A. Brent, M. Goedkoop, N. Itsubo, R. Mueller-Wenk, C. Peña, R. Schenk, M. Stewart, and B. Weidema, “Final report of the LCIA Definition study: Life Cycle Impact Assessment Programme of the Life Cycle Initiative,” UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2003, [Online], https://lcanet.com/files/LCIA_defStudy_final3c.pdf, accessed 22.06.2020.
- [49] O. Jolliet, M. Margni, R. Charles, S. Humbert, J. Payet, G. Rebitzer, and R. Rosenbaum, “IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, no. 6, pp. 324–330, 2003, <http://dx.doi.org/10.1007/BF02978505>.
- [50] M. A. J. Huijbregts, Z. Steinmann, P. Elshout, G. Stam, F. Verones, M. Vieira, A. Hollander, M. Zijp, and R. van Zelm, “ReCiPe 2016 v1.1 A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level: Report I: Characterization: RIVM Report 2016-0104a,” National Insti-

- tute for Public Health and the Environment, Bilthoven, 2017, [Online], <https://www.rivm.nl/documenten/recipe2016v11>, accessed 16.08.2023.
- [51] J. Straub, J. Hofmann, and D. Hehenberger-Risse, “Data management in life cycle assessment: A case study of wastewater treatment,” *Water Science & Technology*, vol. 88, no. 1, pp. 123–135, 2023, <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2023.200>.
- [52] W. Klöpffer and B. Grahl, *Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*, 1st ed. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2009.
- [53] *Umberto LCA+ Version 10.0.3.190*, (2021), ifu Hamburg GmbH.
- [54] *Ecoinvent 3: V3.8 with Aggregated Impacts*, (2021), ecoinvent Association, available: www.ecoinvent.org.
- [55] Bayerisches Landesamt für Umwelt, Fachdaten: Fachinformationssystem Wasserwirtschaft, and Geobasisdaten: Bayerische Vermessungsverwaltung, “Hochwassergefahrenkarte Wondreb: Darstellung der Hochwassergefahrenflächen (Eintrittswahrscheinlichkeiten),” Augsburg, 2019, [Online], https://www.lfu.bayern.de/gdi/download/karte/HWGGK_ETW_5322_WONDREB2_K1.pdf, accessed 08.07.2021.
- [56] Bayerisches Landesamt für Umwelt, Hintergrundkarten: Bayerische Vermessungsverwaltung, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, GeoBasis-DE/BKG 2015, EuroGeographics, CORINE Land Cover, and Planet Observer, “Umweltatlas Naturgefahren,” [Online], https://www.umweltatlas.bayern.de/mapapps/resources/apps/lfu_naturgefahren_ftz/index.html?lang=de&stateId=f4c9e540-f048-49ac-89e5-40f048a9acaa, accessed 06.03.2023.
- [57] Deutscher Wetterdienst, “DWD Climate Data Center (CDC): Jahresraster der Anzahl der Tage mit Niederschlag ≥ 30 mm für Deutschland, Version v19.3.” [Online], <https://cdc.dwd.de/portal/>, accessed 30.08.2021.
- [58] CHMI Český hydrometeorologický ústav, “Denní data dle zákona 123/1998 Sb.: Denní úhrn srážek (Tägliche Daten gemäß Gesetz 123/1998 Slg.: Täglicher Niederschlag),” [Online], <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/denni-data/Denni-data-dle-z.-123-1998-Sb#>, accessed 09.09.2021.
- [59] Ministerstvo životního prostředí, “Mapy povodňového nebezpečí, ohrožení a povodňových rizik: Mapa | CDS 2 (Hochwassergefahr, Gefahren- und Hochwasserrisikokarten),” [Online], <https://cds.mzp.cz/>, accessed 07.03.2023.
- [60] Deutscher Bundestag, “Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 16. Juni 2020 (BGBl. I S. 1287) geändert worden ist.”
- [61] Parlament der Tschechischen Republik, “401 Nařízení vlády ze dne 14. prosince 2015 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech: Vláda nařizuje podle § 31, § 32 odst. 2 a 3, § 34 odst. 2, § 38 odst. 5 a 8 a § 39

- odst. 3 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění zákona č. 20/2004 sb. a zákona č. 150/2010 sb. (Regierungsverordnung vom 14. Dezember 2015 über die Indikatoren und Werte der zulässigen Verschmutzung von Oberflächengewässern und Abwässern, die Anforderungen an die Genehmigungen für die Einleitung von Abwässern in Oberflächengewässer und Kanalisationen und empfindliche Gebiete),” [Online], <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2015-401/zneni-20160101>, accessed 16.07.2021.
- [62] J. B. Guinée, Ed., *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. Dordrecht/Boston/London: Kluwer Academic Publishers, 2002.
- [63] *Merkblatt DWA-M 366: Maschinelle Schlammwässerung*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V, 2013.
- [64] L. van Oers, “CML-IA database, characterisation and normalisation factors for midpoint impact category indicators. Version 4.5, april 2015,” [Online], <http://www.cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html>, accessed 18.10.2022.
- [65] R. K. Rosenbaum, T. M. Bachmann, L. S. Gold, M. A. J. Huijbregts, O. Joliet, R. Juraske, A. Koehler, H. F. Larsen, M. MacLeod, M. Margni, T. E. McKone, J. Payet, M. Schuhmacher, D. van de Meent, and M. Z. Hauschild, “USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 13, no. 7, pp. 532–546, 2008, <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>.
- [66] M. Goedkoop, R. Heijungs, M. Huijbregts, A. D. Schryver, J. Struijs, and R. van Zelm, “ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level: First edition (version 1.08) Report I: Characterisation,” Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 2013, [Online], <https://www.rivm.nl/documenten/a-lcia-method-which-comprises-harmonised-category-indicators-at-midpoint-and-endpoint>, accessed 23.06.2020.
- [67] European Commission, “European Platform on Life Cycle Assessment: Developer Environmental Footprint (EF): Superseded environmental footprint reference packages,” [Online], https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/EF_archive.xhtml, accessed 02.08.2023.
- [68] United Nations, *Transforming Our World. The 2030 Agenda for Sustainable Development A/RES/70/1*, 2015, [Online], <https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld/publication>, accessed 16.10.2019.
- [69] Bundesregierung Deutschland, “Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie: Aktualisierung 2018,” 2018, [Online], <https://www.bundesregierung.de/bregde/service/publikationen/deutsche-nachhaltigkeitsstrategie-aktualisierung-2018-1559086>, accessed 05.07.2023.

- [70] Office of the Government of the Czech Republic, Department of Sustainable Development and A. Kárníková, Ed., “Strategic Framework Czech Republic 2030,” 2017, [Online], https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/15623_Strategic_Framework_CZ2030_Countrys_NSDS.pdf, accessed 31.05.2021.
- [71] Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, “Bayerische Nachhaltigkeitsstrategie,” [Online], <https://www.nachhaltigkeit.bayern.de/strategie/klimawandel/index.htm>, accessed 31.05.2021.
- [72] Bayerisches Landesamt für Umwelt, “FAQ: Hochwassergefahren- und -risikokarten,” [Online], https://www.lfu.bayern.de/wasser/hw_risikomanagement_umsetzung/faq_karten/index.htm, accessed 31.08.2023.
- [73] Ministerstvo životního prostředí, “Mapy povodňového nebezpečí, ohrožení a povodňových rizik: o datech (Hochwassergefahren-, Gefahren- und Hochwasserrisikokarten: Über die Daten),” [Online], <https://cds.mzp.cz/info/>, accessed 09.07.2021.
- [74] ecoinvent Association, “Overview of the ecoinvent Database: Database Overview File for ecoinvent 3.8,” 2021, [Online], <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/data-releases/ecoinvent-3-8/#>, accessed 10.02.2023.
- [75] A. Phaltankar, J. Ahsan, M. Harrison, and L. Nedov, *MongoDB Fundamentals: A Hands-on Guide to Using MongoDB and Atlas in the Real World*, 1st ed. Birmingham: Packt Publishing and Safari, O’Reilly Online Learning, 2020.
- [76] H. Resch and R. Schatz, *Abwassertechnik Verstehen: Ein Kleines 1x1 Der Abwassertechnik Für Einsteiger Und Interessierte Laien*. Oberhaching/München: Hirthammer, 2010.
- [77] H. Felber and M. Fischer, *Klärwärter-Taschenbuch: 50 Jahre*, 18th ed. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V, 2018.
- [78] G. Bäckler, H. Hanßen, M. Husmann, M. Melsa, M. Wessel, and H. Witte, *Merckblatt ATV-DVWK-M 379 Klärschlamm-trocknung*. Hennef: ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2004.
- [79] K. Cunningham, *Python in 24 Hours: Sams Teach Yourself*, 2nd ed. Indianapolis, Indiana, USA: Sams, 2013.
- [80] E. S. Andrews, L.-P. Barthel, T. Beck, C. Benoît, A. Ciroth, C. Cucuzzella, C.-O. Gensch, J. Hébert, P. Lesage, A. Manhart, P. Mazeau, B. Mazijn, A.-L. Methot, A. Moberg, G. Norris, J. Parent, S. Prakash, J.-P. Reveret, S. Spillemaeckers, C. M. L. Ugaya, S. Valdivia, and B. Weidema, *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products: Social and Socio-Economic LCA Guidelines Complementing Environmental LCA and Life Cycle Costing, Contributing to the Full Assessment of Goods and Services within the Context of Sustainable Development*, C. Benoît and B. Mazijn, Eds., UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, United Nations Environment Programme, 2009,

- [Online], <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/7912/-Guidelines%20for%20Social%20Life%20Cycle%20Assessment%20of%20Products-20094102.pdf?sequence=3&%3BisAllowed=>, accessed 29.07.2021.
- [81] T. Uckschies, *Feinrechen in Der Abwasserreinigung: Planung Und Störungsfreier Betrieb Für Kommunale Kläranlagen*. Wiesbaden: Springer Vieweg, 2017.
- [82] Umweltbundesamt, “Abwasser,” [Online], <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/abwasser>, accessed 11.10.2023.
- [83] K. Richardson, W. Steffen, W. Lucht, J. Bendtsen, S. E. Cornell, J. F. Donges, M. Drüke, I. Fetzer, G. Bala, W. Von Bloh, G. Feulner, S. Fiedler, D. Gerten, T. Gleeson, M. Hofmann, W. Huiskamp, M. Kummu, C. Mohan, D. Nogués-Bravo, S. Petri, M. Porkka, S. Rahmstorf, S. Schaphoff, K. Thonicke, A. Tobian, V. Virkki, L. Wang-Erlandsson, L. Weber, and J. Rockström, “Earth beyond six of nine planetary boundaries,” *Science Advances*, vol. 9, no. 37, 2023, <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>.
- [84] G. Ceballos, P. R. Ehrlich, A. D. Barnosky, A. García, R. M. Pringle, and T. M. Palmer, “Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction,” *Science Advances*, vol. 1, no. 5, 2015, <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.1400253>.
- [85] A. Grunwald and J. Kopfmüller, *Nachhaltigkeit*, 2nd ed. Frankfurt/New York: Campus Verlag, 2012.
- [86] D. L. Meadows, *Die Grenzen des Wachstums: Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit*, 14th ed. Stuttgart: Dt. Verl.-Anst/Club of Rome, 1987.
- [87] V. Hauff, Ed., *Unsere Gemeinsame Zukunft: Der Brundtland-Bericht Der Weltkommission Für Umwelt Und Entwicklung*. Greven: Eggenkamp Verlag, 1987.
- [88] United Nations, “United Nations Millennium Declaration - General Assembly resolution 55/2,” 2000, [Online], <https://www.ohchr.org/en/instruments-mechanisms/instruments/united-nations-millennium-declaration>, accessed 08.08.2023.
- [89] —, “General Assembly: A/RES/65/1: Resolution adopted by the General Assembly on 22 September 2010: Keeping the promise: United to achieve the Millennium Development Goals,” 2010, [Online], <https://digitallibrary.un.org/record/692292>, accessed 07.12.2023.
- [90] —, *Millenniums-Entwicklungsziele: Bericht 2015*. New York: United Nations, 2015.
- [91] D. Eisermann, *Die Politik Der Nachhaltigen Entwicklung: Der Rio-Johannesburg-Prozess*. Bonn: InWEnt, 2003.
- [92] United Nations, “Bericht des Weltgipfels für nachhaltige Entwicklung: Johannesburg (Südafrika), 26. August - 4. September 2002:

- (auszugsweise Übersetzung) A/CONF.199/20,” 2002, [Online], https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Nachhaltige_Entwicklung/johannesburg_declaration.pdf, accessed 04.07.2023.
- [93] Europäische Union, “Übereinkommen von Paris: Übersetzung: Amtsblatt der Europäischen Union L282/4,” 2016, [Online], [https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:22016A1019\(01\)](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:22016A1019(01)), accessed 07.07.2023.
- [94] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, “COP24 - UN-Klimakonferenz,” [Online], <https://www.bmu.de/cop24/>, accessed 11.07.2019.
- [95] A. Kögel and N. Liebetrau, “Greta Thunberg, 15: Mein Appell an die Welt,” *Tagesspiegel Online*, Dec. 2018, [Online], <https://www.tagesspiegel.de/berlin/klimaaktivistin-greta-thunberg-15-mein-appell-an-die-welt/23779892.html>, accessed 11.07.2019.
- [96] Fridays for Future, “About - FridaysForFuture,” [Online], <https://www.fridaysforfuture.org/about>, accessed 11.07.2019.
- [97] Publikations-Verantwortungsteam der Scientists for Future Bewegung Deutschland (GbR), “Initiale Stellungnahme,” [Online], <https://de.scientists4future.org/ueber-uns/stellungnahme/>, accessed 24.07.2023.
- [98] United Nations, “We can end poverty: Millennium Development Goals and beyond 2015,” [Online], <https://www.un.org/millenniumgoals/stats.shtml>, accessed 07.11.2023.
- [99] —, *Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies*, 3rd ed. New York: United Nations, 2007.
- [100] —, “CSD indicators of sustainable development – 3rd edition,” [Online], <https://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/factsheet.pdf>, accessed 16.10.2019.
- [101] —, “SDG indicators: Global indicator framework for the Sustainable Development Goals and targets of the 2030 Agenda for Sustainable Development,” [Online], <https://unstats.un.org/sdgs/indicators/indicators-list>, accessed 02.08.2023.
- [102] —, “Global indicator framework for the Sustainable Development Goals and targets of the 2030 Agenda for Sustainable Development: A/RES/71/313: E/CN.3/2018/2: E/CN.3/2019/2,” 2017, [Online], https://unstats.un.org/sdgs/indicators/Global%20Indicator%20Framework%20after%202019%20refinement_Eng.pdf, accessed 17.10.2019.
- [103] European Commission, “COM(2016) 739 final: Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen: Auf dem Weg in eine nachhaltige Zukunft: Europäische Nachhaltigkeitspolitik SWD(2016) 390 final,” Straßburg, 2016, [Online], <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:52016DC0739&from=EN>, accessed 21.10.2019.

- [104] EUROSTAT, *Sustainable Development in the European Union: Monitoring Report on Progress towards the SDGS in an EU Context: 2017 Edition*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2017, [Online], <https://publications.europa.eu/de/publication-detail/-/publication/deefb5bfe3a5-11e7-9749-01aa75ed71a1/language-en/format-PDF/source-69683979>, accessed 21.10.2019.
- [105] European Commission, “EU SDG Indicator Set: Final version of 28 april 2017 as agreed with Commission Services, which received a favourable opinion by the European Statistical System Committee at its meeting of 17-18 may 2017: Indicators for monitoring the Sustainable Development Goals (SDGs) in an EU Context,” May 2017.
- [106] Bundesregierung Deutschland, “Perspektiven für Deutschland: Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung,” 2002, [Online], <https://www.nachhaltigkeit.info/media/1326188329phpYJ8KrU.pdf>, accessed 21.10.2019.
- [107] —, *Fortschrittsbericht 2004 Perspektiven für Deutschland: Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung*, Presse- und Informationsamt der Bundesregierung Deutschland, Ed., Berlin, 2004, [Online], https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Strategien_Bilanzen_Gesetze/nachhaltigkeit_fortschrittsbericht_2004.pdf, accessed 05.07.2023.
- [108] DESTATIS, “Indikatorenberichte zur nationalen Nachhaltigkeitsstrategie 2006 bis 2014: Nachhaltigkeitsindikatoren,” [Online], <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Nachhaltigkeitsindikatoren/Publikationen/nationale-nachhaltigkeitsstrategie.html>, accessed 21.10.2019.
- [109] Bundesregierung Deutschland, “Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie: Neuauflage 2016,” Berlin, 2016, [Online], <https://www.bundesregierung.de/resource/blob/975292/730844/3d30c6c2875a9a08d364620ab7916af6/deutsche-nachhaltigkeitsstrategie-neuauflage-2016-download-bpa-data.pdf?download=1>, accessed 21.10.2019.
- [110] R. Renzoni, A. Germain, and S. Lassaux, “Life Cycle Assessment of Water: From the pumping station to the wastewater treatment plant (9 pp),” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 12, no. 2, pp. 118–126, 2007, <http://dx.doi.org/10.1065/lca2005.12.243>.
- [111] C. Remy, U. Mieke, B. Lesjean, and C. Bartholomäus, “Comparing environmental impacts of tertiary wastewater treatment technologies for advanced phosphorus removal and disinfection with life cycle assessment,” *Water Science & Technology*, vol. 69, no. 8, pp. 1742–1750, 2014, <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2014.087>.
- [112] C. Remy, “Life cycle assessment and life cycle costing of tertiary treatment schemes: Project acronym: OXERAM: Deliverable number 6.2,” Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH, Berlin, 2013.

- [113] A. Dixon, M. Simon, and T. Burkitt, “Assessing the environmental impact of two options for small-scale wastewater treatment: Comparing a reedbed and an aerated biological filter using a life cycle approach,” *Ecological Engineering*, vol. 20, no. 4, pp. 297–308, 2003, [http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574\(03\)00007-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574(03)00007-7).
- [114] B. J. H. Ng, J. Zhou, A. Giannis, V. W.-C. Chang, and J.-Y. Wang, “Environmental life cycle assessment of different domestic wastewater streams: Policy effectiveness in a tropical urban environment,” *Journal of Environmental Management*, vol. 140, pp. 60–68, 2014, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.052>.
- [115] X. Xue, T. Hawkins, M. Schoen, J. Garland, and N. Ashbolt, “Comparing the Life Cycle Energy Consumption, Global Warming and Eutrophication Potentials of Several Water and Waste Service Options,” *Water*, vol. 8, no. 4, p. 154, 2016, <http://dx.doi.org/10.3390/w8040154>.
- [116] A. Amini, Y. Kim, J. Zhang, T. Boyer, and Q. Zhang, “Environmental and economic sustainability of ion exchange drinking water treatment for organics removal,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 104, pp. 413–421, 2015, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.056>.
- [117] R. Harder, G. M. Peters, S. Molander, N. J. Ashbolt, and M. Svanström, “Including pathogen risk in life cycle assessment: The effect of modeling choices in the context of sewage sludge management,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 21, no. 1, pp. 60–69, 2016, <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-015-0996-2>.
- [118] S. L. Tang, C. L. Wong, and K. V. Ellis, “An Optimization Model for the Selection of Wastewater and Sludge Treatment Alternatives,” *Water and Environment Journal*, vol. 11, no. 1, pp. 14–20, 1997, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1747-6593.1997.tb00083.x>.
- [119] D. Hellström, U. Jeppsson, and E. Kärrman, “A framework for systems analysis of sustainable urban water management,” *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 20, no. 3, pp. 311–321, 2000, [http://dx.doi.org/10.1016/S0195-9255\(00\)00043-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0195-9255(00)00043-3).
- [120] C. Steinberg, B. Weigert, K. Möller, and M. Jekel, *Nachhaltige Wasserwirtschaft: Entwicklung eines Bewertungs- und Prüfsystems*. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2002.
- [121] A. J. Balkema, “Sustainable wastewater treatment: Developing a methodology and selecting promising systems,” Ph.D. dissertation, Technische Universiteit Eindhoven, Eindhoven, 2003, <http://dx.doi.org/10.6100/IR568850>.
- [122] U. Palme, M. Lundin, A.-M. Tillman, and S. Molander, “Sustainable development indicators for wastewater systems – researchers and indicator users in a co-operative case study,” *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 43, no. 3, pp. 293–311, 2005, <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2004.06.006>.
- [123] L. Egle, H. Rechberger, and M. Zessner, “Endbericht Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser,” Institut für Wassergüte, Ressourcenmana-

- gement und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 2014, [Online], https://iwr.tuwien.ac.at/fileadmin/mediapool-wasserguete/Projekte/Phosphor/Phosphorr%C3%BCckgewinnung_aus_dem_Abwasser_Endbericht_6.3.14.pdf, accessed 30.07.2020.
- [124] European Commission, “P-Rex - Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency,” 2017, [Online], <https://cordis.europa.eu/project/id/308645>, accessed 10.08.2023.
- [125] C. Kabbe, “Project Final Report: P-Rex: Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency,” Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH, Berlin, [Online], <https://cordis.europa.eu/docs/results/308/308645/final1-p-rex-final-report-final.pdf>, accessed 17.07.2019.
- [126] T. Popovic and A. Kraslawski, “Quantitative Indicators of Social Sustainability and Determination of Their Interdependencies. Example Analysis for a Wastewater Treatment Plant,” *Periodica Polytechnica Chemical Engineering*, vol. 62, no. 2, pp. 224–235, 2018, <http://dx.doi.org/10.3311/PPch.10526>.
- [127] H. Mohammadifardi, M. A. Knight, and A. A. Unger, “Sustainability Assessment of Asset Management Decisions for Wastewater Infrastructure Systems—Development of a System Dynamic Model,” *Systems*, vol. 7, no. 2, p. 26, 2019, <http://dx.doi.org/10.3390/systems7020026>.
- [128] L. Benavides, T. Avellán, S. Caucci, A. Hahn, S. Kirschke, and A. Müller, “Assessing Sustainability of Wastewater Management Systems in a Multi-Scalar, Transdisciplinary Manner in Latin America,” *Water*, vol. 11, no. 2, p. 249, 2019, <http://dx.doi.org/10.3390/w11020249>.
- [129] A. Padilla-Rivera, J. M. Morgan-Sagastume, and L. P. Güereca-Hernández, “Sustainability Assessment of Wastewater Systems: An Environmental and Economic Approach,” *Journal of Environmental Protection*, vol. 10, no. 2, pp. 241–259, 2019, <http://dx.doi.org/10.4236/jep.2019.102014>.
- [130] J. Straub, D. Hehenberger-Risse, and J. Hofmann, “Sustainable use of sewage sludge in regions with a low population density,” in *Proceedings of the European Biomass Conference and Exhibition*, Lisboa, 2019, pp. 108–111.
- [131] Landkreis Tirschenreuth, “Aktuelle Einwohnerzahlen,” [Online], <https://www.kreis-tir.de/landkreis-tirschenreuth/landkreis-infos/statistik/bevoelkerungszahlen/aktuelle-einwohnerzahlen/>, accessed 27.08.2020.
- [132] Bayerisches Landesamt für Statistik, “Regionalisierte Bevölkerungsvorausberechnung für Bayern bis 2041: Demographisches Profil für den Landkreis Tirschenreuth: Beiträge zur Statistik Bayerns, Heft 555,” Fürth, 2023, [Online], https://www.statistik.bayern.de/mam/statistik/gebiet_bevoelkerung/demographischer_wandel/demographische_profile/09377.pdf, accessed 11.08.2023.
- [133] Zweckverband IKom Stiftland, “IKom Stiftland - interkommunaler Zweckverband,” [Online], <https://www.ikomstiftland.de/>, accessed 27.08.2020.

- [134] Zweckverband Steinwald-Allianz, “Steinwald-Allianz - Über uns,” [Online], <https://www.steinwald-allianz.de/ueber-uns>, accessed 25.07.2023.
- [135] Chevak a.s., “Kanalizace, Mapa územní působnosti (Karte des territorialen Geltungsbereichs),” [Online], <https://www.chevak.cz/sluzby/kanalizace/>, accessed 06.07.2023.
- [136] A. Bjørn, M. Owsianiak, A. Laurent, S. I. Olsen, A. Corona, and M. Z. Hauschild, “Scope Definition,” in *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*, M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, and S. I. Olsen, Eds. 1st ed., Cham, Switzerland: Springer, 2018.
- [137] M. Goedkoop and R. Spriensma, *The Eco-indicator 99: A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment: Methodology Report: Nr. 1999/36A*, 3rd ed., PRé Consultants B.V., Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Amersfoort, Netherlands, 2001, [Online], https://www.researchgate.net/publication/247848113_The_Eco-Indicator_99_A_Damage_Oriented_Method_for_Life_Cycle_Impact_Assessment, accessed 11.06.2020.
- [138] H. Wenzel, M. Hauschild, and L. Alting, *Environmental Assessment of Products: Volume 1: Methodology, Tools and Case Studies in Product Development*. London: Chapman & Hall, 1997.
- [139] M. Hauschild and J. Potting, “Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment - the EDIP2003 methodology,” Institute for Product Development, Technical University of Denmark, Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency, 2005, [Online], <https://www2.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-579-4/pdf/87-7614-580-8.pdf>, accessed 09.07.2020.
- [140] B. Steen, “The EPS 2015d impact assessment method - an overview,” Chalmers University of Technology, Swedish Life Cycle Center, Göteborg, Sweden, 2015, [Online], https://www.lifecyclecenter.se/wp-content/uploads/2015_05-The-EPS-2015d-impact-assessment-method.pdf, accessed 19.06.2020.
- [141] N. Itsubo and A. Inaba, “A new LCIA method: LIME has been completed,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, no. 5, p. 305, 2003, <http://dx.doi.org/10.1007/BF02978923>.
- [142] N. Itsubo, M. Sakagami, K. Kuriyama, and A. Inaba, “Statistical analysis for the development of national average weighting factors—visualization of the variability between each individual’s environmental thoughts,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 17, no. 4, pp. 488–498, 2012, <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0379-x>.
- [143] A. Inaba and N. Itsubo, “Preface,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 23, no. 12, pp. 2271–2275, 2018, <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-018-1545-6>.
- [144] R. Frischknecht, R. Steiner, and N. Jungbluth, “The Ecological Scarcity Method - Eco-Factors 2006. A method for impact assessment in LCA. Environmental studies no. 0906,” Fe-

- deral Office for the Environment, Bern, 2009, [Online], https://www.researchgate.net/publication/309630158_The_Ecological_Scarcity_Method_-_Eco-Factors_2006_A_method_for_impact_assessment_in_LCA, accessed 23.06.2020.
- [145] J. C. Bare, G. A. Norris, D. W. Pennington, and T. McKone, “TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts,” *Journal of Industrial Ecology*, vol. 6, no. 3-4, pp. 49–78, 2003.
- [146] J. C. Bare and U.S. Environmental Protection Agency, “Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts (TRACI): TRACI version 2.1: User’s Guide: EPA/600/R-12/554,” Cincinnati, 2012, [Online], <https://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P100HN53.pdf>, accessed 23.06.2020.
- [147] M. Huijbregts, U. Thissen, J. B. Guinée, T. Jager, D. Kalf, D. van de Meent, A. Ragas, A. Wegener Sleeswijk, and L. Reijnders, “Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES–LCA,” *Chemosphere*, vol. 41, no. 4, pp. 541–573, 2000, [http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00030-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00030-8).
- [148] European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General Guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance: EUR 24708 EN*, 1st ed. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010.
- [149] —, *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context: EUR 24571 EN*, 1st ed. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2011.
- [150] —, *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Analysis of Existing Environmental Impact Assessment Methodologies for Use in Life Cycle Assessment: Background Document*, 1st ed., 2010.
- [151] —, *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators: EUR 24586 EN*, 1st ed. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010.
- [152] F. Consoli, D. Allen, I. Boustead, J. Fava, W. Franklin, Jensen, Allan, A., N. de Oude, R. Parrish, R. Perriman, D. Postlethwaite, B. Quay, J. Séguin, and B. Vigon, Eds., *Guidelines for Life-Cycle Assessment: A Code of Practice*, 1st ed. Brussels: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1993.
- [153] *Kumulierter Energieaufwand (KEA): Begriffe, Berechnungsmethoden: VDI 4600*. Verein Deutscher Ingenieure e.V., Berlin: Beuth Verlag, Jan. 2012.
- [154] J. Penman, M. Gytarsky, T. Hiraishi, W. Irving, and T. Krug, *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Overview*. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006.

- [155] E. C. Buendia, S. Guendehou, B. Limmeechokchai, R. Pipatti, Y. Rojas, R. Sturgiss, K. Tanabe, T. Wirth, D. Romano, J. Witi, A. Garg, M. Weitz, M., C. Bofeng, D. A. Ottinger, H. Dong, J. D. MacDonald, S. M. Ogle, M. T. Rocha, M. J. Sanz Sanchez, D. M. Bartram, and S. Towprayoon, *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Overview*. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2019.
- [156] Bayerischer Landtag, “Kommunalabgabengesetz (KAG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 4. April 1993 (GVBl. S. 264, BayRS 2024-1-I), das zuletzt durch § 1 des Gesetzes vom 19. Februar 2021 (GVBl. S. 40) geändert worden ist.”
- [157] Parlament der Tschechischen Republik, “274 Zákon ze dne 10. července 2001 o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), (Gesetz vom 10. Juli 2001 über die Wasserversorgung und die Abwasserentsorgung für den öffentlichen Gebrauch und zur Änderung bestimmter Gesetze),” [Online], <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-274>, accessed 25.03.2021.
- [158] K. Falkner, Chevak Cheb a.s., personal communication, Mar. 2021.
- [159] —, “Vyhodnocení kalkulací za rok 2016 chebsko (Auswertung der Berechnungen für 2016),” Cheb, 2017, personal communication, Mar. 2021.
- [160] Deutscher Bundestag, “Klärschlammverordnung vom 15. April 1992 (BGBl. I S. 912), die zuletzt durch Artikel 19 des Gesetzes vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542) geändert worden ist.”
- [161] —, “Klärschlammverordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465), die zuletzt durch Artikel 137 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328) geändert worden ist.”
- [162] —, “Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 5 des Gesetzes vom 3. Juli 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 176) geändert worden ist.”
- [163] C. Brey, Betriebsleiter Emter GmbH, Altenstadt, “Ascheanalysen aus 2016, Analysenberichte Bioverfahrenstechnik und Umweltanalytik GmbH,” personal communication, Mar. 2022.
- [164] —, “Ammoniumsulfatlösung aus 2016, Sicherheitsdatenblatt,” personal communication, Mar. 2022.
- [165] Bayerisches Landesamt für Umwelt, “Emissionsjahresbericht: Emter GmbH, Altenstadt,” [Online], https://www.lfu.bayern.de/_data_extern/abfall/alle_behandlungsanlagen/sk_e_altenstadt.pdf, accessed 11.02.2022.
- [166] Umweltbundesamt, “Über Thru.de,” [Online], <https://thru.de/thrude/ueberthrude/>, accessed 07.08.2023.
- [167] Statistische Ämter des Bundes und der Länder, “Regionaldatenbank Deutschland: Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation - Stichtage - regionale Tiefe: Kreise und krfr. Städte - Stichtag 30.06.2016: Ergeb-

- nis 32212-01-01-4,” Datenlizenz Deutschland Version 2.0, [Online], <https://www.regionalstatistik.de/genesis/online>, accessed 20.02.2023.
- [168] Czech Statistical Office, “Public database: Population - municipalities selected territory - Population at 1.7. Period: Year 2016,” vdb 2.1.84, [Online], https://vdb.czso.cz/vdbvo2/faces/en/index.jsf?page=vystup-objekt&pvo=DEM15&z=T&f=TABULKA&skupId=3830&katalog=33155&pvo=DEM15&pvokc=101&pvoch=40428&c=v3~3__RP2016, accessed 20.02.2023.
- [169] EUROSTAT, “Water use by supply category and economical sector [env_wat_cat]: Annual – Million cubic metres – Public water supply – Households,” Database license: ODbL, [Online], https://db.nomics.world/Eurostat/env_wat_cat?dimensions=%7B%22geo%22%3A%5B%22DE%22%2C%22CZ%22%5D%2C%22wat_proc%22%3A%5B%22PWS%22%5D%2C%22FREQ%22%3A%5B%22A%22%5D%2C%22nace_r2%22%3A%5B%22EP_HH%22%5D%7D, accessed 15.06.2023.
- [170] —, “Statistics: Population on 1 January by age and sex: Online data code: demo_pjan,” CC BY 4.0, [Online], https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/DEMO_PJAN/default/table?lang=en, accessed 15.06.2023.
- [171] —, “Statistics: Annual net earnings: Online data code: EARN_NT_NET__custom_6558362: Single person without children earning 100% of the average earning,” CC BY 4.0, [Online], https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/EARN_NT_NET__custom_6558362/default/table?lang=en, accessed 15.06.2023.
- [172] *Microsoft Excel*, (2016), Microsoft Corporation.
- [173] G. van Rossum and J. de Boer, “Interactively testing remote servers using the Python programming language,” *CWI Quarterly*, vol. 4, no. 4, pp. 283–304, 1991.
- [174] W. McKinney, “Data Structures for Statistical Computing in Python,” in *Proceedings of the 9th Python in Science Conference*, 2010, pp. 56–61, <http://dx.doi.org/10.25080/Majora-92bf1922-00a>.
- [175] *Pandas-Dev/Pandas: Pandas v1.4.3*, (2022), The pandas development team, Zenodo, [Online], <https://doi.org/10.5281/zenodo.3509134>, accessed 21.07.2022.
- [176] F. Nelli, *Python Data Analytics: Data Analysis and Science Using Pandas, Matplotlib and the Python Programming Language*. New York: Apress, 2015.
- [177] *Json — JSON Encoder and Decoder*, (2023), Python Software Foundation, [Online], <https://docs.python.org/3/library/json.html>, accessed 21.11.2023.
- [178] G. Harrison and M. Harrison, *MongoDB Performance Tuning: Optimizing MongoDB Databases and Their Applications*. Berkeley: Apress, 2021.
- [179] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., “Wirtschaftsdaten der Abwasserbeseitigung: Ergebnis-

- se einer in 2013 durchgeführten gemeinsamen Umfrage der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) und des Deutschen Städtetages sowie des Deutschen Städte- und Gemeindebundes: Ausgabe 2014,” Hennef, 2014, [Online], https://de.dwa.de/files/_media/content/03_THEMEN/Wirtschaft/DWA_Wirtschaftsdaten_2013_fin.pdf, accessed 17.09.2020.
- [180] A.-M. Tillman, M. Svingby, and H. Lundström, “Life cycle assessment of municipal waste water systems,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 3, no. 3, pp. 145–157, 1998, <http://dx.doi.org/10.1007/BF02978823>.
- [181] R. H. C. Emmerson, G. K. Morse, J. N. Lester, and D. R. Edge, “The Life-Cycle Analysis of Small-Scale Sewage-Treatment Processes,” *Water and Environment Journal*, vol. 9, no. 3, pp. 317–325, 1995.
- [182] Z. Zhang and F. Wilson, “Life-Cycle Assessment of a Sewage-Treatment Plant in South-East Asia,” *Water and Environment Journal*, vol. 14, no. 1, pp. 51–56, 2000, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1747-6593.2000.tb00226.x>.
- [183] M. A. Curran, Ed., “Goal and Scope Definition in Life Cycle Assessment,” in *LCA Compendium - The Complete World of Life Cycle Assessment*, W. Klöpffer and M. A. Curran, Eds. Dordrecht: Springer, 2017, <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-024-0855-3>.
- [184] ifu Hamburg GmbH, *Umberto (®) LCA+ (V10): User Manual DocVersion: 3.55*, Hamburg, 2017.
- [185] B. P. Weidema, C. Bauer, R. Hischer, C. Mutel, T. Nemecek, J. Reinhard, C. O. Vadenbo, and G. Wernet, “Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1(v3),” the ecoinvent Centre, St. Gallen, 2013, [Online], https://ecoinvent.org/wp-content/uploads/2021/09/dataqualityguideline_ecoinvent_3_20130506.pdf, accessed 28.10.2021.
- [186] D. Bartram, Short M. D., Y. Ebie, J. Farkaš, C. Gueguen, G. M. Peters, N. M. Zanzottera, and M. Karthik, *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 5: Waste: Chapter 6: Wastewater Treatment and Discharge*. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2019.
- [187] *Arbeitsblatt DWA-A 202: Chemisch-physikalische Verfahren Zur Elimination von Phosphor Aus Abwasser*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2011.
- [188] DWA-Landesverband Bayern, Kanal- und Kläranlagen-Nachbarschaften, “DWA-Leistungsvergleich, Anlage mit Vorklärung 2022,” [Online], https://www.dwa-bayern.de/files/_media/content/PDFs/LV_Bayern/5%20Nachbarschaften/Leistungsvergleich%202022_Anlage%20mit%20VK.xls, accessed 06.07.2023.
- [189] T. Gehring, E. Deineko, I. Hobus, G. Kolisch, M. Lübken, and M. Wichern, “Effect of sewage sampling frequency on determination of design parameters for

- municipal wastewater treatment plants,” *Water Science & Technology*, vol. 84, no. 2, pp. 284–292, 2021, <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2020.588>.
- [190] I. Hobus, T. Gehring, E. Deineko, M. Wichern, and G. Kolisch, “Belastungsermittlung für die Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen nach dem Arbeitsblatt DWA-A 131,” *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, vol. 69, no. 3, pp. 207–214, 2022.
- [191] *Arbeitsblatt DWA-A 198: Ermittlung von Bemessungswerten Für Abwasseranlagen: Entwurf*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2022.
- [192] Deutscher Verband Flüssiggas e. V, “Informationsblatt zu chemisch-physikalischen Eigenschaften der Flüssiggase Propan und Butan: Zahlen und Kennwerte zusammengestellt vom DVFG e.V.” Berlin, 2019, [Online], https://www.dvfg.de/fileadmin/user_upload/downloads/technische-merkblaetter/Factsheet_Fluessiggas_2019-10-14.pdf, accessed 20.10.2021.
- [193] HuD-Handels- und Dienstleistungsgesellschaft mbh Halle, “Energielexikon: Dichte: Dichte verschiedener Mineralölprodukte und von Rohöl in kg/l,” [Online], https://www.brennstoffhandel.de/index.php?content=lexikon&cs_go=3&cs_id=47, accessed 10.12.2021.
- [194] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, “Umrechnung,” [Online], https://www.abfall-nrw.de/abanda/help/1_umrechnung.htm, accessed 21.10.2021.
- [195] A. Dünnebeil, PONDUS Verfahrenstechnik GmbH, “Schlamm-dichte,” [Online], <http://www.pondus-verfahren.de/tabellen1-schlamm-dichte-tr-gv.pdf>, accessed 22.02.2022.
- [196] W. Branner, “Rohrengutanfall und Rechengutentsorgungswege in Deutschland,” *Sonderdruck aus Korrespondenz Abwasser, Abfall*, vol. 60, no. 4, pp. 310–125, 2013.
- [197] M. Kuhn and H. Gregor, “Rechengutanfall und -qualität,” *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, vol. 60, no. 1, pp. 30–36, 2013.
- [198] Bayerisches Landesamt für Umwelt, “Abfälle aus Abwasserbehandlungsanlagen - Aufslagenvorschläge für eine ordnungsgemäße und schadlose Entsorgung,” Augsburg, 2018, [Online], https://www.lfu.bayern.de/abfall/klaerschlamms/doc/abfaelle_abwasser.pdf, accessed 24.02.2021.
- [199] DESTATIS, “Umwelt Abfallentsorgung 2016: Fachserie 19 Reihe 1: Korrektur der Ausgabe vom 27.06.2018,” 2019, [Online], https://www.statistischebibliothek.de/mir/receive/DEHeft_mods_00077670, accessed 24.02.2021.
- [200] Bayerisches Landesamt für Umwelt, “Hausmüll in Bayern: Bilanzen 2016: Informationen aus der Abfallwirtschaft,” Augsburg, 2017, [Online], <https://www.abfallbilanz.bayern.de/index.asp>, accessed 26.02.2021.

- [201] Zweckverband Müllverwertung Schwandorf, “Zahlen Daten Fakten 2020: Die Jahresdaten des Müllkraftwerkes Schwandorf im Überblick,” Schwandorf, [Online], <https://www.z-m-s.de/muellkraftwerk/index.html>, accessed 06.01.2022.
- [202] W. Gujer, *Siedlungswasserwirtschaft*, 3rd ed. Berlin/Heidelberg: Springer, 2007.
- [203] Bayerisches Landesamt für Umwelt, “Atlas der stationären Bodenbehandlungsanlagen in Bayern: Interaktive Karte,” [Online], https://www.lfu.bayern.de/abfall/atlas_bodenbehandlungsanlagen/atlas/index.htm, accessed 26.02.2021.
- [204] Deutscher Bundestag, “Abfallverzeichnis-Verordnung vom 10. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3379), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 30. Juni 2020 (BGBl. I S. 1533) geändert worden ist.”
- [205] Wilhelm Geiger GmbH & Co. KG, “AVV Liste Regenstauf,” [Online], <https://a.storyblok.com/f/167299/x/9f8fc35f77/avv-liste-regenstauf.pdf>, accessed 02.08.2023.
- [206] —, “Bodenbehandlungsanlage Regenstauf,” [Online], <https://www.geigergruppe.com/de-de/leistungen/entsorgung/leistungen/?showLayer=anlage-regenstauf>, accessed 02.08.2023.
- [207] Bayerisches Landesamt für Umwelt, “Atlas der stationären Bodenbehandlungsanlagen in Bayern: Bodenbehandlungsanlage Firma Wilhelm Geiger GmbH & Co. KG, Regenstauf,” 2022, [Online], https://www.lfu.bayern.de/abfall/atlas_bodenbehandlungsanlagen/atlas/doc/regenstauf.pdf, accessed 02.08.2023.
- [208] —, “Verfahren zur Behandlung von Böden,” [Online], https://www.lfu.bayern.de/abfall/atlas_bodenbehandlungsanlagen/verfahren/index.htm, accessed 04.03.2021.
- [209] M. Kranert, *Einführung in die Abfallwirtschaft*, 4th ed., K. Cord-Landwehr, Ed. Wiesbaden: Vieweg + Teubner, 2010.
- [210] Landkreis Tirschenreuth, “Deponie: Abfallwirtschaftszentrum Tirschenreuth: Reststoffdeponie Steinmühle,” [Online], <https://www.awz-tir.de/deponie>, accessed 12.12.2023.
- [211] Landkreis Tirschenreuth - Abt. Bauwesen/Abfallwirtschaft – Sachgebiet 45, “Reststoffdeponie Steinmühle: Jahresbericht 2016 (Kurzfassung),” Tirschenreuth, 2017.
- [212] *Merkblatt DWA-M 350: Aufbereitung von Synthetischen Polymeren Flockungsmitteln Zur Klärschlammkonditionierung*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2014.
- [213] A. Behnke, A. Böhnhardt, B. M. Bussian, K. Blondzik, U. Dauert, P. Gärtner, E. Giese, K. Juhrich, R. Konietzka, G. Knetsch, C. Markard, A. Minkos, H. Moriske, S. Plickert, U. Pirntke, M. Rappolder, S. Schmidt, C. Schroeter-Kermani, and J. Utermann, *Dioxine und dioxinähnliche PCB in Umwelt und Nahrungsketten*, Umweltbundesamt, Ed., Dessau-Roßlau, 2014, [Online],

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/hgp_dioxine_entwurf_25.04.2014_grau-ocker.pdf, accessed 05.07.2023.

- [214] Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt, “Umrechnungsfaktoren einzelner Nährstoffe nach Element oder Bindungsform,” 2019, [Online], https://llg.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LLFG/Dokumente/04_themen/pfl_ernaehr_duengung/Richtwerte/2019_rw_tab32.pdf, accessed 09.03.2022.
- [215] K. Hergoualc’h, H. Akiyama, Bernoux, N. Chirinda, A. del Prado, A. Kasimir, J. D. MacDonald, S. M. Ogle, K. Regina, and T. J. van der Weerden, *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use: Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application*. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2019.
- [216] E. Stehfest and L. Bouwman, “N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: Summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions,” *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 74, no. 3, pp. 207–228, 2006, <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-006-9000-7>.
- [217] J. van Lent, K. Hergoualc’h, and L. V. Verchot, “Reviews and syntheses: Soil N₂O and NO emissions from land use and land-use change in the tropics and subtropics: A meta-analysis,” *Biogeosciences*, vol. 12, no. 23, pp. 7299–7313, 2015, <http://dx.doi.org/10.5194/bg-12-7299-2015>.
- [218] P. Grace, I. Shcherbak, B. Macdonald, C. Scheer, and D. Rowlings, “Emission factors for estimating fertiliser-induced nitrous oxide emissions from clay soils in Australia’s irrigated cotton industry,” *Soil Research*, vol. 54, no. 5, pp. 598–603, 2016, <http://dx.doi.org/10.1071/SR16091>.
- [219] T. Van Der Weerden, N. Cox, J. Luo, H. Di, A. Podolyan, R. Phillips, S. Sagar, C. De Klein, P. Ettema, and G. Rys, “Refining the New Zealand nitrous oxide emission factor for urea fertiliser and farm dairy effluent,” *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 222, pp. 133–137, 2016, <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.007>.
- [220] F. Albanito, U. Lebender, T. Cornulier, T. B. Sapkota, F. Brentrup, C. Stirling, and J. Hillier, “Direct Nitrous Oxide Emissions From Tropical And Sub-Tropical Agricultural Systems - A Review And Modelling Of Emission Factors,” *Scientific Reports*, vol. 7, 2017, <http://dx.doi.org/10.1038/srep44235>.
- [221] M. L. Cayuela, E. Aguilera, A. Sanz-Cobena, D. C. Adams, D. Abalos, L. Barton, R. Ryals, W. L. Silver, M. A. Alfaro, V. A. Pappa, P. Smith, J. Garnier, G. Billen, L. Bouwman, A. Bondeau, and L. Lassaletta, “Direct nitrous oxide emissions in Mediterranean climate cropping systems: Emission factors based on a meta-analysis of available measurement data,” *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 238, pp. 25–35, 2017, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.006>.

- [222] S. Liu, F. Lin, S. Wu, C. Ji, Y. Sun, Y. Jin, S. Li, Z. Li, and J. Zou, “A meta-analysis of fertilizer-induced soil NO and combined NO+N₂O emissions,” *Global Change Biology*, vol. 23, no. 6, pp. 2520–2532, 2017, <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13485>.
- [223] P. Rochette, B. C. Liang, D. Pelster, O. Bergeron, R. Lemke, R. Kroebel, D. MacDonald, W. Yan, and C. Flemming, “Soil nitrous oxide emissions from agricultural soils in Canada: Exploring relationships with soil, crop and climatic variables,” *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 254, pp. 69–81, 2018, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.021>.
- [224] LAV Technische Dienste GmbH & Co. KG, “Annahme und Entsorgung – LAV Erdenwerk,” [Online], <http://www.lav-erdenwerk.de/annahme/>, accessed 29.03.2022.
- [225] Deutscher Braunkohlen-Industrie-Verein e.V., “Braunkohlereviere: Mitteldeutsches Revier,” [Online], https://braunkohle.de/wp-content/uploads/2017/08/Revierkarte-MIBRAG-2020_August_quer.pdf, accessed 23.03.2022.
- [226] E. Eibisch, Geschäftsführer Eibisch Vererdungsanlage GmbH + Co. KG, Kemnath, “Besprechung Klärschlammverwertung,” personal communication, Jul. 2018.
- [227] —, “Klärschlammvererdung (Flyer),” 2018.
- [228] K. Breithaupt, “Klärschlammvererdung mit Schilf – Ökotechnische Entwässerung von kommunalem Klärschlamm in Österreich,” *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, vol. 63, no. 3-4, pp. a25–a26, 2011, <http://dx.doi.org/10.1007/s00506-011-0301-y>.
- [229] Bayerisches Landesamt für Umwelt, “Thermische Behandlungsanlagen für Klärschlämme,” [Online], https://www.lfu.bayern.de/abfall/ueberwachung_aba/klaerschlaemme/index.htm, 2021, accessed 13.12.2023.
- [230] —, “Emissionsjahresbericht: Gut Großlappen München,” [Online], https://www.lfu.bayern.de/_data_extern/abfall/alle_behandlungsanlagen/sk_e_mgrosslappen.pdf, accessed 10.02.2022.
- [231] A. Roskosch and P. Heidecke, *Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland*, Umweltbundesamt, Ed., Dessau-Roßlau, 2018, [Online], https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/2018_10_08_uba_fb_klaerschlam_bf_low.pdf, accessed 11.02.2022.
- [232] Emter GmbH, “Thermische Verwertung,” [Online], <https://emter-gmbh.de/termverwertung.html>, accessed 11.02.2022.
- [233] J. Emter, Geschäftsführer Emter GmbH, Altenstadt, “Besichtigung der thermischen Verwertung,” personal communication, May 2019.
- [234] —, “Besprechung Klärschlammverbrennungsanlage,” personal communication, Feb. 2022.

- [235] B. Johnke, *Background Paper: Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories: Emissions from Waste Incineration*. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2000.
- [236] S. Towprayoon, S. Kim, E. Jeon, T. Ishigaki, and S. N. Amadou, *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 5: Waste: Chapter 5: Incineration and Open Burning of Waste*. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2019.
- [237] G. H. S. Guendehou, M. Koch, L. Hockstad, R. Pipatti, and M. Yamada, *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 5: Waste: Chapter 5: Incineration and Open Burning of Waste*. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006.
- [238] B. Johnke, "Emissionsberichterstattung / Inventarerstellung für das Jahr 2002," Umweltbundesamt, Berlin, 2003.
- [239] M. Löschau, "Abfallverbrennung als Emissionsquelle: Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zur gesamten Schadstoffemission in Deutschland ist gering," *ReSource*, no. 04, pp. 30–37, 2009.
- [240] Wacker Chemie AG, "Verwertung von mineralischen Abfällen als Versatz im Salzbergwerk Stetten: Creating Tomorrow's Solutions," Haigerloch-Stetten, [Online], <https://docplayer.org/11168946-Verwertung-von-mineralischen-abfaellen-als-versatz-im-salzbergwerk-stetten.html>, accessed 23.02.2022.
- [241] T. Hermann. and K. Goldau, *Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland*, 3rd ed. Berlin: Umweltbundesamt, 2004.
- [242] Lausitz Energie Kraftwerke AG and Lausitz Energie Bergbau AG, "Kraftwerk Lippendorf: LEAG," [Online], <https://www.leag.de/de/geschaeftsfelder/kraftwerke/kraftwerk-lippendorf/>, accessed 13.03.2022.
- [243] Umweltbundesamt, "Thru.de: LEAG Lausitz Energie Kraftwerke AG: Kraftwerk Lippendorf," [Online], https://thru.de/daten/suche/details/thru-form-backlink-id/429/thru-berichts-jahr/2016/thru-details-jahr/2016/thru-details-id/50030/thru-liste-id/603/?src__resultlist=suche-betriebe&rbObereinheit=1&betriebseinrichtung=&vertraulichkeit=2&plz=&ort=&haupttaetigkeit_schluesel=1&flusseinzugsgebiet_schluesel%5B0%5D=alle&flusseinzugsgebiet_schluesel%5B1%5D=100&flusseinzugsgebiet_schluesel%5B2%5D=950&flusseinzugsgebiet_schluesel%5B3%5D=500&flusseinzugsgebiet_schluesel%5B4%5D=300&flusseinzugsgebiet_schluesel%5B5%5D=700&flusseinzugsgebiet_schluesel%5B6%5D=600&flusseinzugsgebiet_schluesel%5B7%5D=200&flusseinzugsgebiet_schluesel%5B8%5D=961&flusseinzugsgebiet_schluesel%5B9%5D=965&flusseinzugsgebiet_schluesel%5B10%5D=400&eigentuemer_betreiber=&muttergesellschaft=&bs_00=&bs_01=&bs_02=&bs_03=&bs_04=&bs_05=&bs_06=&bs_07=&bs_08=&bs_09=&bs_10=&bs_11=&bs_12=&bs_13=&bs_14=14&bs_15=&bs_16=&branchengruppe=1&taetigkeit=&nace-name=&nace-schluesel=&schadstoffgruppen=&schadstoff=&ks_0=alle&ks

- _1=1&ks_2=2&ks_3=3&ks_4=&bms_0=alle&bms_1=1&bms_2=2&bms_3=3&rbFrachtBerechnung=1&at_1=&at_2=&staat=&cHash=9e321bb9bc7e5a5b2c0a36d4fe287e4e, accessed 13.03.2022.
- [244] DESTATIS, “Abfallwirtschaft,” [Online], https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Abfallwirtschaft/_inhalt.html, accessed 24.07.2023.
- [245] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, “Informationsportal zur Abfallbewertung - IPA: Abfallsteckbrief, 1001 Kraftwerke, Stand 25.06.2019: Sammlung und Entsorgung,” [Online], https://www.abfallbewertung.org/ipa/repgen.php?report=ipa&char_id=1001_Kraft&lang_id=de&avv=&synon=&kapitel=4>active=no, accessed 17.03.2022.
- [246] G. Boeing, “OSMnx: New methods for acquiring, constructing, analyzing, and visualizing complex street networks,” *Computers, Environment and Urban Systems*, vol. 65, pp. 126–139, 2017, <http://dx.doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2017.05.004>.
- [247] E. Gazoni and C. Clark, *Openpyxl - A Python library to read/write Excel 2010 xls/xlsx files*, (2021), [Online], <https://openpyxl.readthedocs.io/en/stable/>, accessed 10.04.2022.
- [248] Umweltbundesamt, “Eutrophierung,” [Online], <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/meere/nutzung-belastungen/eutrophierung#eutrophierung-was-bedeutet-das>, accessed 05.06.2023.
- [249] A. Hammer, H. Hammer, and K. Hammer, *Physikalische Formeln und Tabellen*, 8th ed. München: Lindauer, 2002.
- [250] K. Falkner, I. Korol, Chevak Cheb a.s., personal communication, Mar. 2018.
- [251] E. Saouter, F. Biganzoli, L. Ceriani, D. Versteeg, E. Crenna, L. Zampori, S. Sala, and R. Pant, *Environmental Footprint: Update of Life Cycle Impact Assessment Methods - Ecotoxicity Freshwater, Human Toxicity Cancer, and Non-Cancer: EUR 29495 EN: JRC114227*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2020, <http://dx.doi.org/10.2760/300987>.
- [252] United Nations Development Programme, “Sustainable Development Goals,” [Online], <https://www.undp.org/content/undp/en/home/sustainable-development-goals.html>, accessed 07.08.2019.
- [253] *Sustainable Cities and Communities — Indicators for City Services and Quality of Life, ISO 37120:2018(E)*, 2nd ed. Geneva (Switzerland): ISO copyright office, Jul. 2018.
- [254] United Nations Office for Disaster Risk Reduction, “Resilience,” [Online], <https://www.undrr.org/terminology/resilience>, accessed 27.09.2021.
- [255] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., “Resilienz im Hochwasser- und Starkregenrisikomanagement: Aufruf zur

- Mitarbeit Tehmenband,” [Online], <https://de.dwa.de/de/regelwerk-news-volltext/resilienz-im-hochwasser-und-starkregenrisikomanagement.html>, accessed 06.07.2023.
- [256] *Merkblatt DWA-M 103: Hochwasserschutz für Abwasseranlagen*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2013.
- [257] Bayerisches Landesamt für Umwelt, Ed., “Hochwasserrisikomanagement: Hochwassergefahren erkennen, Risiken bewerten, gemeinsam handeln,” Augsburg, 2019.
- [258] Bayerisches Landesamt für Umwelt, “Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten,” [Online], https://www.lfu.bayern.de/wasser/hw_risikomanagement_umsetzung/hwgk_hwrk/index.htm, accessed 13.12.2023.
- [259] Ministerstvo zemědělství and Ministerstvo životního prostředí, “24/2011 Sb. VYHLÁŠKA ze dne 2. února 2011 o plánech povodí a plánech pro zvládnání povodňových rizik ve znění vyhlášky č. 49/2014 Sb., vyhlášky č. 312/2015 Sb., vyhlášky č. 350/2016 Sb. (Verordnung über die Bewirtschaftung von Flusseinzugsgebieten und die Pläne für das Hochwasserrisikomanagement),” [Online], https://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/6A53F3FC298772DDC12578AA002E7AB7/%24file/V%2024_2011.pdf, accessed 05.07.2021.
- [260] Bayerisches Landesamt für Umwelt, “Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten zum Herunterladen,” [Online], https://www.lfu.bayern.de/wasser/hw_risikomanagement_umsetzung/hwgk_hwrk/download/index.htm, accessed 08.07.2021.
- [261] *Merkblatt DWA-M 119: Risikomanagement in der kommunalen Überflutungsvorsorge für Entwässerungssysteme bei Starkregen*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2016.
- [262] F. Kaspar, G. Müller-Westermeier, E. Penda, H. Mächel, K. Zimmermann, A. Kaiser-Weiss, and T. Deutschländer, “Monitoring of climate change in Germany – data, products and services of Germany’s National Climate Data Centre,” *Advances in Science and Research*, vol. 10, no. 1, pp. 99–106, 2013, <http://dx.doi.org/10.5194/asr-10-99-2013>.
- [263] G. Müller-Westermeier, *Numerisches Verfahren zur Erstellung klimatologischer Karten: Berichte des Deutschen Wetterdienstes 193*. Offenbach am Main: Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, 1995.
- [264] Chevak Cheb a.s., “Výroční zprávy 2016 (Jahresbericht 2016),” [Online], https://www.chevak.cz/wp-content/uploads/vyrocnizpravy/Chevak_VZ16_CZ_final_print.pdf, accessed 21.02.2023.
- [265] EUROSTAT, “Statistics: Euro/ECU exchange rates - annual data: Online data code: ert_bil_eur_a,” CC BY 4.0, [Online], https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ert_bil_eur_a/default/table?lang=en, accessed 15.06.2023.

- [266] Deutscher Bundestag, “Düngemittelverordnung vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 2. Oktober 2019 (BGBl. I S. 1414) geändert worden ist.”
- [267] Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Ed., *Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm: LfL-Information*, 3rd ed., Freising-Weihenstephan, 2021.
- [268] D. Hauck, personal communication, Nov. 2023.
- [269] D. Hehenberger-Risse, “Nachhaltigkeitsanalyse: Entwicklung verschiedener Nachhaltigkeitsindikatoren zur umwelttechnischen Analyse und Bewertung von Nahwärmeversorgungsnetzen auf Basis regenerativer Energien im Vergleich zu fossilen Energieträgern,” Ph.D. dissertation, Leuphana Universität Lüneburg, Lüneburg, 2013.
- [270] Bundesregierung Deutschland, “Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland in der im Bundesgesetzblatt Teil III, Gliederungsnummer 100-1, veröffentlichten bereinigten Fassung, das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 19. Dezember 2022 (BGBl. I S. 2478) geändert worden ist.”
- [271] Heinrich-Böll-Stiftung e.V., “Daseinsvorsorge - KommunalWiki,” [Online], <https://kommunalwiki.boell.de/index.php/Daseinsvorsorge>, accessed 22.11.2023.
- [272] Bayerisches Landesamt für Umwelt, Ed., *Umweltwissen: Schadstoffe: Spurenstoffe im Wasser*, 1st ed., Augsburg, 2016.
- [273] Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, “Spurenstoffe und vierte Reinigungsstufe für Kläranlagen,” [Online], <https://www.stmuv.bayern.de/themen/wasserwirtschaft/abwasser/spurenstoffe.htm>, accessed 02.11.2023.
- [274] Bundesregierung Deutschland, “Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung: Vom 27. September 2017: Bundesgesetzblatt Jahrgang 2017 Teil I Nr. 65, ausgegeben zu Bonn am 2. Oktober 2017: 3465.”
- [275] European Commission, “COM(2020) 474 final: Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen: Widerstandsfähigkeit der EU bei kritischen Rohstoffen: Einen Pfad hin zu größerer Sicherheit und Nachhaltigkeit abstecken,” Brüssel, 2020, [Online], <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:52020DC0474>, accessed 11.10.2023.
- [276] P. Hartmann, personal communication, Jan. 2023.
- [277] *Anaconda Navigator 2.2.0*, (2016), Anaconda, Inc.
- [278] C. R. Harris, K. J. Millman, S. J. Van Der Walt, R. Gommers, P. Virtanen, D. Cournapeau, E. Wieser, J. Taylor, S. Berg, N. J. Smith, R. Kern, M. Picus, S. Hoyer, M. H. Van Kerkwijk, M. Brett, A. Haldane, J. F. Del Río, M. Wiebe, P. Peterson, P. Gérard-Marchant, K. Sheppard, T. Reddy, W. Weckesser, H. Abbasi, C. Gohlke, and T. E. Oliphant, “Array programming with NumPy,” *Nature*, vol. 585, no. 7825, pp. 357–362, 2020, <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-020-2649-2>.

[279] *NumPy 1.23.0*, (2022), NumPy Developers, [Online], <https://numpy.org/doc/stable/>, accessed 21.11.2023.

8. Anhang

8.1 Mathematische Herleitung der Gleichung 4.23

Das Maximum (M) und das Minimum (m) sollen in einer linearen Transformation

$$y = a \times x + b \quad (8.1)$$

auf die Werte 0 % und 100 % abgebildet werden.

Das ergibt die linearen Gleichungen

$$a \times M + b = 0 \quad (8.2)$$

und

$$a \times m + b = 100 \quad (8.3)$$

mit den Unbekannten a und b .

Das Auflösen der linearen Gleichungen ergibt für a und b :

$$a = \frac{-100}{M - m} \quad (8.4)$$

$$b = \frac{M}{M - m} \quad (8.5)$$

Eingesetzt in obenstehende Gleichung 8.1 ergibt sich die folgende Formel,

$$y = \frac{M - x}{M - m} \times 100 \quad (8.6)$$

wie Gleichung 4.23 in Kapitel 4.2.6. [276]

8.2 Analyse fehlender Einträge in Datenbank

Detaillierte Ergebnisse der Bewertung der Qualität der Input- und Output-Daten im Rahmen der Sensitivitätsanalyse (siehe Kapitel 4.2.7)

Standort

Tabelle 8.1: Relevante Werte Kläranlagenstandort

Nr.	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11	WWTP 12	WWTP 13
Lat.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lon.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nr.	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28
Lat.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lon.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nr.	WWTP 29	WWTP 30	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
Lat.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Lon.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Wert vorhanden: 1, Wert fehlt: 0

Abwasserablauf

Tabelle 8.2: Relevante Werte Abwasserablauf

	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11	WWTP 12	WWTP 13
BSB ₅	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
CSB	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
NH ₄ -N	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
NO ₃ -N	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
NO ₂ -N	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
GesN	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ptot	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28
BSB ₅	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
CSB	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
NH ₄ -N	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
NO ₃ -N	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
NO ₂ -N	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1
GesN	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1
Ptot	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	WWTP 29	WWTP 30	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
BSB ₅	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
CSB	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
NH ₄ -N	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
NO ₃ -N	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
NO ₂ -N	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
GesN	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	
Ptot	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Wert vorhanden: 1, Wert fehlt: 0

Abwasserzulauf

Tabelle 8.3: Relevante Werte Abwasserzulauf

	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11	WWTP 12	WWTP 13
<i>wastewater influent</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
GesN	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28
<i>wastewater influent</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
GesN	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1
	WWTP 29	WWTP 30	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
<i>wastewater influent</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
GesN	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	0	

Wert vorhanden: 1, Wert fehlt: 0

Energieverbrauch

Tabelle 8.4: Relevante Werte Energieverbrauch

	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11	WWTP 12	WWTP 13
<i>electricity from grid</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>natural gas consumption</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>fuel oil consumption</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>liquified gas consumption</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28
<i>electricity from grid</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>natural gas consumption</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>fuel oil consumption</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>liquified gas consumption</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	WWTP 29	WWTP 30	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
<i>electricity from grid</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>natural gas consumption</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>fuel oil consumption</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>liquified gas consumption</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Wert vorhanden: 1, Wert fehlt: 0

Phosphatfällung

Tabelle 8.5: Relevante Werte Phosphatfällung

	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11	WWTP 12	WWTP 13
<i>phosphorus precipitant</i>	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>quantity</i>	1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28
<i>phosphorus precipitant</i>	X	1	X	X	X	X	X	1	1	0	0	0	0	1
<i>quantity</i>	X	1	X	X	X	X	X	0	0	0	0	0	0	0
	WWTP 29	WWTP 30	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
<i>phosphorus precipitant</i>	1	1	X	1	X	0	0	0	1	1	1	1	0	
<i>quantity</i>	0	0	X	0	X	0	0	0	1	1	1	0	0	

Wert vorhanden: 1, Wert fehlt: 0, Wert nicht zutreffend: X

Klärschlamm, Rechen- und Sandfanggut

Tabelle 8.6: Relevante Werte Klärschlammparameter (Teil 1)

	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11	WWTP 12	WWTP 13
<i>dry substance</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Fe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>ignition loss</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>total nitrogen N</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P _{tot}	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P ₂ O ₅	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CaO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
As	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Pb	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cd	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cr	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cr VI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cu	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ni	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Hg	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
TI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zn	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
AOX	1	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1
dl-PCB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PCDD/F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Wert vorhanden: 1, Wert fehlt: 0

Tabelle 8.7: Relevante Werte Klärschlammparameter (Teil 2)

	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28
<i>dry substance</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Fe	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	1	1
<i>ignition loss</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
<i>total nitrogen N</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P _{tot}	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P ₂ O ₅	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
CaO	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
As	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1
Pb	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cd	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cr	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cr VI	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1
Cu	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ni	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Hg	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
TI	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1
Zn	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
AOX	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
dl-PCB	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
PCDD/F	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0

Wert vorhanden: 1, Wert fehlt: 0

Tabelle 8.8: Relevante Werte Klärschlammparameter (Teil 3)

	WWTP 29	WWTP 30	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41
<i>dry substance</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Fe	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1
<i>ignition loss</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>total nitrogen N</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P _{tot}	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
P ₂ O ₅	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1
CaO	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1
As	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Pb	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cd	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cr	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cr VI	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	1	1
Cu	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ni	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Hg	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
TI	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1
Zn	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
AOX	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1
dl-PCB	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
PCDD/F	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1

Wert vorhanden: 1, Wert fehlt: 0

Tabelle 8.9: Relevante Daten Klärschlammverwertung

	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11	WWTP 12	WWTP 13
<i>agricultural use</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>landscaping horticultur</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>mono-incineration</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>co-incineration</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>landfilling</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>humification</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>other (recultivation composting)</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28
<i>agricultural use</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>landscaping horticultur</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>mono-incineration</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>co-incineration</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>landfilling</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>humification</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>other (recultivation composting)</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	WWTP 29	WWTP 30	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
<i>agricultural use</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>landscaping horticultur</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>mono-incineration</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>co-incineration</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>landfilling</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>humification</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>other (recultivation composting)</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Wert vorhanden: 1, Wert fehlt: 0

Tabelle 8.10: Relevante Werte: Klärschlamm-, Rechengut-, Sandfanggutmenge

	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11	WWTP 12	WWTP 13
<i>sludge volume</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>screenings</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1
<i>grit chamber trappings</i>	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1	1	1
	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28
<i>sludge volume</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>screenings</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>grit chamber trappings</i>	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	WWTP 29	WWTP 30	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
<i>sludge volume</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>screenings</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>grit chamber trappings</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Wert vorhanden: 1, Wert fehlt: 0

Tabelle 8.11: Relevante Werte Klärschlammwässerung

	WWTP 0	WWTP 1	WWTP 2	WWTP 3	WWTP 4	WWTP 5	WWTP 6	WWTP 7	WWTP 8	WWTP 9	WWTP 10	WWTP 11	WWTP 12	WWTP 13
<i>mobile or stationary</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>method</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>dry substance dewatered</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	WWTP 14	WWTP 15	WWTP 16	WWTP 18	WWTP 19	WWTP 20	WWTP 21	WWTP 22	WWTP 23	WWTP 24	WWTP 25	WWTP 26	WWTP 27	WWTP 28
<i>mobile or stationary</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>method</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>dry substance dewatered</i>	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1
	WWTP 29	WWTP 30	WWTP 31	WWTP 32	WWTP 33	WWTP 34	WWTP 35	WWTP 36	WWTP 37	WWTP 38	WWTP 39	WWTP 40	WWTP 41	
<i>mobile or stationary</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	
<i>method</i>	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	
<i>dry substance dewatered</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	

Wert vorhanden: 1, Wert fehlt: 0

8.3 Versionen der eingesetzten Methoden zur Wirkungsabschätzung

Tabelle 8.12: Verfügbare Versionen der eingesetzten Methoden zur Wirkungsabschätzung [74]

Name	Version
CML	4.8
CML	3.3
USEtox	1.0
ReCiPe	1.0
EF	3.0
IMPACT 2002+	2.1

Wirkungsabschätzung siehe Kapitel 4.2.5 und Kapitel 4.2.7

8.4 Auswertung der Nachhaltigkeitsindikatoren

8.4.1 Auswertung ökologische Indikatoren

Tabelle 8.13: Prozentuale Bewertung der ökologischen Indikatoren

Nr.	AP	GWP	ADP	EP	LU	ET	<i>N</i> _{ökologisch}
WWTP 0	67 %	75 %	30 %	57 %	71 %	77 %	63 %
WWTP 1	69 %	83 %	34 %	53 %	76 %	86 %	67 %
WWTP 2	100 %	96 %	75 %	63 %	82 %	70 %	81 %
WWTP 3	63 %	54 %	20 %	54 %	67 %	52 %	52 %
WWTP 4	66 %	65 %	22 %	45 %	60 %	67 %	54 %
WWTP 5	66 %	60 %	27 %	40 %	73 %	63 %	55 %
WWTP 6	94 %	85 %	65 %	51 %	77 %	69 %	73 %
WWTP 7	65 %	44 %	28 %	39 %	79 %	40 %	49 %
WWTP 8	67 %	56 %	28 %	42 %	71 %	56 %	53 %
WWTP 9	62 %	41 %	6 %	47 %	32 %	44 %	39 %
WWTP 10	78 %	84 %	44 %	54 %	72 %	85 %	70 %
WWTP 11	80 %	59 %	28 %	44 %	26 %	78 %	53 %
WWTP 12	63 %	55 %	10 %	29 %	39 %	67 %	44 %
WWTP 13	58 %	0 %	0 %	9 %	30 %	0 %	16 %
WWTP 14	60 %	5 %	10 %	20 %	49 %	6 %	25 %
WWTP 15	77 %	54 %	17 %	59 %	0 %	64 %	45 %
WWTP 16	65 %	38 %	21 %	0 %	57 %	47 %	38 %
WWTP 18	72 %	94 %	41 %	63 %	95 %	95 %	77 %
WWTP 19	72 %	96 %	42 %	62 %	95 %	95 %	77 %
WWTP 20	59 %	88 %	44 %	55 %	95 %	94 %	73 %
WWTP 21	48 %	92 %	43 %	70 %	95 %	95 %	74 %
WWTP 22	72 %	94 %	44 %	67 %	95 %	96 %	78 %
WWTP 23	65 %	94 %	43 %	55 %	95 %	94 %	74 %
WWTP 24	49 %	93 %	43 %	72 %	97 %	94 %	75 %
WWTP 25	67 %	91 %	41 %	73 %	99 %	95 %	78 %
WWTP 26	47 %	93 %	43 %	69 %	96 %	95 %	74 %
WWTP 27	63 %	87 %	42 %	54 %	99 %	89 %	72 %
WWTP 28	7 %	86 %	100 %	100 %	94 %	100 %	81 %
WWTP 29	74 %	94 %	41 %	76 %	97 %	96 %	80 %
WWTP 30	65 %	90 %	46 %	66 %	94 %	96 %	76 %
WWTP 31	70 %	93 %	46 %	56 %	98 %	94 %	76 %
WWTP 32	57 %	88 %	33 %	72 %	95 %	93 %	73 %
WWTP 33	70 %	92 %	43 %	63 %	96 %	95 %	76 %
WWTP 34	69 %	90 %	46 %	76 %	97 %	96 %	79 %
WWTP 35	0 %	84 %	46 %	69 %	100 %	90 %	65 %
WWTP 36	57 %	92 %	38 %	66 %	100 %	91 %	74 %
WWTP 37	66 %	66 %	27 %	56 %	73 %	67 %	59 %
WWTP 38	88 %	100 %	67 %	68 %	90 %	81 %	82 %
WWTP 39	65 %	82 %	34 %	71 %	78 %	81 %	68 %
WWTP 40	70 %	88 %	46 %	74 %	89 %	78 %	74 %
WWTP 41	50 %	92 %	44 %	69 %	97 %	94 %	75 %

8.4.2 Auswertung soziale Indikatoren

Tabelle 8.14: Prozentuale Bewertung der sozialen Indikatoren

Nr.	W	G	E	R	C	N_{sozial}
WWTP 0	53 %	98 %	0 %	88 %	76 %	63 %
WWTP 1	51 %	99 %	0 %	75 %	67 %	59 %
WWTP 2	47 %	0 %	100 %	88 %	55 %	58 %
WWTP 3	46 %	97 %	0 %	88 %	82 %	62 %
WWTP 4	44 %	98 %	0 %	88 %	78 %	61 %
WWTP 5	42 %	98 %	0 %	88 %	70 %	59 %
WWTP 6	50 %	15 %	100 %	88 %	75 %	65 %
WWTP 7	54 %	96 %	0 %	88 %	62 %	60 %
WWTP 8	43 %	97 %	0 %	88 %	79 %	61 %
WWTP 9	44 %	97 %	0 %	100 %	82 %	65 %
WWTP 10	54 %	71 %	100 %	88 %	86 %	80 %
WWTP 11	40 %	44 %	100 %	88 %	40 %	62 %
WWTP 12	51 %	98 %	0 %	88 %	77 %	63 %
WWTP 13	50 %	94 %	0 %	88 %	75 %	61 %
WWTP 14	59 %	94 %	0 %	88 %	82 %	65 %
WWTP 15	61 %	28 %	100 %	100 %	87 %	75 %
WWTP 16	54 %	97 %	0 %	88 %	56 %	59 %
WWTP 18	46 %	99 %	100 %	88 %	80 %	82 %
WWTP 19	44 %	98 %	100 %	88 %	74 %	81 %
WWTP 20	62 %	90 %	100 %	88 %	56 %	79 %
WWTP 21	53 %	97 %	100 %	75 %	82 %	81 %
WWTP 22	56 %	97 %	100 %	88 %	84 %	85 %
WWTP 23	41 %	93 %	0 %	88 %	75 %	60 % %
WWTP 24	51 %	96 %	100 %	75 %	89 %	82 %
WWTP 25	46 %	99 %	100 %	88 %	83 %	83 %
WWTP 26	48 %	97 %	100 %	88 %	83 %	83 %
WWTP 27	51 %	84 %	0 %	75 %	62 %	54 %
WWTP 28	63 %	100 %	0 %	75 %	82 %	64 %
WWTP 29	84 %	96 %	100 %	88 %	77 %	89 %
WWTP 30	58 %	96 %	0 %	88 %	63 %	61 %
WWTP 31	52 %	94 %	0 %	88 %	84 %	63 %
WWTP 32	39 %	94 %	0 %	88 %	69 %	58 %
WWTP 33	56 %	97 %	0 %	75 %	77 %	61 %
WWTP 34	62 %	100 %	0 %	88 %	84 %	67%
WWTP 35	54 %	81 %	79 %	75 %	82 %	74%
WWTP 36	44 %	91 %	27 %	88 %	83 %	67%
WWTP 37	58 %	98 %	0 %	88 %	81 %	65 %
WWTP 38	61 %	40 %	100 %	88 %	71 %	72 %
WWTP 39	56 %	99 %	0 %	88 %	73 %	63 %
WWTP 40	75 %	42 %	66 %	75 %	77 %	67 %
WWTP 41	54 %	96 %	100 %	75 %	87 %	82 %

8.5 Quellcode und Entwicklungsumgebung

Der im Rahmen dieser Arbeit erstellte Quellcode und die hierfür genutzte Entwicklungsumgebung können unter dem folgenden Link heruntergeladen werden.

<https://github.com/JuliaStraub123/Automatisierung>

Zur Organisation der Entwicklungsumgebung wurde die Software Anaconda [277] genutzt. Die eingesetzten Bibliotheken können Tabelle 8.15 entnommen werden.

Tabelle 8.15: Eingesetzte Python-Bibliotheken

Name	Version	Funktion	Quellen
OSMnx	1.2.1	Visualisierung von Straßennetzen	[246]
pandas	1.4.3	Datenanalyse und -bearbeitung	[174, 175]
JSON	2.0.9	JavaScript Object Notation Datenaustauschformat	[177]
NumPy	1.23.0	Wissenschaftliche Rechenoperationen	[278, 279]
OpenPyXL	3.0.9	Lesen und Schreiben von Excel-Dateien	[247]

Im Rahmen des Datenmanagementsystems [51] (siehe auch Kapitel 4.1.2 und 4.2.4) wurde zu Demonstrationszwecken ein Teil des Codes mit einer Benutzeroberfläche ausgestattet und unter folgendem Link zur Verfügung gestellt.

<https://lccadata.julia-straub.eu>

Benutzername: LCA_User

Passwort: LifeCycleAssess

Für den Prozess der Abwasserbehandlung sind folgende Funktionen ausführbar. Die Daten einer Kläranlage werden in ein Formular eingetragen und von dort in ein Kläranlagenprofil übertragen. Anschließend wird aus den eingetragenen Daten die Sachbilanz des Prozesses Abwasserbehandlung berechnet. Die Sachbilanz und das Kläranlagenprofil können in unterschiedlichen Formaten heruntergeladen werden. [51]