

Schriftenreihe Umweltingenieurwesen

Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät

Band 118

Dissertation

Fabian Gievers

Umweltingenieurwesen ■ Abfall- und Stoffstromwirtschaft

Bd.
118

Vergleichende Untersuchungen und
Bilanzierungen von Prozessketten zur Herstellung
und Nutzung von Biokohlen aus Klärschlämmen

Schriftenreihe

PROFESSUR

Abfall- und
Stoffstromwirtschaft

Universität
Rostock



Traditio et Innovatio

ISBN 978-3-86009-551-5
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004455

Universität
Rostock



Traditio et Innovatio

Schriftenreihe Umweltingenieurwesen

Band 118

Dissertation

Fabian Gievers

Vergleichende Untersuchungen und Bilanzierungen von Prozessketten zur Herstellung und Nutzung von Biokohlen aus Klärschlämmen

Professur

Abfall-
und Stoffstromwirtschaft

Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät

Universität
Rostock



Traditio et Innovatio

Dissertation

HERAUSGEBER

Prof. Dr. mont. Michael Nelles
Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Professur Abfall- und Stoffstromwirtschaft
18051 Rostock

CIP-KURZTITELAUFNahme

Dissertation Fabian Gievers
Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Rostock, 2023

© Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät,
18051 Rostock

BEZUGSMÖGLICHKEITEN

Universität Rostock
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät
Professur Abfall- und Stoffstromwirtschaft
Justus-von-Liebig-Weg 6, 18059 Rostock
Tel.: 0381/498-3401, Fax: 0381/498-3402

ISBN 978-3-86009-551-5
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004455

Universität Rostock
Professur Abfall- und Stoffstromwirtschaft

Gedruckt in Deutschland auf Recyclingpapier.



Dieses Werk ist lizenziert unter einer
Creative Commons Namensnennung-Nicht
kommerziell 4.0 International Lizenz.

Vorwort

Das globale Wirtschaftswachstum und die steigende Weltbevölkerung führen u.a. dazu, dass immer mehr Menschen in den städtischen Ballungsgebieten leben. Insbesondere dort, aber auch in den ländlichen Regionen, ist ein stetig steigendes Abwasseraufkommen feststellbar und dieses muss in (kommunalen) Kläranlagen aufbereitet werden. Die dabei zwangsläufig anfallenden Klärschlämme enthalten zum einen Schadstoffe (z.B. Schwermetalle und organische Schadstoffe) und zum anderen wichtige Nährstoffe (z.B. Phosphor und Stickstoff). Die Nährstoffe müssen in einer nachhaltigen Wirtschaft bzw. Gesellschaft wieder als Düngemittel in den Kreislauf zurückgeführt werden, wobei die Schadstoffgehalte zu minimieren sind. Vor diesem Hintergrund wird die direkte landwirtschaftliche oder landbauliche Verwertung national und international zunehmend eingeschränkt.

Bei der Klärschlammbehandlung ist ein klarer Trend zu thermischen Verfahren feststellbar und die Verbrennung des (ausgefauten), entwässerten und (teil)getrockneten Klärschlammes ist national und international eine weitverbreitete Option, wobei die Rückgewinnung von Phosphor künftig integriert werden muss. Daher wird in der Regel ein Monoverbrennungsverfahren verwendet, bei dem eine Rückgewinnung und Nutzung der Nährstoffe einfacher ist als bei einer Co-Verbrennung in anderen Anlagen. Wegen des hohen Wassergehaltes von Klärschlämmen ist eine energieintensive Vorbehandlung zur Entwässerung und Trocknung notwendig. Deshalb stehen grundsätzlich auch andere thermochemische Verfahren wie Pyrolyse oder hydrothermale Carbonisierung (HTC) zur Verfügung, wobei u.a. Biokohlen erzeugt werden, die verschiedenen Nutzungen zugeführt werden können. Bisher fehlen wissenschaftlich fundierte vergleichende Ökobilanzierungen der Prozessketten zur Herstellung und Nutzung von Biokohlen aus Klärschlämmen, so dass die ökologische Bewertung von alternativen Prozessketten derzeit nur eingeschränkt möglich ist.

Vor diesem Hintergrund hat sich Fabian Gievers ein aktuelles und praxisrelevantes Forschungsthema ausgewählt. Das anspruchsvolle übergeordnete Ziel des Promotionsvorhabens war es, eine wissenschaftlich fundierte Quantifizierung der Umweltauswirkungen thermochemischer Konversionsprozesse für die Klärschlammverwertung zu erarbeiten. Hierzu sollten Ökobilanzierungen auf Basis detaillierter Lebenszyklusdaten zur Pyrolyse und HTC für die relevanten Nutzungspfade erstellt und die Ergebnisse mit denen der Monoverbrennung als Benchmark verglichen werden.

Herr Gievers hat das Promotionsprojekt berufsbegleitend im Rahmen seiner Tätigkeit als Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der HAWK in Göttingen bei Prof. Dr.-Ing. Loewen durchgeführt und konnte dabei insbesondere auf den Ergebnissen des Forschungsvorhabens „Ökobilanzierung von Biokohle-Prozessketten“ aufbauen, das er weitgehend eigenständig in den Jahren 2015-2020 bearbeitet hat.

Die Ergebnisse wurden in der vorliegenden Dissertation in Form einer Monografie ausgewertet und die Arbeit im Herbst 2022 an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät eingereicht.

Die wissenschaftliche Bedeutung der vorliegenden Arbeit ergibt sich aus Sicht der Gutachter:innen insbesondere aus folgenden Punkten:

- Herr Gievers hat sich intensiv und umfassend mit dem wissenschaftlich schwierigen und komplexen Thema der Umweltauswirkungen bei der Produktion und Nutzung von Biokohlen aus Klärschlämmen als alternative Verfahrensoption zur Monoverbrennung auseinandergesetzt. Durch eine sehr tiefgehende Ökobilanzierung mit 12 verschiedenen Wirkungskategorien ist es ihm gelungen, die verschiedenen Verfahrensvarianten wesentlich genauer zu analysieren als es bisher der Stand der Wissenschaft war. Er hat eine Gesamtmethodik entwickelt und angewendet, die eine umfassende und wissenschaftlich fundierte Untersuchung der gewählten Fragestellung erlaubt.
- Die vergleichenden Untersuchungen stellen eine fundierte Basis für generelle Handlungsempfehlungen dar. Darüber hinaus ermöglichen die erstellten Modelle und die Methodik, zukünftig auch gezielt für spezifische Standorte und die dort gültigen Rahmenbedingungen angepasste Berechnungen durchzuführen und konkrete Aussagen und Handlungsempfehlungen abzuleiten. Somit liefert die Arbeit einen wesentlichen Beitrag für die Optimierung der Behandlung von Klärschlämmen und das Schließen von (Nähr-)Stoffkreisläufen.
- Trotz des immensen Umfangs ist es ihm gelungen, alle selbstgesteckten Aufgaben sehr weitgehend abzuarbeiten, was eine besondere Leistung darstellt. Durch die vielfältigen Untersuchungen konnten, auch unter Einbeziehung von Sensitivitätsanalysen, neue fundierte und belastbare Aussagen zu den Vor- und Nachteilen der einzelnen Verfahren im Vergleich abgeleitet werden. So konnte Herr Gievers u.a. wissenschaftlich fundiert belegen, dass die hydrothermale Carbonisierung als Alternative zur Klärschlamm-trocknung energetische Vorteile und positive Auswirkungen auf die Emissionscharakteristik der Klärschlammverwertung bietet. Durch die Pyrolyse lassen sich Synergien innerhalb der Stoff- und Energieströme zu nutzen. Die thermochemischen Konversionsprozesse ermöglichen durch den Einsatz der Biokohlen ein direktes Nährstoffrecycling, eine stabile Kohlenstoffsенke und den Ersatz fossiler Ressourcen, ohne dabei signifikant negative Umweltauswirkungen zu verursachen.

- Als zentrale wissenschaftlich fundierte Aussage ist festzuhalten, dass aus ökobilanzieller Sicht die Monoverbrennung nicht die zentrale Behandlungsmethode für die künftige Klärschlammbehandlung sein muss. Allerdings müssen die Alternativen wie Pyrolyse und HTC im großtechnischen Maßstab nachweisen, dass die Gesamtkonzepte auch in der Praxis realisierbar sind!

Abschließend wünschen wir Ihnen nun interessante fachliche Anregungen und viel Spaß beim Lesen der Dissertation von Herrn Dr.-Ing. Fabian Gievers.

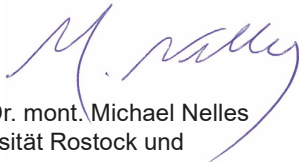
Herzliche Grüße aus Innsbruck, Göttingen und Rostock senden



Prof. Dr.-Ing. Anke Bockreis
Universität Innsbruck



Prof. Dr.-Ing. Achim Loewen
Hochschule für angewandte
Wissenschaft und Kunst
Hildesheim/Holzminden/Göttingen



Prof. Dr. mont. Michael Nelles
Universität Rostock und
Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH (DBFZ) Leipzig

Universität
Rostock



Traditio et Innovatio

Aus der Professur für Abfall- und Stoffstromwirtschaft
der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

Vergleichende Untersuchungen und Bilanzierungen von Prozessketten zur Herstellung und Nutzung von Biokohlen aus Klärschlämmen

Dissertation

zur Erlangung des Grades

Doktor der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)

an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Rostock

vorgelegt von

M. Sc. Fabian Gievers

aus Vellmar

Rostock, 2022

Gutachter*innen:

Prof. Dr. mont. Michael Nelles

Universität Rostock, Professur für Abfall und Stoffstromwirtschaft

Prof. Dr.-Ing. Achim Loewen,

HAWK - Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst Hildesheim/Holz-
minden/Göttingen, Fakultät Ressourcenmanagement

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Anke Bockreis,

Universität Innsbruck, Arbeitsbereich Umwelttechnik

Datum der Einreichung: 14.11.2022

Datum der Verteidigung: 12.05.2023

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde an der Fakultät Ressourcenmanagement der Hochschule für angewandte Wissenschaft und Kunst (HAWK) in Göttingen angefertigt und entstand im Rahmen des vom niedersächsischen Ministeriums für Wissenschaft und Kultur geförderten Projektes „HAWK - technische, sozio-ökonomische und ökologische Forschung zur nachhaltigen Entwicklung der Region Südniedersachsen“ im Programm „Niedersächsisches Vorab“, bei dem ich mich für die finanzielle Unterstützung bedanken möchte.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. mont. Michael Nelles für die Übernahme der Betreuung des Promotionsthemas, die vielfältige Unterstützung und die hervorragenden Doktorandenkolloquien. Meinem Betreuer an der HAWK, Herrn Prof. Dr.-Ing. Achim Loewen danke ich herzlich für die Vergabe des interessanten Promotionsthemas, die konstruktiven Vorschläge und nützliche Kritik bei der Fertigstellung dieser Arbeit sowie die vielen Gelegenheiten das Promotionsthema auf nationalen und internationalen Tagungen zu präsentieren. Für die Übernahme des Drittgutachtens danke ich Frau Univ. Prof. Dr.-Ing. Anke Bockreis.

Zudem möchte ich mich an dieser Stelle bei meinen fachlich und menschlich sehr geschätzten Kolleginnen und Kollegen in Göttingen für eine wunderbare Zeit bedanken. Insbesondere danke ich Meike Walz, Kirsten Loewe und Heiner Brookman für die überragende Bürogemeinschaft sowie Petra Wigger für ihr unermessliches Organisationstalent, ohne das so ein konstruktives und angenehmes Arbeitsklima niemals hätte zustande kommen können. Für die vielen fachlichen Diskussionen zum Thema Ökobilanzierung danke ich zudem Tobias Röther und Johannes Pelda.

Außerdem danken möchten ich dem Dekan und dem gesamten Dekanat sowie allen beteiligten Professorinnen und Professoren der Fakultät Ressourcenmanagement an der HAWK, die mit einer Zwischenfinanzierung ebenfalls zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Darüber hinaus gilt mein Dank Prof. Dr.-Ing. Stefan Holler für die Weitung meines wissenschaftlichen Horizonts und die Möglichkeit, auch energiewirtschaftlich relevante Fragestellungen ökobilanziell betrachten zu dürfen.

Hinsichtlich des abschließenden Schiffs dieser Arbeit bedanke ich mich sehr bei meinen Freunden Tobias Teich und Till Branß für Ihre bereitgestellte Freizeit und die aufmerksamen Kommentare.

Schließlich gebührt meiner ganzen Familie ein ganz besonderer Dank für ihre ständige mentale und physische Unterstützung. Meinen Großeltern und meinen Schwiegereltern danke ich dafür, dass sie mich stets gefördert und dadurch diesen Weg ermöglicht haben. Mein ganz besonderer Dank gilt meiner Frau Lena für ihre ständige Ermutigung und ihr Verständnis während der Erstellung dieser Arbeit sowie meinen Söhnen Anton und Frederik die immer ein Ansporn waren, das Ziel nicht aus den Augen zu verlieren.

Kurzfassung

Wachsende Herausforderungen im Zusammenhang mit dem Klimawandel und der Verknappung endlicher Ressourcen erfordern angepasste Verwertungswege für Klärschlämme, um eine nachhaltige Kreislaufwirtschaft für kritische Ressourcen zu ermöglichen und gleichzeitig die Umweltbelastungen zu minimieren.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden alternative Prozessketten zur Herstellung und Nutzung von Biokohlen aus Klärschlamm betrachtet und mithilfe einer vergleichenden Ökobilanz bewertet. Als Benchmark-Prozess wurde die Monoverbrennung des Klärschlammes definiert. Anschließend erfolgte die Bestimmung der Emissionsprofile für die Klärschlammbehandlung durch hydrothermale Carbonisierung (HTC) und Pyrolyse sowie für die verschiedenen Anwendungspfade der entstehenden Biokohlen. Insgesamt wurden acht unterschiedliche Szenarien analysiert, die Vergleiche der Behandlungsverfahren untereinander und mit dem Benchmark-Prozess ermöglichten sowie die ökologischen Auswirkungen der unterschiedlichen Anwendungspfade der Biokohle aufzeigten.

Die Auswertung ergab für die Prozessketten der HTC einen Vorteil gegenüber der Pyrolyse und der Monoverbrennung in den meisten Umweltwirkungskategorien. Allerdings zeigte die direkte stoffliche Anwendung der HTC-Biokohlen ein erhöhtes Toxizitätspotential, sodass aus ökobilanzieller Sicht eine energetische Verwertung dieser Biokohlen sinnvoller erscheint. Andererseits wurden für die Prozessketten der Pyrolyse ein höherer Energiebedarf und damit eine höhere Umweltbelastung ermittelt als für die HTC, die allerdings immer noch geringer war als die der Monoverbrennung des Klärschlammes. Die direkte stoffliche Anwendung der Biokohlen aus der Pyrolyse ermöglichte es zudem, das Toxizitätspotential gering zu halten und gleichzeitig ein direktes Nährstoffrecycling für Phosphor sowie eine langfristige Kohlenstoffsequestrierung zu erreichen.

Insgesamt konnten für beide thermochemischen Verfahren und die angegliederten Nutzungspfade der Biokohlen ökologische Vorteile gegenüber der Monoverbrennung aufgezeigt werden, sodass die Pyrolyse und die HTC aus ökobilanzieller Sicht alternative Verwertungswege im Gesamtkontext einer nachhaltigen Abfallwirtschaft für Klärschlamm darstellen.

Abstract

Growing challenges related to climate change and the scarcity of limited resources require appropriate recycling routes for sewage sludge in order to enable a sustainable circular economy for critical resources while minimizing environmental impacts.

In this work, alternative process chains for the production and utilization of biochar and hydrochar from sewage sludge were investigated and evaluated by means of a comparative life cycle assessment. The mono-incineration of sewage sludge was defined as the benchmark process. Subsequently, the emission profiles of sewage sludge treatment by hydrothermal carbonization (HTC) and pyrolysis as well as different utilization paths of the resulting biochar and hydrochar were determined. A total of eight different scenarios were analyzed, allowing for comparisons of the treatment processes and the benchmark process, as well as highlighting the ecological impacts of the different application paths of the biochars and hydrochars.

The evaluation of the life cycle assessment (LCA) showed an advantage for the process chains of HTC compared to pyrolysis and mono-incineration in most environmental impact categories. However, the direct material application of the hydrochar showed an increased toxicity potential, so that an energetic utilization of the hydrochar appears to be more reasonable from an ecological point of view. On the other hand, a slightly higher energy demand and thus a higher environmental impact could be determined for the process chains of pyrolysis, which was still lower than that of the mono-incineration. The direct material applications of the biochar also facilitated low toxicity potentials while achieving direct nutrient recycling for phosphorus and a long-term carbon sequestration.

Overall, ecological advantages and a lower greenhouse gas potential could be demonstrated for both thermochemical processes compared to mono-incineration, making pyrolysis and HTC alternative treatments in the overall context of a sustainable waste management for sewage sludge.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	I
Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	V
Abkürzungsverzeichnis	VI
1 Einleitung	1
1.1 Motivation und Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung der Arbeit	2
1.3 Aufbau der Arbeit	4
2 Stand des Wissens	5
2.1 Klärschlamm	5
2.1.1 Definition und Zusammensetzung	5
2.1.2 Problematische und wertvolle Inhaltsstoffe	7
2.1.3 Aufkommen und Verwertungswege	9
2.1.4 Legislative Rahmenbedingungen der Klärschlammensorgung	10
2.2 Thermochemische Konversion.....	11
2.2.1 Hydrothermale Carbonisierung (HTC)	12
2.2.2 Pyrolyse	15
2.2.3 Biokohlen	17
2.2.4 Legislative Rahmenbedingungen zu Biokohlen	19
2.3 Life Cycle Assessment.....	20
2.3.1 Ökobilanz nach ISO 14040 und 14044	21
2.3.2 Entwicklung der ökologischen Bilanzierung in der Abfallwirtschaft	23
2.3.3 Kohlenstoffsequestrierung durch Biokohle	23
3 Material und Methoden	25
3.1 Ziel und Untersuchungsrahmen der vergleichenden Ökobilanz	25
3.1.1 Ziele der Ökobilanzierung	25
3.1.2 Funktionelle Einheit	26
3.1.3 Festlegung des zu untersuchenden Systems und der Systemgrenzen	27
3.1.4 Geografische und zeitliche Bezüge der Bilanzierung	32
3.1.5 Modellierungsansatz	32
3.1.6 Referenzsystem	33
3.1.7 Bewertungskriterien	35
3.1.8 Datengrundlage	36
3.1.9 Sensitivitätsanalyse	38
3.2 Modellierung der thermochemischen Konversion	45
3.2.1 Hydrothermale Carbonisierung	45
3.2.2 Pyrolyse	51
3.3 Szenarien der Biokohlenutzung	56

3.3.1	Hydrothermale Carbonisierung	56
3.3.2	Pyrolyse	64
3.4	Bilanzierung und Bewertungsmodell	70
4	Ergebnisse	73
4.1	Ökobilanzielle Bewertung der Monoverbrennung	73
4.2	Ökobilanzielle Bewertung der HTC von ausgefaultem Klärschlamm	74
4.2.1	Energie- und Massenflüsse	74
4.2.2	Wirkungsabschätzung der HTC	75
4.2.3	Nutzungsszenarien der Biokohle	78
4.2.4	Sensitivitätsanalyse	83
4.3	Ökobilanzielle Bewertung der Pyrolyse von ausgefaultem Klärschlamm	90
4.3.1	Energie- und Massenflüsse	90
4.3.2	Wirkungsabschätzung der Pyrolyse	91
4.3.3	Nutzungsszenarien der Biokohle	94
4.3.4	Sensitivitätsanalyse	100
4.4	Vergleich von HTC und Pyrolyse mit dem Benchmark-Prozess	105
5	Bewertung und Diskussion	112
5.1	Beurteilung der Massen- und Energieflüsse der thermochemischen Konversionstechnologien	112
5.2	Umweltwirkungen der HTC und der Anwendung der Biokohle	114
5.3	Umweltwirkungen der Pyrolyse und der Anwendung der Biokohle	118
5.4	Varianz des Benchmark-Prozesses	123
5.5	Vergleich von HTC und Pyrolyse mit dem Benchmark-Prozess	125
6	Zusammenfassung und Ausblick	132
	Literaturverzeichnis	136
	Thesen	151
	Anhang	153
A	Hintergrunddaten für die Parameter und die Sensitivitätsanalyse	153
B	Verwendete Prozesse aus den Datenbanken	155
C	Ergebnisse der Ökobilanzierung	158

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schlammanfall auf Kläranlagen (angelehnt an ROSKOSCH und HEIDECKE (2018) und ROSENWINKEL et al. (2015)).....	6
Abbildung 2:	Entwicklung der Entsorgung und Verwertung von Klärschlämmen in Deutschland (STATISTISCHES BUNDESAMT 2022)	10
Abbildung 3:	Wirkungsabschätzungsmethodik innerhalb der LCA aufgeteilt in Wirkungskategorienebene und Endpunktebene (nach JOINT RESEARCH CENTRE 2010b).....	22
Abbildung 4:	Beispiele physikalischer Systemgrenzen für die Ökobilanzierung der Abwasserbehandlung (nach COROMINAS et al. (2020), mit Erlaubnis von Elsevier)	28
Abbildung 5:	Vereinfachte Systemgrenzen der Monoverbrennung von Klärschlamm	29
Abbildung 6:	Systemgrenzen für die Prozessketten der HTC und die verschiedenen Szenarien der Biokohleanwendungen.....	30
Abbildung 7:	Systemgrenzen für die Prozessketten der Pyrolyse und die verschiedenen Szenarien der Biokohleanwendungen.....	31
Abbildung 8:	Prozesskette zur Anwendung der Biokohle in der Landwirtschaft (SH1).....	58
Abbildung 9:	Prozesskette der Biokohleanwendung im Gartenbau (SH2).....	60
Abbildung 10:	Prozesskette zur Monoverbrennung der Biokohle (SH3).....	62
Abbildung 11:	Prozesskette zur Mitverbrennung der Biokohle (SH4).....	63
Abbildung 12:	Prozesskette zur landwirtschaftlichen Verwendung der Biokohle (SP1).....	65
Abbildung 13:	Prozesskette der Biokohleanwendung im Gartenbau (SP2).....	67
Abbildung 14:	Prozesskette der Kaskadennutzung der Biokohle in der Landwirtschaft (SP3).....	69
Abbildung 15:	Prozesskette der Mitverbrennung der Biokohle (SP4).....	69
Abbildung 16:	In GaBi erstellter Plan der modellierten Prozesskette zur Klärschlammmentwässerung vor der thermochemischen Behandlung ...	71
Abbildung 17:	Modell der HTC in GaBi	72
Abbildung 18:	Verschiedene Bereitstellungsformen der thermischen Energie für die HTC in GaBi.....	72
Abbildung 19:	Massenflüsse der HTC des Klärschlamm bezogen auf die FU.....	74
Abbildung 20:	Energieflüsse der HTC von ausgefautem Klärschlamm in Bezug auf die FU	75
Abbildung 21:	Umweltwirkung der HTC-Prozesskette ohne Biokohleanwendung.....	76
Abbildung 22:	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die HTC-Szenarien SH1-SH4 (Teil 1).....	80
Abbildung 23:	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die HTC-Szenarien SH1-SH4 (Teil 2).....	82
Abbildung 24:	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Sensitivitätsszenarien HTC (Teil 1)	84

Abbildung 25: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Sensitivitätsszenarien HTC (Teil 2)	87
Abbildung 26: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für die Parametervariation der HTC Szenarien	88
Abbildung 27: Massenflüsse der Klärschlammpyrolyse bezogen auf die FU	90
Abbildung 28: Energieflüsse der Trocknung und der Pyrolyse bezogen auf die FU (ohne Verluste)	91
Abbildung 29: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Pyrolyse von Klärschlamm	92
Abbildung 30: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Szenarien SP1-SP4 (Teil 1).....	95
Abbildung 31: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Szenarien SP1-SP4 (Teil 2).....	99
Abbildung 32: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Sensitivitätsszenarien Pyrolyse (Teil 1).....	101
Abbildung 33: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Sensitivitätsszenarien Pyrolyse (Teil 2).....	102
Abbildung 34: Ergebnisse der Parametervariation für die Sensitivitätsanalyse des Pyrolysemodells.....	104
Abbildung 35: Ergebnisse der ökonomischen Bewertung der beiden thermochemischen Konversionsverfahren im Vergleich zum Benchmark-Prozess.....	106
Abbildung 36: Ergebnisse der Ökobilanzierung verschiedener Prozessketten zur Herstellung und Nutzung von Biokohlen im Vergleich zur Monoverbrennung (Teil 1).....	108
Abbildung 37: Ergebnisse der Ökobilanzierung verschiedener Prozessketten zur Herstellung und Nutzung von Biokohlen im Vergleich zur Monoverbrennung (Teil 2).....	111
Abbildung 38: Zusammenfassung der Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien und Szenarien (Benchmark (B), SH1-SH4 und SP1-SP4), aufgeteilt in (a) Basisszenario, (b) maximale Emissionen innerhalb der Szenarien und (c) minimale Emissionen innerhalb der Szenarien.....	131

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Prozessbedingungen verschiedener thermochemischer Konversionsverfahren sowie typische Verteilungen der entstehenden Haupt- und Nebenprodukte (nach LIBRA et al. 2011; KALTSCHMITT et al. 2016; QUICKER und WEBER 2016; LUCIAN et al. 2018; WANG et al. 2019; LIU et al. 2021).....	12
Tabelle 2:	Begriffsdefinition der verschiedenen, durch thermochemische Konversionsprozesse hergestellten festen Produkte.....	18
Tabelle 3:	Übersicht der ausgewählten Wirkungskategorien nach der ReCiPe 2016 Midpoint-Methode.....	36
Tabelle 4:	Für die Bilanzierung verwendete Datenbanken.....	37
Tabelle 5:	Parameter der anaeroben Prozesswasserreinigung.....	40
Tabelle 6:	Parameter der Nassoxidation des Prozesswassers.....	41
Tabelle 7:	Parameter der Klärschlammwässerung vor der thermochemischen Behandlung.....	46
Tabelle 8:	Gewählte Randbedingungen der HTC von Klärschlamm.....	46
Tabelle 9:	Parameter der HTC von ausgefautem Klärschlamm.....	48
Tabelle 10:	Parameter der HTC-Schlammwässerung.....	49
Tabelle 11:	Parameter zur Definition der aeroben Prozesswasserreinigung.....	50
Tabelle 12:	Parameter für die Zwischenlagerung.....	51
Tabelle 13:	Parameter der Trocknung des entwässerten Klärschlammes.....	52
Tabelle 14:	Parameter der Brüdenaufbereitung.....	53
Tabelle 15:	Prozessbedingungen Pyrolyse.....	53
Tabelle 16:	Parameter der Pyrolyse des getrockneten Klärschlammes.....	55
Tabelle 17:	Parameter die thermischen Verwertung der nichtfesten Pyrolyseanteile (SH1).....	56
Tabelle 18:	Parameter der landwirtschaftlichen Biokohleanwendung (SH1).....	59
Tabelle 19:	Parameter der gartenbaulichen Anwendung der Biokohle (SH2).....	61
Tabelle 20:	Parameter der Monoverbrennung der Biokohle (SH3).....	62
Tabelle 21:	Parameter der thermischen Verwertung der Biokohle in einer Mitverbrennung (SH4).....	63
Tabelle 22:	Parameter der landwirtschaftlichen Biokohleanwendung (SP1).....	66
Tabelle 23:	Parameter des Biokohleeinsatzes in der Hortikultur (SP2).....	68
Tabelle 24:	Parameter der thermischen Verwertung der Biokohle in einem Braunkohlekraftwerk (SP4).....	70
Tabelle 25:	Umweltwirkungen der Klärschlamm Monoverbrennung.....	73
Tabelle 26:	Kombination der einzelnen Prozesse zur Erstellung des „Best Practice“-Szenarios der HTC.....	86
Tabelle 27:	Kombination der einzelnen Prozesse zur Erstellung des „Best Practice“-Szenarios der Pyrolyse.....	102
Tabelle 28:	Benötigte elektrische und thermische Energie für die Prozessketten der HTC und Pyrolyse.....	113

Abkürzungsverzeichnis

°C	Grad Celsius
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene
AP	Versauerung (engl.: Terrestrial acidification potential)
äq.	Äquivalente
As	Arsen
BGA	Biogasanlage
BHKW	Blockheizkraftwerk
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf (Maß für die organisch abbaubare Belastung von Abwasser)
C	Kohlenstoff
Cd	Cadmium
Co	Kobalt
CFC	Trichlorfluormethan
c _p	Spezifische isobare Wärmekapazität
Cr	Chrom
c _s	Spezifische Wärmekapazität entlang der Siedelinie
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf (Maß für die organische Belastung von Abwasser)
Cu	Kupfer
d	Tage
DACCS	Direkte CO ₂ Abscheidung (engl.: direct air carbon capture and storage)
DB	Dichlorbenzol
DEHP	Diethylhexylphthalat
EBC	Europäischen Biokohle Zertifikat (engl.: European Biochar Certificate)
EC	Europäische Kommission (engl.: European Commission)
EF	Umwelt-Fußabdruck (engl.: Environmental Footprint)
EHEC	Enterohämorrhagische Escherichia coli
EP	Süßwasser Eutrophierung (engl.: Freshwater eutrophication potential)
EU	Europäische Union
EW	Einwohnergleichwerte
FETP	Süßwasser Ökotoxizität (engl.: Freshwater ecotoxicity potential)
FFP	Fossiler Ressourcenverbrauch (engl.: Fossil fuel potential)
FU	Funktionelle Einheit (engl.: Functional Unit)
GWP	Klimawandel (engl.: Global Warming Potential)
h	Stunden
H	Wasserstoff
Hg	Quecksilber
HTC	Hydrothermale Carbonisierung
HTPc	Humantoxizität, Krebserrregend (engl.: Human toxicity potential)
HTPnc	Humantoxizität, nicht Krebserrregend (engl.: human toxicity potential)
IPCC	Weltklimarat (engl.: Intergovernmental Panel on Climate Change)
IRP	Ionisierende Strahlung (engl.: Ionising radiation potential)
K	Kalium
LAS	Alkylbenzolsulfonate
LCA	Ökobilanzierung (engl.: Life Cycle Assessment)
LCC	Lebenszykluskostenrechnung (engl. Life Cycle Costing)
LCI	Sachbilanz (engl.: Life Cycle Inventory)
LCIA	Wirkungsabschätzung (engl. Life Cycle Impact Assessment)

m	Minuten
MVA	Müllverbrennungsanlage
N	Stickstoff
NET	Negative Emissionen-Technologien (engl.: Negative emissions technologies)
Ni	Nickel
NP	Nonylphenole
NPK	Stickstoff, Phosphor und Kalium (Dünger)
NPhEO	Nonylphenoethoxylate
O	Sauerstoff
o.A.	Ohne Autor
ODP	Ozonabbau (engl.: ozone depletion potential)
OFF	Photochemische Oxidationsmittel Bildungspotential (engl.: photochemical oxidant formation potential: ecosystems)
oTS	Organische Trockensubstanz
P	Phosphor
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane
PCM	Pyrogenes kohlenstoffhaltiges Material (engl.: pyrogenic carbonaceous materials)
PE	Polyethylen
PET	Polyethylenterephthalat
PFT	Perfluorierte Tenside
PM	Feinstaub (engl.: particulate matter formation potential)
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
s	Sekunden
SCR	selektiven katalytisches Reduktionsverfahren (engl.: selective catalytic reduction)
SNCR	selektive nichtkatalytisches Reduktionsverfahren (engl.: selective non-catalytic reduction)
Se	Selen
S-LCA	Sozialbilanz (engl.: social Life Cycle Assessment)
T	Transport
T _c	Kritische Punkt des Wassers (373,95 °C; 220,6 bar; 322 kg/m ³)
TETP	Terrestrische Ökotoxizität (engl.: terrestrial ecotoxicity potential)
TDH	Thermodruckhydrolyse
TM	Trockenmasse
TS	Trockensubstanz
vgl.	vergleiche
VOC	Flüchtige organische Verbindungen (engl.: volatile organic compounds)

1 Einleitung

1.1 Motivation und Problemstellung

Mit dem Anstieg der Weltbevölkerung und dem globalen Wirtschaftswachstum in den letzten Jahrzehnten ist auch die Nachfrage nach Ressourcen gestiegen, wodurch das Abfall- und Abwasseraufkommen und die daraus resultierenden Umweltverschmutzungen drastisch zugenommen haben (BORA et al. 2020). Aus diesem Grund werden Kläranlagen gebaut und betrieben, um Abwässer zu reinigen und Schäden für die Umwelt und die Gesundheit zu minimieren (DING et al. 2021). Als Nebenprodukt des Abwasserreinigungsprozesses entsteht dabei Klärschlamm, der wertvolle Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor aufweist, die ihn für eine Anwendung als Düngemittel interessant machen (ROSKOSCH und HEIDECHE 2018). Mit der landwirtschaftlichen Nutzung des Klärschlammes könnten theoretisch bis zu 50 % des mineralischen Phosphatdüngers ersetzt werden, der jährlich in der europäischen Landwirtschaft ausgebracht wird (EGLE et al. 2016). Daher ist eine langfristige Strategie erforderlich, um ein abfallbasiertes Nährstoffrecycling, insbesondere für potentiell kritische Rohstoffe wie Phosphor, zu ermöglichen und diese Nährstoffe nutzbar zu machen. Gleichzeitig weist Klärschlamm jedoch auch potentiell schädliche Stoffe wie Schwermetalle, organische Schadstoffe und Krankheitserreger auf (EUROPEAN COMMISSION 2022), sodass aktiv nach effektiven Behandlungs- und Verwertungsverfahren für Klärschlamm gesucht wird (MEDINA-MARTOS et al. 2020) und im Laufe der Jahre bereits eine Vielzahl von Konzepten entwickelt wurden. Eines dieser Konzepte ist die thermische Behandlung des Klärschlammes. Allerdings zeigte sich, dass die hohen Wasser- und Aschegehalte des Schlammes zu einem insgesamt niedrigen Heizwert führen und in der Regel eine energieintensive Vorbehandlung notwendig ist, um eine autotherme Verbrennung des Schlammes zu ermöglichen (MAYER et al. 2021). Trotzdem werden aktuell neue Kapazitäten für die Monoverbrennung von Klärschlämmen geplant, obwohl die technischen und wirtschaftlichen Unsicherheiten zur Rückgewinnung des Phosphors aus den Klärschlammaschen hoch sind, da die dafür nötigen Verfahren in der Praxis noch nicht großflächig etabliert sind (SCHNELL und QUICKER 2020). Angesichts der derzeitigen wachsenden Anforderungen in Bezug auf die Emissionsreduktion, die Rückgewinnung von Nährstoffen, die Erzeugung sauberer Energie und die Implementierung einer Kreislaufwirtschaft ist es jedoch wichtig, einige der konventionellen Verwertungswege von Klärschlamm zu überdenken, um das weitgehend ungenutzte Potential in Bezug auf ökologische und wirtschaftliche Aspekte zu erschließen (BORA et al. 2020). Als Alternative zur Monoverbrennung wurden in der letzten Zeit alternative thermochemische Verfahren, vor allem die Pyrolyse und die hydrothermale Carbonisierung (HTC), im Labor- oder Pilotmaßstab getestet und auf einigen Kläranlagen bereits erfolgreich im Realmaßstab eingesetzt (SCHNELL et al. 2020). Allerdings sind die ökologischen Auswirkungen dieser alternativen Behandlungsverfahren bislang weitgehend unerforscht. Darüber hinaus ist unklar, ob die alternativen Prozessketten ökologische Vorteile gegenüber der Monoverbrennung bieten und welche Anwendungspfade der entstehenden Biokohlen eine nachhaltige Kreislaufwirtschaft für kritische Ressourcen unter Berücksichtigung eines möglichst emissionsarmen Umweltprofils ermöglichen.

1.2 Zielsetzung der Arbeit

Vor dem Hintergrund des immer weiter an Fahrt aufnehmenden Klimawandels und dem steigenden Druck auf endliche Ressourcen müssen zukünftig angepasste Verwertungswege implementiert werden, die eine stoffliche Nutzung der im Klärschlamm enthaltenen Wertstoffe ermöglichen und gleichzeitig die Umweltrisiken minimieren. Im Einklang mit den Grundsätzen der nachhaltigen Entwicklung, der Kreislaufwirtschaft und zur Bekämpfung des Klimawandels ist es daher unerlässlich, angepasste Strategien für die vorhandenen Stoff- und Energieströme innerhalb der Abfallwirtschaft zu identifizieren und umzusetzen. Im Rahmen dieser Arbeit sollen deshalb die ökologischen Auswirkungen verschiedener Prozessketten zur Herstellung und Nutzung von Biokohlen aus Klärschlämmen mithilfe einer vergleichenden Ökobilanz evaluiert werden.

Die untersuchten Prozessketten bilden die alternativen Verwertungsverfahren der Pyrolyse und der HTC innerhalb des Lebenszyklus der Klärschlammverwertung ab. Die daraus abgeleiteten Ergebnisse der Ökobilanz liefern Anhaltspunkte zu Hotspots innerhalb der Prozessketten und ermöglichen es, die potentiellen Umweltauswirkungen verschiedener Anwendungsfälle abzuschätzen. Dabei werden zunächst die Behandlungsverfahren bewertet und untereinander verglichen bevor anschließend die Umweltauswirkungen der verschiedenen Anwendungsmöglichkeiten der entstehenden Biokohlen evaluiert werden. Die alternativen Verwertungspfade werden dabei mit dem Benchmark-Prozess der Monoverbrennung verglichen. Zusätzlich erfolgt die Ermittlung der ökologischen Auswirkungen auf die Umwelt und die angrenzenden Stoff- und Energiesysteme, welche durch die Prozessketten der thermochemischen Konversionsverfahren auftreten.

Mithilfe der Ergebnisse sollen einerseits die energetisch vorteilhaftesten Entsorgungsstrategien identifiziert werden und andererseits die Möglichkeiten für ein Nährstoffrecycling und die Minimierung von Schadstoffeinträgen in die Umwelt eruiert werden. Diese Erkenntnisse ermöglichen wiederum die Unabhängigkeit von Rohstoffimporten zu stärken, eine nachhaltige und lokale Kreislaufwirtschaft für kritische Rohstoffe wie Phosphor zu implementieren und so die Nahrungsmittelversorgung künftiger Generationen sicherzustellen. Zudem bieten einige Verwertungswege wie beispielsweise die Pyrolyse die Möglichkeit den im Klärschlamm vorhandenen Kohlenstoff mithilfe der thermochemischen Konversion in eine stabile Form zu überführen, sodass dieser bei der stofflichen Anwendung der Biokohlen über einen längeren Zeitraum gespeichert werden kann und so langfristig dem Klimawandel entgegenwirkt.

Ziel dieser Arbeit ist es, einen Rahmen für die Quantifizierung der Umweltauswirkungen thermochemischer Konversionsprozesse für die Klärschlammverwertung zu schaffen. Zusammen mit den detaillierten Lebenszyklusinventaren der Pyrolyse und der HTC sowie der Nutzungspfade der entstehenden Biokohlen liefert die durchgeführte Ökobilanz Erkenntnisse über die ökologisch nachhaltigsten Anwendungsfälle und ermöglicht einen Überblick hinsichtlich der auftretenden Stoff- und Energieströme.

Im Rahmen dieser Arbeit sollen mithilfe ökobilanzieller Bewertungen folgende Thesen überprüft werden:

1. *Die Einbindung der hydrothermalen Carbonisierung (HTC) als Alternative zur Trocknung des Klärschlammes bietet energetische Vorteile und positive Auswirkungen auf die Emissionscharakteristik der Klärschlammverwertung.*
2. *Die energetische Optimierung der Klärschlammbehandlung auf Kläranlagen mittels Pyrolyse ermöglicht es, Synergien innerhalb der auftretenden Energie- und Stoffströme zu nutzen.*
3. *Thermochemische Konversionsprozesse können durch den stofflichen Einsatz der Biokohle ein direktes Nährstoffrecycling, eine stabile Kohlenstoffsенke und den Ersatz fossiler Ressourcen ermöglichen ohne dabei negative Umweltauswirkungen zu verursachen.*
4. *Die energetische Nutzung der entstehenden Biokohlen bietet ökologische Vorteile gegenüber der fossilen Energiebereitstellung.*
5. *Aus ökobilanzieller Sicht ist die Monoverbrennung von Klärschlamm nicht die einzige, zu priorisierende Behandlungsmethode.*

Das übergeordnete Ziel dieser Arbeit ist die Ergänzung und damit Stärkung der lebenszyklusbasierten Bewertung der stofflichen und energetischen Nutzung von Klärschlamm mittels thermochemischer Konversionstechnologien. Aus den identifizierten Arbeitshypothesen ergeben sich unterschiedliche Schwerpunkte und Forschungsziele, die innerhalb dieser Arbeit bearbeitet werden und zur Beantwortung der Arbeitshypothesen genutzt werden:

- Bewertung der Umweltauswirkungen des Benchmark-Szenarios der Monoverbrennung des Klärschlammes.
- Ermittlung charakteristischer Emissionsprofile der Pyrolyse und HTC von Klärschlamm
- Modellierung der verschiedenen Verwertungswege für die entstehenden Biokohlen innerhalb der betrachteten Prozessketten, Identifikation von „Hotspots“ sowie Bewertung der gesamtheitlichen ökologischen Auswirkungen der vorgeschlagenen alternativen Szenarien der Klärschlammverwertung.
- Vergleich der verschiedenen Szenarien untereinander und mit dem Benchmark-Prozess.
- Ableitung von Handlungsempfehlungen, die die Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit der Klärschlammverwertung und der Nutzung der entstehenden Biokohlen in den Gesamtkontext einer nachhaltigen Abfallwirtschaft einordnen.

1.3 Aufbau der Arbeit

Aufbauend auf der in der Einleitung beschriebenen Zielsetzungen werden die Schwerpunkte dieser Arbeit in folgende Kapitel gegliedert:

In Kapitel 2 wird auf den Stand des Wissens eingegangen und die politischen und technischen Rahmenbedingungen vorgestellt, aus denen sich die methodischen Grundlagen der durchgeführten Untersuchungen ableiten. Zunächst werden die aktuellen Verwertungswege für Klärschlämme vorgestellt und die untersuchten, alternativen Behandlungsverfahren und deren Produkte näher beschrieben. Anschließend wird auf die aktuelle rechtliche Situation bei der Anwendung der entstehenden Produkte eingegangen. Im Hinblick auf die zugrundeliegende Methode dieser Arbeit bilden die Vorstellung der normativen Vorgaben der Ökobilanzierung sowie die Entwicklung der Ökobilanzierung in der Abfallwirtschaft den Abschluss dieses Kapitels.

Das dritte Kapitel beinhaltet die Beschreibung der verwendeten Materialien und Methoden. In ihm werden zunächst die Rahmenbedingungen der durchgeführten Ökobilanzierung definiert. Anschließend werden die Sachbilanzierungen zur Herstellung und Nutzung der Biokohlen und die dafür verwendeten Daten erläutert. Darauf aufbauend folgt im letzten Teil des Kapitels die Vorstellung der Bilanzierungs- und Bewertungsmodelle, wie sie in der Software umgesetzt wurden.

Die auf den erhobenen Daten und entwickelten Modellen basierenden Ergebnisse der Umweltwirkungsabschätzung werden in Kapitel 4 dargestellt. Dabei wird zunächst auf die Emissionscharakteristik der Prozesskette zur Monoverbrennung eingegangen, bevor die Ergebnisse für die beiden thermochemischen Konversionsverfahren dargestellt werden. Im Anschluss erfolgt die Darstellung der potentiellen Umweltwirkungen für die verschiedenen Anwendungsszenarien der Biokohlen. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse werden die Ergebnisse zur Abhängigkeit des modellierten Systems hinsichtlich einzelner Parameter evaluiert. Abschließend werden die Umweltwirkungen der einzelnen thermochemischen Konversionstechnologien in Beziehung zueinander gesetzt sowie die Szenarien der Biokohleanwendung untereinander verglichen.

Die Bewertung der Ergebnisse sowie deren Diskussion erfolgt im sechsten Kapitel. Zunächst wird dabei auf die Ergebnisse der Massen- und Energieflüsse eingegangen sowie die Umweltwirkungen der beiden Konversionsverfahren diskutiert. Um die Datengrundlage des Benchmark-Prozesses zu überprüfen, folgt eine Einordnung der Ergebnisse anhand von Literaturdaten. Das Kapitel schließt mit einem Vergleich der Ökobilanzen der beiden alternativen Verfahren mit den Ergebnissen für die Monoverbrennung.

In Kapitel 6 werden abschließend die gewonnenen Erkenntnisse zu den Umweltwirkungen der betrachteten Prozessketten in Hinblick auf die eingangs aufgestellten Forschungsthesen zusammengefasst sowie ein Ausblick auf den weiteren Untersuchungsbedarf und die zukünftigen Entwicklungen der Klärschlammverwertung gegeben.

2 Stand des Wissens

Im folgenden Kapitel werden die wichtigsten Hintergrundinformationen zu den Grundlagen dieser Untersuchung aufgeführt. Zunächst werden der aktuelle Stand der Klärschlammverwertung, die betrachteten thermochemischen Konversionsverfahren und potentiellen Nutzungspfade der entstehenden Biokohlen vorgestellt. Anschließend erfolgt die Beschreibung der methodischen Grundlagen sowie der historischen und aktuellen Entwicklung der Ökobilanzierung in der Abfallwirtschaft. Vor dem Hintergrund der wachsenden Herausforderungen, die der Klimawandel mit sich bringt, werden abschließend der aktuelle Stand der Techniken und Bewertungen von Kohlenstoffsequestrierungen in der Ökobilanzierung erläutert.

2.1 Klärschlamm

2.1.1 Definition und Zusammensetzung

Klärschlamm ist ein bei der Abwasserbehandlung sowohl in kommunalen als auch in betrieblichen Kläranlagen anfallender Abfallstrom. Er stellt somit ein Abfallprodukt der Abwasserbehandlung dar und bedarf einer weiterführenden Behandlung beziehungsweise Entsorgung. Der Begriff „Klärschlamm“ umfasst dabei alle Arten von Schlämmen, egal ob der Klärschlamm entwässert, getrocknet oder in anderweitig behandelter Form vorliegt (ROSKOSCH und HEIDECKE 2018). Die Eigenschaften von Klärschlamm hängen stark von seiner Herkunft und Behandlung ab, er besteht jedoch meistens zum größten Anteil aus Wasser mit einem geringen bis mittleren Anteil an organischen und anorganischen Substanzen (PATEL et al. 2020). Diese setzen sich aus grobkörnigen, inerten Feststoffen (z.B. Sand), organischen und anorganischen Stoffen sowie pathogenen Mikroorganismen, Schwermetallen, Schadstoffen (z.B. Arzneimittelrückstände) sowie weiteren, anthropogenen mikro- und nanoskaligen Bestandteilen zusammen (FIJALKOWSKI et al. 2017; ROSKOSCH und HEIDECKE 2018; VILLARIN und MEREL 2020). Weitere wichtige Inhaltsstoffe sind Makronährstoffen wie Phosphor (P), Stickstoff (N) und Kalium (K), Mikronährstoffe wie Kupfer (Cu), Zink (Zn), Eisen (Fe), Bor (B), Molybdän (Mo) und Mangan (Mn) sowie die humusbildende Organik, die insgesamt einen hohen agronomischen Wert des Klärschlamm darstellen (FRIŠTÁK et al. 2018; PATEL et al. 2020; JIMENEZ 2022). Aufgrund der heterogenen Beschaffenheit und der stark schwankenden Eigenschaften ist es allerdings schwer, eine einheitliche Standardzusammensetzung von Klärschlamm zu definieren (ROSKOSCH und HEIDECKE 2018).

Je nach Entstehungsort, zugeführter Behandlung und potentiellen Vorbehandlungen können Klärschlämme nass oder trocken weiterverwendet werden. Basierend auf dem Aufbau der jeweiligen Abwasserbehandlungsanlage kann dabei in unterschiedliche Arten von Klärschlämmen unterschieden werden (siehe Abbildung 1).

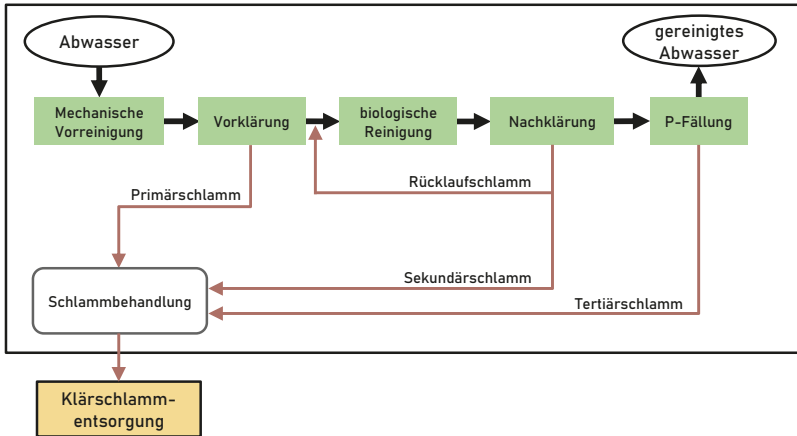


Abbildung 1: Schlammanfall auf Kläranlagen (angelehnt an ROSKOSCH und HEIDECKE (2018) und ROSENWINKEL et al. (2015))

In kommunalen Abwasserreinigungsanlagen wird in der Regel zuerst das sedimentierbare, organische Material in einer vorgeschalteten Vorklärung abgetrennt (KALTSCHMITT et al. 2016). Die Beschaffenheit des dabei entstehenden „Primärschlamm“ hängt maßgeblich von dem zu behandelnden Abwasser, der Art der mechanischen Reinigung und von der Verweilzeit in der Sedimentation ab (ROSENWINKEL et al. 2015). Nach der mechanischen Abwasserreinigung ist in allen kommunalen sowie in den meisten industriellen Kläranlagen eine Stufe zur biologischen Abwasserreinigung nachgeschaltet (ROSENWINKEL et al. 2015). Dabei wird das Abwasser mit aeroben Mikroorganismen gereinigt und es entsteht ein hauptsächlich aus Mikroorganismen bestehender Sekundärschlamm, der teilweise als Rücklaufschlamm in die Klärstufe zurückgeleitet wird. Darüber hinaus entsteht auf manchen Kläranlagen durch chemische Fällung (meist Phosphatfällung) oder chemisch-physikalische Flockung des vorgereinigten Abwassers ein Tertiärschlamm, der sich in seinen Eigenschaften deutlich von den Primär- und Sekundärschlämmen unterscheidet (ROSENWINKEL et al. 2015).

Die anfallenden Primär-, Sekundär- und Tertiärschlämme werden je nach Anlagenkonfiguration gemischt und der so entstandene Rohschlamm für eine Stabilisierung vorbehandelt, meist durch eine Entwässerung (ROSENWINKEL et al. 2015). Zur Stabilisierung der Schlämme werden die Rohschlämme dann einer biologischen oder chemischen Schlammbehandlung unterzogen. Bei der biologischen, anaeroben Schlammstabilisierung entsteht aus dem Rohschlamm der Faulschlamm (KALTSCHMITT et al. 2016). Das bei der anaeroben Stabilisierung ebenfalls entstehende Biogas wandelt meist ein Blockheizkraftwerk in nutzbare Energie in Form von Strom und Wärme um. Abschließend muss der stabilisierte Klärschlamm einer Entsorgung oder Verwertung zugeführt werden.

2.1.2 Problematische und wertvolle Inhaltsstoffe

Die direkte stoffliche Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft zur Zufuhr von Nährstoffen und organischem Material bietet vor dem Hintergrund einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft Vorteile, stellt aber gleichzeitig aufgrund des Gehalts an Schadstoffen ein hohes Risiko dar (LAMASTRA et al. 2018). Insbesondere durch mögliche Kontamination in der Lebensmittelversorgungskette können daraus direkte, negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit entstehen (PATEL et al. 2020). Maßgebliche, potentielle Kontaminanten sind Schwermetalle, Mikroplastik, Nanomaterialien, Pestizide, Arzneimittel und deren Rückstände sowie andere organische Schadstoffe (HAYNES et al. 2009; ROSKOSCH und HEIDECKE 2018).

Schwermetalle

Der Schwermetallgehalt des Abwassers schwankt häufig aufgrund von unregelmäßigen Einleitungen, sodass sich die Konzentrationen im Klärschlamm je nach Standort auf stündlicher, täglicher oder monatlicher Basis stark unterscheiden können (HAYNES et al. 2009). Die Hauptquelle für Schwermetalle im kommunalen Klärschlamm bildet der Austrag aus Haushalten und vor allem Gewerben. Zusätzlich können bei Niederschlagsereignissen Schwermetalle von künstlichen Oberflächen ins Abwasser gelangen und werden anschließend im Klärschlamm aufkonzentriert (ROSKOSCH und HEIDECKE 2018). Zu den am häufigsten auftretenden Elementen gehören unter anderem Kupfer (Cu), Zink (Zn), Kobalt (Co), Nickel (Ni), Blei (Pb), Quecksilber (Hg), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Selen (Se) und Arsen (As) (HAYNES et al. 2009; FIJALKOWSKI et al. 2017).

Organische Verbindungen

Im Klärschlamm enthalten sind auch Verunreinigungen durch eine Vielzahl organischer Schadstoffe. Zu den besonders kritischen Stoffen gehören neben den polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen (PCDD/F) auch Halogenverbindungen und Organozinnverbindungen, Perfluorierte Tenside (PFT), absorbierbare organische Halogene (AOX), polychlorierte Biphenyle (PCB) und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) (FIJALKOWSKI et al. 2017; ROSKOSCH und HEIDECKE 2018). Neben den fluorierten oder chlorierten organischen Schadstoffen werden im kommunalen Klärschlamm auch häufig lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS), Nonylphenole und Nonylphenoethoxylate (NP und NPnEO), Diethylhexylphthalat (DEHP) gefunden (LAMASTRA et al. 2018). Diese aus Reinigungsmitteln, Körperpflegeprodukten und Kunststoffen stammenden Schadstoffe gehören zu den so genannten neu auftretenden organischen Verunreinigungen, zu denen auch Pharmazeutika, Fungizide, Herbizide und Pestizide gezählt werden und deren Anzahl in den letzten Jahren stetig wächst (FIJALKOWSKI et al. 2017).

Krankheitserreger

Neben den reinen Schadstoffen im Klärschlamm spielen auch die verschiedenen Organismen, sowohl Saprophyten als auch Krankheitserreger eine maßgebliche Rolle. Die wichtigsten Gruppen von pathogenen Organismen im Klärschlamm sind enterische Bakterien, Parasiten, Viren und Pilze (FIJALKOWSKI et al. 2017). Zudem zeigte sich, dass der übermäßige Gebrauch von Antibiotika eng mit dem Auftreten von Antibiotikaresistenzen

in multiresistenten *Staphylococcus aureus*- und *Escherichia coli*-Stämmen oder stark pathogenen Stämmen, wie dem Enterohämorrhagischen *Escherichia coli* (EHEC)-Erreger verbunden ist, welche sich anschließend im Klärschlamm wiederfinden (FIJALKOWSKI et al. 2017). Dementsprechend muss sichergestellt werden, dass für Erreger mit einer hohen Überlebensfähigkeit die Kontaktmöglichkeiten mit Menschen und Tieren minimiert werden und bei der Klärschlammbehandlung diese Organismen möglichst eliminiert werden (ROSKOSCH und HEIDECHE 2018).

Nanomaterialien

Das zunehmende Interesse an der Nutzung von Nanotechnologien in Verbrauchsgütern und Erzeugnissen z.B. in der Elektronikbranche, Pharmazie, Medizin, Kosmetik, Flächenveredelung oder in der Chemie trägt dazu bei, dass Nanopartikel in die Umwelt gelangen und sich damit auch im Abwasser und letztendlich im Klärschlamm wiederfinden (KAEGI et al. 2011; KIM et al. 2012; FIJALKOWSKI et al. 2017; ROSKOSCH und HEIDECHE 2018). Wenn Nanomaterialien dann in der Umwelt mit anderen Stoffen oder Organismen in Wechselwirkung treten, können dort gegebenenfalls schädigende Wirkungen auftreten (ROSKOSCH und HEIDECHE 2018). Vor allem Titandioxid (TiO₂) und Silberoxid (Ag₂O) haben sich in den letzten Jahren als kritische Bestandteile im Klärschlamm rausgestellt und bergen bei unangepassten Verwertungsmethoden ein Toxizitätsrisiko (KAEGI et al. 2011; KIM et al. 2012; SINGH und KUMAR 2020).

Kunststoffe

Kläranlagen entfernen Mikroplastik wirksam aus dem Abwasser und konzentrieren es im Klärschlamm auf, sodass sich bei einer landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung Mikroplastik über die Zeit in den Böden akkumuliert und eine potentielle Bedrohung für einzelne Bodenlebewesen und möglicherweise sogar gesamte Bodenökosysteme darstellt (CORRADINI et al. 2019; VAN DEN BERG et al. 2020). Dabei sind Fasern und Fragmente von Polyethylenterephthalat (PET), Polyethylen (PE), Polypropylen (PP) und Polystyrol (PS) die am häufigsten vorkommenden Mikroplastikteile im Klärschlamm.

Nährstoffe

Neben potentiell schädlichen Substanzen enthält Klärschlamm auch wichtige Pflanzennährstoffe wie Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K), die für eine ausreichende Nahrungsmittelbereitstellung unersetzlich sind. Aufgrund der wachsenden Weltbevölkerung und der daraus resultierenden steigenden Nachfrage nach Nahrungsmitteln nimmt die Dringlichkeit für die Implementierung einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft für begrenzte natürliche Nährstoffressourcen wie Phosphor immer weiter zu. Zudem wurden Phosphor und Phosphatgestein im Jahr 2014 aufgrund ihres endlichen Vorkommens und der geografischen Konzentrierung auf wenige Förderländer (SCHOUmans et al. 2015) von der Europäischen Kommission in die Liste kritischer Rohstoffe aufgenommen. Die Wiederverwendung des im Abwasser und damit größtenteils im Klärschlamm enthaltenen Phosphors zur Schließung regionaler Nährstoffkreisläufe könnte theoretisch bis zu 50 % des jährlich in der europäischen Landwirtschaft ausgebrachten, mineralischen P-Düngers ersetzen (EGLE et al. 2015). Dementsprechend wurde in der novellierten Düngeverordnung eine Phosphorrückgewinnungspflicht aus Klärschlamm, wenn auch

mit Übergangsfristen, eingeführt (siehe Kapitel 2.1.4). Die Pflanzenverfügbarkeit des im Klärschlamm enthaltenen Phosphors wird dabei von vielen Faktoren, wie beispielsweise der Art der Phosphor-Fällung auf der Kläranlage, beeinflusst. Letztere beeinflusst unter anderem die Menge des im Klärschlamm enthaltenen Phosphors sowie dessen Bindungsform (ROSKOSCH und HEIDECHE 2018).

2.1.3 Aufkommen und Verwertungswege

Die Entsorgung oder Verwertung von Klärschlamm ist nicht nur aufgrund der hohen Konzentration von potentiellen Krankheitserregern, Schwermetallen und weiteren Schadstoffen (siehe Kapitel 2.1) eine Herausforderung, sondern auch wegen der großen anfallenden Mengen eine anspruchsvolle Aufgabe. Der Schwerpunkt der Klärschlammbehandlung liegt dabei auf der Minimierung des Gewichtes und des Volumens, um zum einen die Entsorgungskosten zu senken und zum anderen die Risiken bei der Entsorgung zu minimieren (BARRY et al. 2019). Die Entwicklung der Klärschlamm Entsorgung in Deutschland ist hauptsächlich von den geltenden, gesetzlichen Rahmenbedingungen auf nationaler Ebene und vereinzelt auf Bundeslandebene dominiert. Allgemein sind hierbei die Klärschlammverordnung (AbfKlärV) und bei der bodenbezogenen Verwertung die Düngemittelverordnung (DüMV) maßgeblich (siehe Kapitel 2.1.4). Aufgrund der inhomogenen Eigenschaften von Klärschlämmen, die sich je nach Behandlungsart und Ort des Anfalles unterscheiden können (siehe Kapitel 2.1.1) werden dabei jedoch nur der Summenparameter der Gesamtklärschlammmenge und die verschiedenen Verwertungswege erfasst. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass in Deutschland ca. 75 % aller anfallenden, kommunalen Schlämme aus der Abwasserreinigung anaerob behandelt werden, bevor sie einer Verwertung zugeführt werden (ROSENWINKEL et al. 2015). Aufgrund sich ändernder wirtschaftlicher und legislativer Rahmenbedingungen wird sich in Zukunft die Implementierung der Vergärung auf kleinere Abwasserbehandlungsanlagen ausweiten, sodass der Anteil des anaerob stabilisierten Klärschlammes weiter steigen wird (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2015).

Bei der Entwicklung der anfallenden Klärschlammengen in Deutschland innerhalb der letzten zehn Jahre fällt auf, dass diese leicht abgenommen haben und im Jahr 2020 ca. 1.740.000 Mg Klärschlamm (Trockenmasse (TM)) entsorgt oder verwertet wurden (siehe Abbildung 2). Davon wurden 390.000 Mg TM stofflich verwertet und 1.330.000 Mg TM thermisch entsorgt. Der Anteil der Monoverbrennung bei der thermischen Entsorgung im Jahr 2020 betrug dabei 38 % und der Anteil der Mitverbrennung 60 % der Gesamtmenge (STATISTISCHES BUNDESAMT 2022). Aufgrund zunehmender Umweltbedenken und den daraus resultierenden Anpassungen in der Rechtsprechung hat der Anteil der rein stofflichen Verwertung des Klärschlammes in den letzten Jahren abgenommen. Dementsprechend mussten immer größere Mengen der thermischen Entsorgung zugeführt werden. Bemerkenswerterweise ist hierbei der größte Zuwachs in der Mitverbrennung von Klärschlamm zu beobachten, obwohl die Mitverbrennung aufgrund des Verlustes von wertvollen Bestandteilen des Klärschlammes (insbesondere Phosphor) eine Sackgasse in der Schlammbehandlung darstellt und nicht weiter verfolgt werden sollte (HUŠEK et al. 2022). Nach Daten des Statistischen Bundesamtes (STATISTISCHES BUNDESAMT 2022) ist darüber hinaus die Aufteilung der Entsorgung innerhalb der Bundesländer sehr unterschied-

lich: In Mecklenburg-Vorpommern wurde die Hälfte des anfallenden Klärschlammes stofflich genutzt, wohingegen in Baden-Württemberg die landwirtschaftliche Klärschlammabbringung kaum noch Anwendung findet (0,5 %).

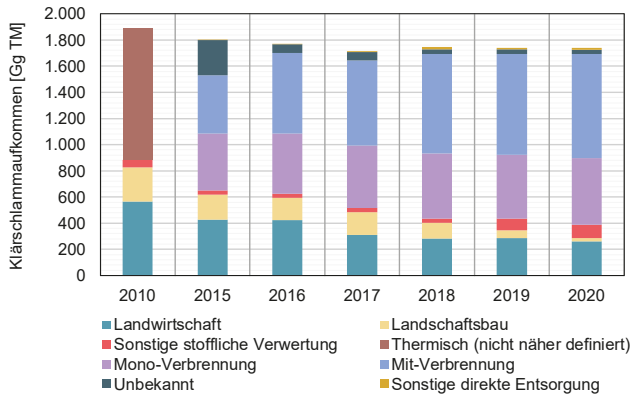


Abbildung 2: Entwicklung der Entsorgung und Verwertung von Klärschlämmen in Deutschland (STATISTISCHES BUNDESAMT 2022)

Das Ausmaß des Klärschlammmanfalls und der Klärschlammverwertung ist meist nur für die Industrieländer gut dokumentiert, obwohl weltweit täglich große Mengen an Abwasser und Klärschlamm produziert werden (DRECHSEL et al. 2015). Zudem ist davon auszugehen, dass die weltweiten Mengen an Klärschlamm in den nächsten Jahren aufgrund der zunehmend strengeren Anforderungen an die Abwasserbehandlung und der damit einhergehenden wachsenden Anzahl von Kläranlagen, vor allem in Entwicklungsländern, weiter steigen werden (BARRY et al. 2019; PATEL et al. 2020).

2.1.4 Legislative Rahmenbedingungen der Klärschlammentsorgung

In den letzten Jahren hat sich die europäische und nationale Gesetzgebung auf die Nutzung des Nährstoff- und Energiewerts von Klärschlamm festgelegt. Da kommunaler Klärschlamm nach EU-Abfallrahmenrichtlinie (2008/98/EG) zu der Gruppe der Siedlungsabfälle zählt, ist er dem Regelungsbereich des Kreislaufwirtschaftsrechts und damit dem Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) unterworfen. Dieses bildet das rechtliche Fundament für die umweltgerechte Entsorgung von Klärschlämmen, welches in der Klärschlammverordnung (AbfKlärV), der Düngemittelverordnung (DüMV) und im Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) mit den entsprechenden Verordnungen ausformuliert wird. In der novellierten Klärschlammverordnung (AbfKlärV) werden die bodenbezogene Verwertung von Klärschlämmen geregelt und die jeweiligen Grenzwerte für die Ausbringung vereinheitlicht. Darüber hinaus sind in der Klärschlammverordnung die Auflagen zur Phosphorrückgewinnung aus phosphatreichen, nicht stofflich verwerteten Klärschlämmen (>20 g P/kg Trockenmasse (TM)) definiert. Gleichzeitig wird durch die Verordnung die bodenbezogene Verwertungsmöglichkeit ab 2029 für Schlämme aus Kläranlagen mit mehr als 100.000 Einwohnergleichwerte (EW) und ab 2032 mit mehr als 50.000 EW untersagt (ROSKOSCH und HEIDECHE 2018). Das Ziel der Verordnung ist es,

zum einen die Schadstoffeinträge in die Umwelt zu verringern und zum anderen Nährstoffkreisläufe mithilfe von einer zu etablierenden Phosphorrückgewinnung zu schließen.

Neben den legislativen Vorgaben auf der Erzeugerseite bestehen ebenfalls relevante Neuerungen auf der Anwenderseite. Das für eine bodenbezogene Klärschlammverwertung relevante Düngerecht, welches in der Umsetzung anhand der 2017 novellierten Düngemittelverordnung (DüMV) und der Düngeverordnung (DüV) konkretisiert wird, verschärft ebenfalls die Auflagen für eine bodenbezogene Klärschlammverwertung. Zum einen wurden Ausbringungsmengen und Ausbringzeiträume weiter eingeschränkt, und zum anderen wurden Grenzwerte zu etwaigen Inhaltsstoffen, z.B. von polymeren Flockungshilfsmitteln, weiter gesenkt.

Das verschärfte Düngerecht und die Vorgaben der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) werden zukünftig zu einem massiven Rückgang der direkten stofflichen Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft führen, sodass eine thermische bzw. thermochemische Behandlung für den Großteil der anfallenden Schlämme obligatorisch werden wird.

2.2 Thermochemische Konversion

In Europa haben sich in den meisten Ländern die landwirtschaftliche und die thermische Verwertung von Klärschlamm etabliert. Dennoch erfahren auch unkonventionellere, thermochemische Verfahren zur stofflichen und/oder energetischen Verwertung immer weiteres Interesse (SUN et al. 2020; CATENACCI et al. 2022; CAVALI et al. 2022). Die in dieser Arbeit betrachteten thermochemischen Umwandlungsprozesse von organischem Material zeichnen sich vornehmlich durch zwei vorherrschende Randbedingungen aus: die Abwesenheit von zusätzlichem Sauerstoff zur Unterbindung der vollständigen Oxidation der Organik (inerte Atmosphäre) bei gleichzeitiger Einwirkung von thermischer Energie über einen meist längeren Zeitraum (QUICKER und WEBER 2016). Der durch diese Randbedingungen induzierte Inkohlungsprozess kann zum einen dazu eingesetzt werden, die Eigenschaften der eingesetzten (Abfall-)Substrate, z.B. durch Erhöhung des Heizwertes oder Zerstörung ungewollter organischer Schadstoffe, zu verbessern. Zum anderen stabilisiert die thermochemische Konversion die in den Substraten enthaltenen Kohlenstoffe über einen längeren Zeitraum. Diese so genannte Carbonisierung ist ein komplexer Prozess, bei dem viele Reaktionen wie Hydrolyse, Dehydrierung, Dehydratisierung, Hydrierung, Aromatisierung, Polymerisation, Kondensation und viele weitere Reaktionen gleichzeitig oder nacheinander ablaufen und bei dem aus organischem Material feste Bestandteile mit zunehmenden Kohlenstoffgehalt gebildet werden (FITZER et al. 1995; QUICKER und WEBER 2016). Als technischer Prozess unterscheidet sich die Carbonisierung von der natürlichen Verkohlung, die zu den heute bekannten festen, fossilen Rohstoffen (zum Beispiel Braunkohle und Steinkohle) geführt hat, durch ihre um viele Größenordnungen höhere Reaktionsgeschwindigkeit. Die Carbonisierung organischer Materialien kann dabei durch verschiedene thermochemische Prozesse mit unterschiedlichsten Randbedingungen realisiert werden. Die verschiedenen Prozesseigenschaften der thermochemischen Umwandlungsverfahren und die entsprechenden Produktverteilungen sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Prozessbedingungen verschiedener thermochemischer Konversionsverfahren sowie typische Verteilungen der entstehenden Haupt- und Nebenprodukte (nach LIBRA et al. 2011; KALTSCHMITT et al. 2016; QUICKER und WEBER 2016; LUCIAN et al. 2018; WANG et al. 2019; LIU et al. 2021)

Prozess	Temperatur [°C]	Verweilzeit	Druck [bar]	Typische Produktverteilung [%]		
				Fest	Flüssig	Gasförmig
Vergasung	900–1500	10–20 s	1	10	5	<u>85</u>
Torrefizierung (milde Pyrolyse)	200–290	m–h	1	<u>80–90</u>	5–10	0–10
Langsame Pyrolyse	350–600	h–d	1	<u>25–35</u>	20–50	20–50
Schnelle Pyrolyse	450–600	1–5 s	1	10–25	<u>50–70</u>	10–30
Hydrothermale Carbonisierung (HTC) und Vapothermale Carbonisierung (VTC)	180–260	0,5–8 h	10–60	<u>50–80</u>	5–45	2–5

Ein Verfahren ist die Pyrolyse, die in Hoch-, Mittel- und Niedertemperaturpyrolyse sowie Torrefizierung, eine milde Form der Pyrolyse, unterschieden werden kann (KALTSCHMITT et al. 2016; QUICKER und WEBER 2016). Daneben wurden in den letzten Jahrzehnten unter anderem hydrothermale Prozesse entwickelt, bei denen Biomasse in wässrigem Medium und unter hohen Drücken carbonisiert wird. Dabei lässt sich je nach Wassermenge in hydrothermale Carbonisierung (HTC), die in vollständig wässrigem Medium erfolgt und in vapo-thermale Carbonisierung (VTC), welche mit Wasserdampf arbeitet, unterscheiden (LIBRA et al. 2011; FUNKE et al. 2013; KALTSCHMITT et al. 2016; QUICKER und WEBER 2016). Auch bei anderen thermochemischen Konversionsverfahren wie der Vergasung und der Flash-Pyrolyse fallen kohlenstoffreiche Feststoffe an. Da diese Stoffe allerdings nicht die Hauptprodukte der entsprechenden Verfahren sind, werden diese Prozesse in dieser Arbeit nicht weiter betrachtet.

Insbesondere für Abfallbiomassen wie Klärschlämme gewinnen die thermochemischen Umwandlungsverfahren in letzter Zeit aufgrund der vielfältigen Anwendungen zur Verwertung der erzeugten gasförmigen, flüssigen und vor allem der festen Endprodukte immer weiter an Interesse (SINGH und KUMAR 2020; CATENACCI et al. 2022). Diese Verfahren können nicht nur zur Energiegewinnung, sondern auch für die Rückgewinnung von Ressourcen eingesetzt werden. Darüber hinaus können Carbonisierungsprozesse dafür genutzt werden, Schadstoffe zu eliminieren und den im Ausgangsmaterial enthaltenen Kohlenstoff chemisch zu binden, sodass er dem natürlichen Kohlenstoffkreislauf langfristig entzogen werden kann. Die Eigenschaften der festen Endprodukte unterscheiden sich jedoch je nach Zusammensetzung des Ausgangsstoffes und Art des angewandten thermochemischen Prozesses erheblich (siehe Kapitel 2.2.3).

2.2.1 Hydrothermale Carbonisierung (HTC)

Bei der HTC wird das organische Ausgangsmaterial unter Luftsabschluss und mithilfe von Druck und Temperatur zu einem kohleähnlichen Produktgemisch umgewandelt, das in

eine energiereiche feste Phase (Hydrokohle), eine nährstoffreiche flüssige Phase (Prozesswasser) und im geringen Maß eine Gasphase (hauptsächlich CO₂) getrennt werden kann (LIBRA et al. 2011; GERNER et al. 2021). Die HTC wird üblicherweise unterhalb des kritischen Punktes von Wasser durchgeführt, wobei die thermochemischen Phasen der Aufheizung und teilweise der pyrolytischen Zersetzung durchlaufen werden (KALTSCHMITT et al. 2016). Ziel der HTC ist es, als Hauptprodukt einen Feststoff zu erzeugen, der energetisch oder stofflich genutzt werden kann. Je nach behandeltem Substrat stellt die HTC ein meist exothermes Verfahren dar, das organisches Material bei Temperaturen im Bereich von typischerweise 180-260 °C und sich daraus ergebenden Drücken von 10-60 bar in höherkalorische Produkte umwandelt (siehe Tabelle 1). Die Verweilzeiten des Materials variieren dabei zwischen Minuten und Stunden (KALTSCHMITT et al. 2016; QUICKER und WEBER 2016; LUCIAN und FIORI 2017; WANG et al. 2019). Die elementare Zusammensetzung des behandelten Substrats wird durch die hydrothermale Carbonisierung erheblich verändert, sodass eine Zunahme des Kohlenstoffgehaltes und eine Abnahme von Sauerstoff, Stickstoff und Wasserstoff erfolgt (WANG et al. 2019). Stark vereinfacht kann die HTC somit mit der Abspaltung von Wasser aus einem organischen Stoffgemisch beschrieben werden. Die chemischen Reaktionen, die bei der HTC von komplexen, organischen Stoffen ablaufen, lassen sich nicht klar in verschiedene, zeitlich und räumlich voneinander getrennte Teilschritte einteilen, da sie häufig parallel und in einem Mehrphasensystem im Vergleich zur vollständigen Oxidation mit relativ langsamen Reaktionsgeschwindigkeiten ablaufen. Hinzu kommt, dass das wässrige Medium nicht nur als Wärmeüberträger, sondern auch für den Reaktionsmechanismus der HTC wichtig ist und der Inkohlungsprozess durch Wasser beschleunigt wird (QUICKER und WEBER 2016; WANG et al. 2019).

Eine Schlüsselrolle bei der HTC nimmt die gewählte Reaktionstemperatur ein, da die ablaufenden Reaktionsketten und die sich daraus ergebende Verteilung und die Eigenschaften der Produkte in hohem Maße temperaturabhängig sind (WANG et al. 2019). Die Funktionalität der Temperatur besteht darin, ausreichend Wärme zum einen für die Aufspaltung der organischen Makromoleküle und zum anderen für die anschließende Polymerisation und Rekombination der chemischen Bindungen bereitzustellen. Während am Anfang der Carbonisierung bei niedrigen Reaktionstemperaturen die Depolymerisation der dominierende Reaktionsmechanismus zur Bildung von Fragmenten ist, sind im Verlauf der Behandlung die höheren Temperaturen und die längere Verweilzeit maßgeblich für die Polymerisation der fragmentierten Bestandteile der Organik und die Bildung von Biokohle (WANG et al. 2019). Zudem ist die Bildung und Verstärkung von aromatischen Strukturen in Hydrokohle ebenfalls erst bei höheren Temperaturen feststellbar, die zu einer Umstrukturierung der Biokohlestruktur und damit zu einer höheren chemischen Stabilität der Biokohle führt. Neben der Temperatur ist die Reaktionsdauer beziehungsweise die Verweilzeit aufgrund der teilweise langsam ablaufenden Carbonisierung ein maßgeblicher Faktor mit Einfluss auf die Produktausbeute, auch wenn sich gezeigt hat, dass primär eine Abhängigkeit von der Reaktionstemperatur besteht (QUICKER und WEBER 2016). Insgesamt führen höhere Temperaturen zu einer verstärkten Umwandlung von Klärschlamm zu Biokohle während eine längere Verweilzeit je nach Reaktionsbedingungen zu einer geringeren oder größeren Ausbeute an Hydrokohle führt, je nach-

dem ob die Depolymerisation oder die Polymerisation der dominierende Reaktionsmechanismus zum betrachteten Zeitpunkt ist (DANSO-BOATENG et al. 2015; WANG et al. 2019).

Die theoretischen und praktischen Grundlagen der HTC wurden bereits zu Beginn des 20. Jahrhunderts von Friedrich Bergius erforscht und mit dem Chemienobelpreis gewürdigt (BERGIUS 1932). Die kommerzielle Anwendung des Verfahrens zur Behandlung von Klärschlamm wurde in Europa von William K. Porteous in den 1930er Jahren entwickelt, fand vor dem zweiten Weltkrieg erste Anwendungen in England und wurde schließlich nach dem zweiten Weltkrieg weiterentwickelt und unter anderem in den USA und Deutschland erfolgreich eingesetzt (O.A. 1968; BJÖRKMAN 1969; ABENDT et al. 1993). Aufgrund von verfahrenstechnischen Problemen und gesunkenen Energiekosten wurde die Anwendung als Behandlungsschritt von Klärschlamm nach der Faulung jedoch weitestgehend eingestellt (BALZER und PLUSCHKE 1994). Als Verfahren zur Vorbehandlung von Primär- und Sekundärschlamm für die anaerobe Vergärung hat sich daraus die Thermodruckhydrolyse (TDH) entwickelt, ein Verfahren, welches schon seit längerem auf verschiedensten Kläranlagen weltweit Anwendung findet (BARBER 2020; GÖRLICH 2021). Im Gegensatz zur HTC werden bei der TDH jedoch geringere Temperaturen und Verweilzeiten gewählt, sodass der Fokus auf der erhöhten anaeroben Abbaubarkeit der in Lösung gebrachten organischen Bestandteile des Klärschlammes liegt und nicht auf der Erzeugung eines festen Wertstoffes. Biogene Schlämme mit einem hohen Wassergehalt benötigen für eine weitergehende Behandlung, vor allem durch Verbrennung, einen energieintensiven Trocknungsschritt. Aufgrund des Einsatz fossiler Energieträger und gestiegener Energiekosten ist der hohe Wassergehalt des eingesetzten organischen Substrats ein wichtiges Argument für den heutigen Einsatz der HTC. Hydrothermale Verfahren sind damit besonders für Biomassen mit einem Wasseranteil von ca. 40 bis 85 % geeignet und haben das Potential nasse Stoffe wie Klärschlamm ohne vorherige Trocknung direkt zu nutzen (LIBRA et al. 2011; KALTSCHMITT et al. 2016; LUCIAN und FIORI 2017).

Durch Anwendung der HTC wird ein Teil des Stickstoffs und Phosphors im Prozesswasser gelöst und der andere Teil verbleibt in der Hydrokohle (ARAGÓN-BRICEÑO et al. 2021). Die Aufteilung der Nährstoffe hängt dabei stark von dem verwendeten Substrat, der darin enthaltenen Menge an Nährstoffen und den potentiell bindenden Reagenzien, sowie von den gewählten Prozessbedingungen ab. Bei entsprechenden Randbedingungen ist es somit möglich, dass der größte Teil des im Substrat enthaltenen P in der Feststoffphase vorliegt (HEILMANN et al. 2014; HÄMÄLÄINEN et al. 2021). Die im Ausgangssubstrat enthaltenen Schwermetalle werden ebenso wie die Nährstoffe teilweise in den Feststoffen aufkonzentriert. Vor allem Pb, Ni und Cu tendieren zur Akkumulation bei höheren Behandlungstemperaturen (PENG et al. 2017). Weitere Schadstoffe, wie zum Beispiel PAKs oder PCDD/Fs, werden bei höheren Carbonisierungstemperaturen ebenfalls teilweise umstrukturiert, sodass in den entstandenen Feststoffen Toxizitätssteigerungen beobachtet werden können (WIEDNER et al. 2013b; WIEDNER et al. 2013a; PENG et al. 2017; BROOKMAN et al. 2018). Zusätzlich werden durch die HTC die im Klärschlamm enthaltenen Pharmazeutika und deren Rückstände meist reduziert oder sogar größtenteils entfernt. Dementsprechend minimieren sich für diese Schadstoffe die Umweltrisiken im Vergleich zur direkten stofflichen Verwertung (VOM EYSER et al. 2015b; VOM EYSER et al. 2015a; HÄMÄLÄINEN et al. 2021; WANG et al. 2021).

2.2.2 Pyrolyse

Bei der langsamen Pyrolyse handelt es sich um ein technisches Verfahren, mit dem primär das Ziel verfolgt wird, aus Biomasse mithilfe von thermochemischen Prozessen und ohne externe Sauerstoffzufuhr ein festes, kohlenstoffreiches Produkt herzustellen. Die Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes im Feststoff erfolgt dabei hauptsächlich durch die Abspaltung von Wasser, Kohlendioxid und anderen sauerstoffhaltigen Substanzen aus der Biomasse (QUICKER und WEBER 2016). Zunächst wird in dem Prozess die zugeführte Biomasse beim Aufheizen getrocknet. Anschließend wird die Temperatur so weit erhöht, dass kovalente Bindungen gespalten und organische Substanzen mit niedrigen Siedepunkten (z.B. Essigsäure und Methanol) gebildet werden (KALTSCHMITT et al. 2016). Mit weiter steigender Prozesstemperatur erfolgen dann weitere Reaktionen, die immer kurz-kettigere Moleküle und einfache Verbindungen wie Kohlenmonoxid und Wasser erzeugen bis die Makromoleküle der Biomasse thermisch so weit zerstört werden, dass größtenteils Restkohlenstoff verbleibt. Damit werden die Phasen der Aufheizung sowie die der pyrolytischen Zersetzung vollständig durchlaufen (KALTSCHMITT et al. 2016; QUICKER und WEBER 2016). Voraussetzung für eine vollständige pyrolytische Zersetzung sind ausreichend lange Verweilzeiten der organischen Substrate auf einem entsprechend hohen Temperaturniveau, sodass die entstandenen Zwischenprodukte ausreichend lange Kontaktmöglichkeit haben um weiter miteinander reagieren zu können. Bei diesen sekundären Reaktionen mit den Produkten der pyrolytischen Zersetzung laufen sowohl homogene Gasphasenreaktionen als auch heterogene Reaktionen mit dem verbleibenden Restkohlenstoff ab (EVANS und MILNE 1987). Hinzu kommt, dass durch den in der Biomasse natürlicherweise enthaltenen Sauerstoff auch teilweise Vergasungs- und Oxidationsprozesse auftreten, welche die benötigte Energie für die endothermen Prozesse bereitstellen (KALTSCHMITT et al. 2016).

Als Produkte einer derartigen pyrolytischen Zersetzung entstehen unter Normalbedingungen immer feste, flüssige und gasförmige Bestandteile (KALTSCHMITT et al. 2016). Die Zusammensetzung der Produkte ist hauptsächlich von der gewählten Temperatur und Verweilzeit abhängig. Zudem hat die Art der eingesetzten Biomasse ebenfalls einen Einfluss auf die Eigenschaften der möglichen Produkte (QUICKER und WEBER 2016).

Der gasförmige Anteil besteht hauptsächlich aus Wasserstoff (H_2), Kohlenmonoxid (CO), Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) und anderen niedrigen Kohlenwasserstoffen (FONTS et al. 2009; CAO und PAWŁOWSKI 2012; KALTSCHMITT et al. 2016) und wird meistens dazu genutzt, die benötigte Wärmeenergie für die Carbonisierung bereitzustellen. Der flüssige Anteil, das Pyrolyseöl, ist eine komplexe Mischung aus langkettigen und polyaromatischen Kohlenwasserstoffverbindungen, Wasser und größeren Kohlenstoff- und Aschepartikeln (KALTSCHMITT et al. 2016). Aufgrund der hohen Prozesstemperaturen liegen Teile der flüssigen Phase zunächst in der Gasphase vor, sodass diese innerhalb der Gasaufbereitung ein- oder mehrstufig aus der Gasphase kondensiert werden können (KALTSCHMITT et al. 2016). Das Pyrolyseöl ähnelt in der chemischen Zusammensetzung der Ausgangsbiomasse, hat aber aufgrund der Aufkonzentrierung des Kohlenstoffes im Feststoff einen geringeren Kohlenstoffgehalt und enthält zudem sauerstoffhaltige Kohlenstoffverbindungen (FONTS et al. 2009; QUICKER und WEBER 2016). Entweder werden die Pyrolyseöle direkt in einem nachgeschalteten Prozess verbrannt beziehungsweise oxidiert und tragen somit zur Bereitstellung der für den Betrieb der Pyrolyseanlage und

einem eventuell vorgeschalteten Trocknungsprozess benötigten thermischen Energie bei. Werden beim Einsatz relativ trockener Substrate keine vorgeschalteten Trocknungsprozesse benötigt, kann durch die Verbrennung der flüssigen und gasförmigen Bestandteile der entstehende Wärmeüberschuss ausgekoppelt und für externe Heizzwecke, z.B. durch Anschluss an ein Fern- oder Nahwärmenetz, eingesetzt werden. Alternativ können die Pyrolyseöle beispielsweise zu einem Biokraftstoff aufgearbeitet werden. Beim Einsatz von feuchter Biomasse, wie in dieser Arbeit betrachtet, muss als Vorbehandlungsschritt eine Trocknung des zu pyrolysierenden Materials erfolgen (CAO und PAWŁOWSKI 2012; AGRAFIOTI et al. 2013; BARRY et al. 2019). Das Hauptprodukt der langsamen Pyrolyse ist ein fester Rückstand, der vorwiegend aus Kohlenstoff (C) und Aschebestandteilen besteht (KALTSCHMITT et al. 2016). Nach der Beendigung des Pyrolyseprozesses und einer Abkühlungsphase wird der Rückstand dann als Biokohle oder Biochar bezeichnet (siehe Kapitel 2.2.3).

Die langsame Pyrolyse zur Herstellung von Holzkohle wird schon seit Jahrtausenden praktiziert und bis heute kommerziell in den unterschiedlichsten technischen Umsetzungen betrieben (KALTSCHMITT et al. 2016). Reaktoren zur langsamen Pyrolyse können je nach dem zu erzielenden Hauptprodukt und technischen Reifegrad als Öfen oder Retorten klassifiziert werden (LEHMANN und JOSEPH 2015). Öfen werden in der traditionellen Holzkohleherstellung verwendet. Bei ihnen besteht keine Möglichkeit, die auftretenden flüssigen und gasförmigen Fraktionen anderweitig zu verwenden. Als Retorten werden dagegen die technischen Weiterentwicklungen der traditionellen Öfen bezeichnet, die in der Lage sind die gasförmigen und flüssigen Nebenprodukte zurückzugewinnen und diese entweder energetisch oder stofflich zu nutzen (LEHMANN und JOSEPH 2015). Neben der auch heute noch üblichen Herstellung von Holzkohle werden langsame Pyrolysereaktionen vor allem dafür eingesetzt, um hochwertige Feststoffe zu erzeugen, die vornehmlich einer stofflichen Nutzung zugeführt werden sollen.

Vor dem Hintergrund dringend benötigter Quellen für eine effektive Kohlenstoffsequestrierung und schwindender natürlicher Ressourcen wie Phosphor, bietet die Pyrolyse den Vorteil, zum einen eine potentielle Senke für Kohlenstoff und zum anderen das direkte Recycling von Nährstoffen zum Schließen der Nährstoffkreisläufe zu ermöglichen.

Bei höheren Pyrolysetemperaturen wird die Konzentration von Elementen, die als flüchtige Verbindungen verloren gehen (C, N, H, O und S) insgesamt verringert, während die Konzentration von stabilem aromatischem Kohlenstoff, Asche, einigen Makro- (Ca, Mg, P und K) und Mikronährstoffen im Feststoff zunehmen (BUSS 2021; SOUZA SOUZA et al. 2021). Dabei sind die Anteile der pflanzenverfügbaren Formen des Phosphors in den entstehenden Feststoffen im Vergleich zu Monoverbrennungs-Aschen wesentlich höher, hängen aber stark von der gewählten Pyrolysetemperatur und dem Substrat ab (FRIŠTÁK et al. 2018; JINDO et al. 2020). Neben den Nährstoffen werden ebenfalls einige Schwermetalle wie Blei (Pb), Chrom (Cr), Nickel (Ni), Kupfer (Cu) und Cadmium (Cd) in den entstehenden Feststoffen aufkonzentriert, wobei die Erhöhung der Pyrolysetemperatur die Umwandlung verfügbarer, toxischer Formen in stabilere, potentiell wenig oder nicht verfügbare Formen begünstigt und so die potentielle toxische Wirkung der Elemente abnimmt (CHEN et al. 2014; FRIŠTÁK et al. 2018; BUSS 2021; SOUZA SOUZA et al. 2021). Zudem werden durch entsprechend hohe Temperaturen im Prozess die eventuell in den

Substraten vorhandenen organischen Schadstoffe und Verunreinigungen wie Mikroplastik und pathogene Organismen (siehe Kapitel 2.1.2) effektiv eliminiert beziehungsweise stark verringert (MOŠKO et al. 2020; Ni et al. 2020; BUSS 2021). Bei angepassten Temperaturen in entsprechend kontrollierbaren, großtechnischen Retorten wird die häufig angeführte Problematik der PAK-Neubildung umgangen, sodass bei einer ordnungsgemäßen Prozessgestaltung nur geringe Gehalte an PAKs in der Biokohle vorhanden sind (DAI et al. 2014; DIEGUEZ-ALONSO et al. 2018).

2.2.3 Biokohlen

Die Forschung zu thermochemischen Umwandlungsprozessen und zur Nutzung der erzeugten Produkte befindet sich aufgrund der mannigfaltigen Substratauswahl, der unterschiedlichen Prozesskonfigurationen und den ständig wachsenden technischen und vor allem gesellschaftlichen Anforderungen seit mehreren Jahrzehnten in einem sehr dynamischen Prozess. Daher haben sich unterschiedlichste Nomenklaturen für Produkte der thermochemischen Konversion etabliert. Die verschiedenen Begriffe beziehen sich dabei teilweise direkt auf die Anwendung oder leiten sich von den Herstellungsprozessen ab. Als Biokohle, meist abgeleitet aus dem englischen Begriff „Biochar“ oder „pyrogenic carbonaceous materials (PCM)“, werden jene Biomassen bezeichnet, deren relativer Kohlenstoffgehalt durch einen pyrolytischen oder hydrothermalen Behandlungsschritt erhöht worden ist (LEHMANN und JOSEPH 2015; QUICKER und WEBER 2016; HAGEMANN et al. 2018). Hierbei kommt es aber aufgrund der grundlegend unterschiedlichen Produkteigenschaften und der subjektiven Verwendung der Begriffe zu Missverständnissen. Daher hat sich im deutschen Sprachgebrauch der Begriff Karbonisat als Überbegriff etabliert (QUICKER und WEBER 2016). Die am häufigsten verwendeten Nomenklaturen, ihrer äquivalenten englischen Bezeichnungen sowie die gemeinsamen Definitionen sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Tabelle 2: Begriffsdefinition der verschiedenen, durch thermochemische Konversionsprozesse hergestellten festen Produkte

Deutscher Begriff	Englischer Begriff	Definition	Quellen
Kohle	Coal	Fossile, natürlich karbonisierte Biomasse die meist als Brennstoff angewendet wird.	LEHMANN und JOSEPH 2015; CATENACCI et al. 2022
Karbonisat	Char/ Pyrogenic Carbonaceous Materials (PCM)	Festes Zersetzungsprodukt aus einem natürlichen oder synthetischen, organischen Material. Umfasst damit alle festen Produkte von thermochemischen Konversionsprozessen	FITZER et al. 1995; QUICKER und WEBER 2016
Koks	Coke	Koks ist ein Feststoff mit hohem Gehalt an Kohlenstoff, der strukturell im nicht graphitischen Zustand ist. Er wird durch die Pyrolyse von organischem Material hergestellt, das während der Carbonisierung zumindest teilweise einen flüssigen oder flüssig-kristallinen Zustand durchlaufen hat.	FITZER et al. 1995; QUICKER und WEBER 2016
Holzkohle	Charcoal	Karbonisat aus hauptsächlich Holz (früher auch aus Torf oder Steinkohle), das konventionell für Koch- oder Heizzwecke verwendet wird.	FITZER et al. 1995
Biokohle	Biochar/ Hydrochar/ Pyrochar	Biokohle ist das Karbonisat, das für Umweltmanagementzwecke eingesetzt werden kann. Die Anwendungen sind dabei vielfältig und reichen von Bodenverbesserung, verbesserter Ressourcennutzung, über Sanierung und/oder Schutz vor bestimmten Umweltverschmutzungen bis hin zur Möglichkeit der Kohlenstoffsequestrierung. In dieser Arbeit werden sowohl die aus der Pyrolyse gewonnen Karbonisate wie auch die aus der HTC gewonnen Karbonisate als Biokohle bezeichnet, da beide unter anderem für eine stoffliche Nutzung in Betracht gezogen werden und so die Lesbarkeit erhöht wird.	LIBRA et al. 2011; LEHMANN und JOSEPH 2015; GAI et al. 2016; QUICKER und WEBER 2016; GRONWALD et al. 2018; ARAUZO et al. 2020
Pflanzenkohle	Biochar/ Pyrochar	Der Begriff Pflanzenkohle dient wie der Begriff Holzkohle ebenfalls zur Beschreibung von einem Karbonisat aus der Pyrolyse von Biomasse. Der Einsatzzweck ist allerdings auf die stoffliche Nutzung in der Landwirtschaft oder Tierhaltung beschränkt und schließt damit die energetische Anwendung aus.	QUICKER und WEBER 2016; GRONWALD et al. 2018
Hydrokohle/ HTC-Kohle	Hydrochar	Karbonisat aus der hydrothermalen Carbonisierung.	LIBRA et al. 2011; QUICKER und WEBER 2016; GRONWALD et al. 2018

Der kohlenstoffreiche Feststoff, welcher aus der traditionellen Carbonisierung von Holzigen Ausgangsmaterialien mittels langsamer Pyrolyse gewonnen und meist zur Erzeugung thermischer Energie verwendet wird, kann als Holzkohle bezeichnet werden. Als

HTC-Kohle oder Hydrokohle (engl. Hydrochar) wird das Produkt der HTC bezeichnet, wobei auch hier der Begriff Kohle eine Verbindung zum fossilen Brennstoff und der Holzkohle suggeriert, welche aufgrund verschiedenster chemischer und physikalischer Unterschiede nicht zwingend vorhanden ist (QUICKER und WEBER 2016). Biokohle wird klassischerweise durch langsame Pyrolyse hergestellt, unterscheidet sich aber gegenüber der Holzkohle dadurch, dass ein größeres Spektrum an nachhaltig erzeugter Biomasse als Ausgangsstoff eingesetzt wird und meist die hohen Qualitätsanforderungen des Europäischen Biokohle Zertifikats (EBC) (siehe Kapitel 2.2.4) eingehalten werden. Hinzu kommt, dass die stoffliche Anwendung (z.B. in der Landwirtschaft oder als Rohstoff für industrielle Prozesse und technische Anwendungen) bei Biokohlen im Vordergrund stehen.

Da in dieser Arbeit insbesondere die ökobilanziellen Bewertungen der stofflichen Anwendung der festen Endprodukte thermochemischer Konversionsprozesse im Vordergrund stehen und um die Lesbarkeit zu erhöhen, werden nachfolgend sowohl die Karbonisate aus der Pyrolyse wie auch die Hydrokohlen aus der HTC als Biokohlen bezeichnet.

Bei der Pyrolyse von organischen Materialien werden die darin enthaltenen Kohlenstoffverbindungen thermochemisch gespalten, sodass flüchtige Verbindungen entweichen und die übriggebliebenen Kohlenstoffe neue, aromatische Verbindungen ausbilden. Dadurch kann der einst aus der Atmosphäre entzogene Kohlenstoff stabilisiert werden und ist unter natürlichen Bedingungen nur sehr langsam biologisch oder chemisch abbaubar. Die Ausbringung von Biokohle ist daher eine Methode, um mehr Kohlenstoff zu binden als mit anderen, konventionellen landwirtschaftlichen Praktiken, da die schnelle und unmittelbare Mineralisierung zu CO₂ im Vergleich zu unbehandelter Biomasse verhindert beziehungsweise stark verlangsamt werden kann (LEHMANN und JOSEPH 2015). Wenn sie dem Boden zugefügt wird, kann pyrolytische Biokohle zum Teil für Jahrzehnte bis Jahrhunderte im Boden verbleiben, was eine effektive Kohlenstoffsequestrierung ermöglicht (SMITH 2016; WERNER et al. 2018; IPCC 2019; WOOLF et al. 2021). Im Gegensatz zu pyrolytischer Biokohle hat HTC-Kohle aufgrund der geringeren Aromatisierungsgrade nur eine geringe biologische oder chemische Stabilität im Boden, sodass bei der HTC-Kohle von keinem längerfristig bestehenden Kohlenstoffsequestrierungspotential ausgegangen werden kann (KAMMANN et al. 2012; GRONWALD et al. 2016).

2.2.4 Legislative Rahmenbedingungen zu Biokohlen

Die legislativen Vorgaben zum Einsatz von Biokohlen aus Abfallbiomassen in unterschiedlichen Anwendungsfällen werden aktuell diskutiert (CATENACCI et al. 2022). Dabei muss jedoch klar nach den Herstellungsverfahren der Biokohle unterschieden werden. Für die Pyrolyseprodukte hat sich in den letzten Jahren auf verschiedensten, legislativen Ebenen (EU, Länder, Bundesländer, Verbände) aufgrund der stetig steigenden Marktnachfrage eine Vielzahl von Vorgaben und Richtlinien entwickelt, welche die stoffliche Anwendung regulieren. Mit Aufnahme von durch Pyrolyse oder Vergasung gewonnenen Materialien (2021/2088) in die Verordnung über EU-Düngeprodukte (2019/1009) tritt Biokohle zum ersten Mal in der EU-Gesetzgebung auf (CATENACCI et al. 2022). Parallel

zur EU-Düngemittelverordnung wurde Biokohle, die durch Pyrolyse aus pflanzlichen Materialien (allerdings noch ohne Klärschlamm als Ausgangsstoff) hergestellt wird, kürzlich als potentieller Bodenverbesserer in die EU-Verordnung über ökologische Erzeugnisse aufgenommen (2019/2164). Diese Entwicklungen deuten darauf hin, dass eine politische Unterstützung durch maßgeschneiderte Regulierungen thermochemischer Konversionstechnologien, auch im Hinblick auf die Anwendung als Klärschlamm Entsorgungstechnologie, auf EU-Ebene nicht mehr lange auf sich warten lassen dürfte (CATENACCI et al. 2022).

Wesentlich früher als die EU haben einige internationale und nichtstaatliche Institutionen standardisierte Richtlinien für die sichere Herstellung und Verwendung von Biokohle erarbeitet. Bereits im Jahr 2011 entwickelte das Ithaka-Institut aus der Schweiz das Europäische Biokohle Zertifikat (EBC). Dieser Leitfaden für die Herstellung und Verwendung von Biokohlen verfolgt das Ziel, nachhaltige Praktiken sicherzustellen und Schadstoffeinträge in die Umwelt zu minimieren und umfasst eine Reihe von standardisierten Methoden für die Biokohleanalyse. Die neue Version des freiwilligen Standards (EBC 2022), die Anfang 2022 veröffentlicht wurde, definiert Biokohle als ein Pyrolyseprodukt und weist darauf hin, dass Biokohlen aus der HTC nicht nach dem EBC zertifiziert werden können. Zusätzlich zu den Anwendungsklassen mit unterschiedlichen Qualitätsanforderungen beinhaltet das EBC eine Positivliste, die angibt, welche Biomassenarten für die jeweiligen Anwendungsklassen zugelassen sind. Obwohl Klärschlamm in der aktuellen Version der EBC-Positivliste noch nicht als Pyrolyse-Rohstoff aufgeführt wird, ist geplant, diesen eventuell aufzunehmen.

Nach der Düngemittelverordnung ist nur Holzkohle aus chemisch unbehandeltem Holz als mögliches Einsatzmaterial für die Bodenverbesserung aufgeführt. Die Berücksichtigung weniger potentieller Rohstoffe für die Biokohleproduktion kann einerseits das Verschmutzungsrisiko verringern, schränkt aber andererseits die Menge der nutzbaren Substrate stark ein. Was die energetische Verwertung von Holzkohle betrifft, so gibt es derzeit keine Rechtsvorschriften, die Qualitätsschwellen für diese spezifische Endnutzung vorsehen (CATENACCI et al. 2022). Folglich verhindert die fehlende legislative und normative Einordnung nach wie vor eine großflächige Anwendung von aus Klärschlamm gewonnener Biokohle und damit eine thermochemische Behandlung von Klärschlamm im kommerziellen Maßstab. Deshalb bleibt die Verbreitung von HTC und Pyrolyse in der Klärschlammverwertung trotz vielversprechender Forschungsergebnisse und ersten Anlagen im Industriemaßstab (siehe Kapitel 2.2.1 und Kapitel 2.2.2) bislang begrenzt (CATENACCI et al. 2022).

2.3 Life Cycle Assessment

Die Ökobilanz (engl. Life Cycle Assessment (LCA)) ist eine international standardisierte Methode, die strukturiert und möglichst umfassend alle relevanten Stoff- und Energieströme, die damit verbundenen Emissionen und Ressourcenverbräuche sowie die sich daraus ergebenden Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen quantifiziert, welche mit dem gesamten Lebenszyklus der betrachteten Produkte oder Dienstleistungen verbunden sind (JOINT RESEARCH CENTRE 2010b). Eine Ökobilanz kann dadurch bei der Formulierung von Strategien und umweltorientierten Entscheidungen auf unterschiedlichsten

Ebenen helfen und als unterstützendes Instrument bei der Formulierung von Umweltvorschriften und Gesetzgebungen mitwirken. Ein weiterer wichtiger Aspekt, der durch LCA-Studien aufgezeigt werden kann, ist eine Lastenverschiebung von Umweltproblemen: Hierbei werden die Umweltauswirkungen an einem Punkt des Lebenszyklus verringert, um sie dann an einem anderen Punkt, meist unbeabsichtigt, zu erhöhen (JOINT RESEARCH CENTRE 2010b).

2.3.1 Ökobilanz nach ISO 14040 und 14044

Den international gültigen Rahmen für die Grundlagen und die Durchführung einer Ökobilanz bilden die ISO Normen 14040:2021-02 und 14044:2021-02. Methodisch wird danach die Ökobilanz anhand der vier Hauptphasen in iterativen Schritten durchgeführt:

- 1) Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens,
- 2) Sachbilanz,
- 3) Wirkungsabschätzung,
- 4) Auswertung.

Ziel und Untersuchungsrahmen

In der ersten Phase der Ökobilanz werden laut ISO 14040 die Ziele der Studie dargestellt sowie der gesamtheitliche Untersuchungsrahmen festgelegt. Ebenfalls in der ersten Phase werden die funktionelle Einheit, die Systemgrenzen, das angewandte Allokationsverfahren sowie die ausgewählten Wirkungskategorien definiert. Dadurch wird neben der Nachvollziehbarkeit unter anderem gewährleistet, dass ein ökobilanzieller Vergleich verschiedener Systeme innerhalb einer Ökobilanz ermöglicht wird und die gewonnenen Ergebnisse mit denen anderer Ökobilanzen verglichen werden können.

Sachbilanz (LCI)

Die zweite Phase ist die „Sachbilanz“ (engl.: Life Cycle Inventory (LCI)). Sie umfasst die Datenerfassung und das Berechnungsverfahren zur Quantifizierung (in Bezug Setzen zur funktionellen Einheit und Allokation von Haupt- und Nebenprodukten) der Inputs und Outputs des untersuchten Systems. Auf der Seite der Inputs werden alle Energie-, Rohstoff-, Betriebsstoff- und anderen physischen Inputs erfasst, die innerhalb des betrachteten Systems relevant sind. Die Outputs umfassen entsprechend alle daraus generierten Produkte und Nebenprodukte sowie Abfälle und Emissionen in die Umweltkompartimente Luft, Wasser und Boden (ISO 14040:2021-02).

Wirkungsabschätzung (LCIA)

In der Phase der Wirkungsabschätzung (engl.: Life Cycle Impact Assessment (LCIA)) werden nach ISO 14040 die Sachbilanzergebnisse mit Umweltwirkungskategorien und dessen Indikatoren verknüpft. Dies geschieht mithilfe von Wirkungsabschätzungsmethoden, bei denen die Emissionen erstens in Wirkungskategorien eingeteilt und zweitens in gemeinsamen Einheiten beschrieben werden (z.B. in kg CO₂-Äquivalente). Je nach Kon-

solidierungsgrad erfolgt dabei die Auswertung direkt anhand der Wirkungskategorien oder abgeleitet anhand des Einflusses auf die Schutzgüter anhand von Wirkungsendpunkten (siehe Abbildung 3).

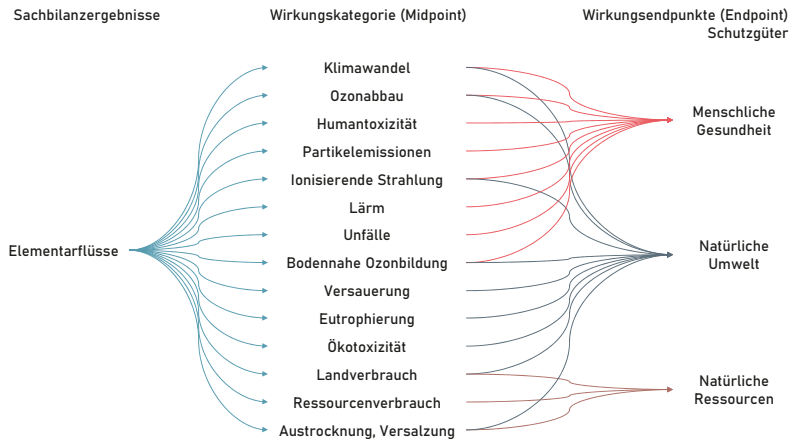


Abbildung 3: Wirkungsabschätzungsmethodik innerhalb der LCA aufgeteilt in Wirkungskategorienebene und Endpunktebene (nach JOINT RESEARCH CENTRE 2010b).

Die LCIA-Ergebnisse haben für die einzelnen Wirkungskategorien meist unterschiedliche Einheiten. Deshalb können sie nicht direkt miteinander verglichen werden, um festzustellen, welche am relevantesten sind. Ebenso wenig kann man sie zusammenfassen (JOINT RESEARCH CENTRE 2010a). Die Charakterisierung innerhalb der Wirkungsabschätzung erfolgt anhand von wissenschaftlich fundierten und in den Wirkungsabschätzungsmethoden definierten Charakterisierungsfaktoren und den ermittelten Werten aus der Sachbilanz (siehe Gleichung 2.1) (KLÖPFER und GRAHL 2009).

$$\text{potentielle Umweltbelastung}_x = \sum_{i=1}^n \text{Sachbilanz}_i * \text{Charakterisierungsfaktor}_{ix} \quad (2.1)$$

Auswertung

In der Auswertungsphase werden die Ergebnisse von LCI und LCIA im Hinblick auf das angegebene Ziel und den Untersuchungsrahmen interpretiert. In diesem Schritt werden die Vollständigkeit, die Sensitivität des Modells gegenüber einzelnen Parametern und dessen Konsistenz hinsichtlich Datengrundlage und Quantifizierung der Stoff- und Energieströme geprüft. Die Ökobilanz umfasst dabei viele Rückkopplungsschleifen zwischen den verschiedenen Phasen, sodass die Erkenntnisse aus den einzelnen Phasen zur iterativen Verfeinerung, z. B. der Systemgrenzen, der Auswahl der Datengrundlage oder der Sensitivitäts- und Unsicherheitsanalysen führen (HAUSCHILD et al. 2018).

2.3.2 Entwicklung der ökologischen Bilanzierung in der Abfallwirtschaft

Die Idee der Ökobilanzierung entstand in den 1960er Jahren, als die Sensibilität für die Umweltzerstörung zunahm und der begrenzte Zugang zu Ressourcen zum Thema wurden (HAUSCHILD et al. 2018). Daraufhin entstanden erste Bilanzierungsstudien mit Umweltbezug, die sich hauptsächlich auf den Energieverbrauch und einige wenige Emissionen von verschiedenen Verpackungsarten konzentrierten, was eine weitgehend unkoordinierte Methodenentwicklung zur Folge hatte (OBERBACHER et al. 1996). In den 1990er Jahren kam es dann durch die internationale Zusammenarbeit der wissenschaftlichen Gemeinschaft zu einer verstärkten Entwicklung methodischer Grundlagen und der Anwendungsbereich der Ökobilanzierung weitete sich auf eine rasch wachsende Palette von Produkten, Systemen und Dienstleistungen aus, wobei Studien sowohl von der Industrie als auch von Regierungen und Nichtregierungsorganisationen in Auftrag gegeben oder durchgeführt wurden (HAUSCHILD et al. 2018).

Mit Einführung der Ökobilanz in der Abfallwirtschaft vor fast drei Jahrzehnten wurde zum ersten Mal ein analytischer Rahmen geschaffen, um eine quantitative Bewertung der Abfallbewirtschaftungssysteme einschließlich der wichtigsten Stoff- und Energieströme und potentiellen Umweltauswirkungen zu ermöglichen (CHRISTENSEN et al. 2020). Mit Fortentwicklung der Methode wurde diese immer häufiger angewendet. Neben dem vorrangig betrachteten Treibhauspotential liegt mittlerweile der Betrachtungshorizont zusätzlich auf weiteren wichtigen Wirkungskategorien wie der Eutrophierung, der Versauerung und der toxikologisch relevanten Wirkungspotentiale (HAUSCHILD et al. 2018). Insbesondere zum Vergleich von vermiedenen und induzierten Emissionen durch die Einführung neuer Behandlungstechnologien wird die Ökobilanzierung mittlerweile häufig angewendet (HAUSCHILD et al. 2018). Die Stärke der Ökobilanz liegt darin, dass sie einen umfassenden, konsistenten und transparenten Überblick über die Stoff- und Energieströme innerhalb der Abfallbewirtschaftungssysteme ermöglicht und das Umweltprofil des kompletten Abfallwirtschaftssystems aufzeigt oder Teilbereiche davon näher beleuchtet (CHRISTENSEN et al. 2020).

Eine Ökobilanz kann dabei helfen, den Blickwinkel über die Abfallwirtschaft hinaus zu erweitern. Dies ist wichtig, da die Umweltauswirkungen der Abfallbewirtschaftung oft mehr von den Effekten auf die umliegenden Systeme abhängen können als von den Emissionen aus der Abfallbewirtschaftung selbst (EKVALL et al. 2007). Deswegen hat sich in letzter Zeit der Schwerpunkt bei der Entwicklung von Ressourcen- und Abfallstrategien von gewichtsbezogenen Recyclingzielen auf wirkungsorientierte Maßnahmen verlagert (SALEMDEEB et al. 2022) und die Ökobilanzierung ist heute als integrativer Bestandteil bei der Weiterentwicklung der Abfallwirtschaft unter Einbezug der angrenzenden Energie- und Ressourcenwirtschaft allgegenwärtig.

2.3.3 Kohlenstoffsequestrierung durch Biokohle

Die Begrenzung der globalen Erwärmung auf höchstens 2 °C (vorzugsweise auf 1,5 °C) über dem vorindustriellen Niveau, welche mehrheitlich bei der UN-Klimakonferenz in Paris 2015 beschlossen und 2020 mit Strategien zum Erreichen dieses Ziels belegt wurde, bildet die Grundlage für den multilateralen Prozess zur Bekämpfung des Klimawandels

und zur Anpassung an seine Auswirkungen (UNITED NATIONS 2015). Damit diese Rahmenbedingungen eingehalten werden können, müssen nicht nur die Treibhausgasemissionen drastisch reduziert, sondern auch erhebliche Mengen CO₂ mittels negativen Emissions-Technologien (NET) aus der Atmosphäre entfernt und langfristig gebunden werden (IPCC 2022). Die NET reichen dabei von innovativen, technischen Lösungen wie der direkten Bindung von CO₂ aus der Luft mit anschließender geologischer Speicherung (DACCS) bis hin zu bekannten Ansätzen wie der Aufforstung. Bisher wurde keine dieser Technologien jedoch in einem Umfang eingesetzt, der im Einklang mit den Zielen des Pariser Abkommens steht (THONI et al. 2020), obwohl die meisten NET bereits umfassend wissenschaftlich beleuchtet wurden (SMITH 2016) und deren baldiger, möglichst umfangreicher Einsatz unumgänglich ist (GALÁN-MARTÍN et al. 2021). Da Biokohle bei richtiger Anwendung ein chemisch und biologisch sehr stabiler Kohlenstoffspeicher ist (siehe Kapitel 2.2.3), wurde diese vom Weltklimarat (IPCC) mit in die NET aufgenommen (IPCC 2019). Demnach kann die Sequestrierungsleistung der Biokohle anhand des Anteils an permanentem Kohlenstoff bilanziert werden, der über einen Zeitraum von 100 Jahren stabil in der Biokohle gebunden wird.

Im Hinblick auf eine aktive Kohlenstoffsequestrierung werden in Deutschland bislang nur die Erhöhung des Bodenkohlenstoffes, die Wiedervernässung von Mooren und die Aufforstung weiter verfolgt (THONI et al. 2020). Dabei stellt Biokohle aus Klärschlamm eine potentiell zusätzliche, bisher nicht beachtete aber dennoch dringend benötigte Kohlenstoffsenke dar, um die beschriebenen Raten der Kohlenstoffsequestrierung zur Bekämpfung des Klimawandels nachhaltig zu erreichen (FUSS et al. 2018).

Obwohl die Klimaauswirkungen von verschiedenen Kohlenstoffemissionen anhand des Erderwärmungspotentials relativ genau quantifiziert werden können, sind geeignete formale Messgrößen zur Bewertung des positiven Effekts der Kohlenstoffsequestrierung auf das Klima aufgrund der zugrundeliegenden zeitlichen Effekte in der bisherigen Bilanzierungsmethode nicht vorhanden (TERLOUW et al. 2021). Der in seinen Grundzügen auf den ISO Normen aufbauende und von der europäischen Kommission veröffentlichte methodische Rahmen des Umweltfußabdrucks (EF) macht für die Anrechenbarkeit von Kohlenstoffsenken in der Ökobilanz deshalb folgende Vorgaben (EUROPEAN COMMISSION 2012): Die vorübergehende (Kohlenstoff-)Speicherung oder die verzögerte Emission dürfen nicht in die Berechnung der Standard-EF-Auswirkungskategorien berücksichtigt werden, können allerdings als zusätzliche Umweltinformationen in der Bilanz ausgewiesen werden. Im Gegensatz dazu besteht nach der IPCC eine mögliche Nomenklatur für die Anrechenbarkeit dieser NET, sodass der langfristig gebundene Kohlenstoff in Biokohlen mithilfe expliziter Berechnungsmethoden ermittelt und die Kohlenstoffsequestrierungsleistung quantifiziert werden kann (IPCC 2019) (siehe Kapitel 2.2.3). Darüber hinaus wird in der aktuellen wissenschaftlichen Bilanzierungspraxis die Sequestrierung von atmosphärischem Kohlenstoff in den meisten Fällen in die entsprechenden Wirkungskategorien der Treibhausgaspotentiale eingerechnet (siehe AZZI et al. 2021; LEFEBVRE et al. 2021; WOOLF et al. 2021; COOPER et al. 2022; MATUŠTÍK et al. 2022).

3 Material und Methoden

Im folgenden Kapitel werden die verwendeten Materialien und die angewandten Methoden zur Erstellung der vergleichenden Ökobilanz ausführlich beschrieben und näher erläutert. Zunächst wird auf die gewählten methodischen Grundlagen eingegangen. Anschließend erfolgt die Beschreibung der durchgeführten Modellierungen in Hinblick auf die Sachbilanz verschiedener thermochemischer Konversionsverfahren sowie unterschiedlicher Biokohleanwendungen. Im letzten Teil des Kapitels wird die Modellierung der betrachteten Szenarien mithilfe der verwendeten Ökobilanzierungssoftware GaBi vorgestellt.

3.1 Ziel und Untersuchungsrahmen der vergleichenden Ökobilanz

Damit die ökologischen Auswirkungen der verschiedensten Abfallbehandlungsszenarien untereinander verglichen werden können, bedarf es eines konsistenten Aufbaus des Modells und einer umfassenden Definition der untersuchten Systeme. Zusätzlich müssen bei der Festlegung des Studiendesigns die normativen Vorgaben eingehalten werden, um die Korrektheit des Vorgehens und die Aussagekraft und Vergleichbarkeit der gewonnenen Ergebnisse zu gewährleisten. Die im Rahmen dieser Ausarbeitung durchgeführte ökobilanzielle Bewertung verschiedener Behandlungsverfahren von ausgefautem Klärschlamm, inklusive der potentiellen Anwendungsbereiche der entstehenden Hauptprodukte (Biokohlen) und Koppelprodukte, erfolgte anhand der Normmethoden ISO 14040 und ISO 14044 (siehe Kapitel 2.3.2). Die erste Phase der Ökobilanzierung umfasst demnach das Festlegen der Ziele der durchgeführten Untersuchungen sowie die Definition der betrachteten Systeme anhand mehrerer Kriterien. Die Darstellung des Untersuchungsrahmens beinhaltet dabei die Beschreibung der funktionellen Einheit, der gewählten Systemgrenzen inklusive deren zeitlichem und geografischem Bezug, das angewandte Allokationsverfahren sowie die ausgewählten Wirkungskategorien. Zusätzlich werden für eine vollständige Systembeschreibung die gewählte Datengrundlage sowie die angewendete Sensitivitätsanalyse zur Validierung der Modellierungen im nachfolgenden Kapitel vorgestellt.

3.1.1 Ziele der Ökobilanzierung

Die Ziele der vergleichenden Ökobilanz zur Herstellung und Nutzung von Biokohlen aus Klärschlämmen ergeben sich aus den in Kapitel 1.1 und Kapitel 1.2 dargestellten Problemstellungen und den daraus ableitenden Forschungsfragen. Die Zieldefinition der Bilanzierung dient als Richtschnur für alle Aspekte des Untersuchungsumfangs, der wiederum den Rahmen für die Sachbilanzierung und die sich daraus ergebene Wirkungsbilanzierung vorgibt (JOINT RESEARCH CENTRE 2010a). Vor dem Hintergrund, dass eine ökobilanzielle Bewertung besonders nützlich für die Beurteilungen von neuen Technologien oder eines neuen Systems ist, für das nur begrenzte oder bisher noch gar keine Daten in einem relevanten, industriellen Maßstab verfügbar sind (CHRISTENSEN et al. 2020), sollen in dieser Ausarbeitung die neuartigen thermochemischen Konversions-

technologien bewertet werden. Mithilfe der Ergebnisse der Ökobilanz kann ermitteln werden, ob die betrachteten Technologien eine ökologische Verbesserung im Vergleich zu bestehenden Technologien darstellen oder ob die bestehende Technologie bereits die beste Lösung für die untersuchte Fragestellung darstellt. Dafür sollen anhand der vergleichenden Untersuchungen potentielle Umweltwirkungen der betrachteten thermochemischen Konversionsverfahren erfasst und untereinander sowie mit dem Benchmark-Prozess der Monoverbrennung verglichen werden. Des Weiteren sollen die Umweltauswirkungen der untersuchten Biokohleanwendungen beleuchtet sowie potentielle Auswirkungen auf angrenzende energetische und stoffliche Systeme evaluiert werden. Dafür wurden vier Anwendungsfälle für die entstehenden Biokohlen ausgewählt, die entweder eine stoffliche Nutzung oder eine energetische Verwertung vorsehen. Als Referenzsystem (Benchmark) fungiert die Monoverbrennung des Klärschlammes, der zukünftig am meisten favorisierte Verwertungsprozess für Klärschlämme in Deutschland (siehe Kapitel 3.1.6).

Mithilfe der durchgeführten Ökobilanz sollen mögliche ökologische Auswirkungen der betrachteten Verwertungspfade für Klärschlamm aufgezeigt werden. Dabei liegt der Fokus einerseits auf einer energetisch und stofflich optimalen Entsorgungsstrategie. Zum anderen auf dem Schließen von Stoffkreisläufen sowie der Minimierung von Schadstoffeinträgen in die Umwelt, nicht nur in Deutschland, sondern perspektivisch ebenfalls in Europa und weltweit. Dadurch könnte die Unabhängigkeit von Rohstoffimporten gestärkt, eine nachhaltige, lokale Kreislaufwirtschaft für kritische Rohstoffe wie Phosphor implementiert und so die Nahrungsmittelversorgung künftiger Generationen sichergestellt werden.

Zur Beantwortung dieser Fragestellungen werden die Ergebnisse für die Energie- und Stoffflüsse (Kapitel 4.2.1 und 4.3.1), die verschiedenen thermochemischen Konversionsverfahren (Kapitel 4.2.2 und 4.3.2), die Umweltwirkungen des Gesamtsystems inklusive der Nutzungsszenarien der Biokohle (Kapitel 4.2.3 und 4.3.3) sowie die Sensitivitätsanalyse der Systeme (Kapitel 4.2.4 und 4.3.4) anhand der in Kapitel 3.1-3.4 dargestellten Rahmenbedingungen und Modellierungen vorgestellt. Die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen stehen mit der Veröffentlichung dieser Arbeit zur Verfügung. Anders als in der Norm vorgesehen, enthält diese Ausarbeitung jedoch keine externe Prüfung. Nur die bereits veröffentlichten Journalartikel, die aus diesem Projekt hervorgegangen sind (siehe (GIEVERS et al. 2019, 2021)), wurden in einem externen Begutachtungsprozess validiert und in entsprechenden Fachartikeln veröffentlicht.

3.1.2 Funktionelle Einheit

Die Festlegung einer geeigneten funktionellen Einheit (FU) ist essenziell, um die potentiellen Umweltwirkungen verschiedener technischer Systeme, welche dieselbe Funktion erfüllen, miteinander vergleichen zu können. Dafür wird ein Referenzfluss benötigt, dessen Funktion darin besteht, für alle untersuchten Systeme und Prozesse die Menge an Stoff- und Energieflüssen zu normieren und so die Vergleichbarkeit der Systeme untereinander zu ermöglichen. Die Ökobilanz eines Systems zur Abfallbehandlung konzentriert sich meist auf das Lebensende eines Produkts beziehungsweise Abfalls und berücksichtigt nur Prozesse, die zur Bewirtschaftung dieses Abfalls erforderlich sind

(PRADEL et al. 2016; HAUSCHILD et al. 2018). Dadurch sollen in erster Linie potentielle Umweltveränderungen bestimmt werden, die durch die Art und Weise, wie der betrachtete Abfall bewirtschaftet wird oder werden könnte, entstehen. Die funktionelle Einheit des Abfallmanagementsystems wird deshalb anhand des Systeminputs, in diesem Fall die Menge des zu entsorgenden Abfalls, definiert (PRADEL et al. 2016). Der in der Ökobilanz betrachtete Klärschlamm wird als Referenzfluss für das modellierte Abfallmanagementsystem verwendet, bis die Reststoffe entweder nach erfolgreicher Behandlung abgelagert werden oder das Abfallmanagementsystem als Emission verlassen. Zwar ist die Hauptfunktion eines Abfallbewirtschaftungssystems die Behandlung von Abfällen zur sicheren Beseitigung von Schadstoffen und zur Minimierung von Emissionen, zusätzliche Funktionen sollten allerdings berücksichtigt werden, wenn aus der Abfallbehandlung Energie gewonnen wird oder wenn Abfälle als Düngemittel verwendet werden (PRADEL et al. 2016; HAUSCHILD et al. 2018). Deshalb wurden bei der Modellierung der untersuchten Systeme zur Klärschlammbehandlung verschiedene Szenarien der Koppelproduktnutzung evaluiert (siehe Kapitel 3.3) sowie ein Modellierungsansatz gewählt, der die Multifunktionalität eines Systems abbilden kann (siehe Kapitel 3.1.5).

Damit die beiden thermochemischen Behandlungsmethoden HTC und Pyrolyse untereinander und mit der Monoverbrennung verglichen werden können, wurde für alle untersuchten Systeme die funktionelle Einheit als "Behandlung von 1 kg Klärschlamm nach anaerober Faulung mit einem Gesamtfeststoffgehalt von 5 % und einem organischem Trockensubstanzgehalt von 48 %" definiert. Der Feststoffgehalt und die Anteile an Organik ergaben sich aus den Systemgrenzen des verwendeten Monoverbrennungsprozesses aus der ecoinvent Datenbank, der als Benchmark diente (siehe Kapitel 3.1.6). Dieser Referenzfluss bildete die stofflichen Eigenschaften eines durchschnittlichen Klärschlammes, trotz hoher Variabilität innerhalb der Klärschlammcharakterisierung, hinreichend genau ab (ROSKOSCH und HEIDECKE 2018; MERZARI et al. 2020; MAYER et al. 2021).

3.1.3 Festlegung des zu untersuchenden Systems und der Systemgrenzen

Das Hauptziel bei der Festlegung der Systemgrenzen besteht darin, die Prozesse und Teile des Lebenszyklus zu wählen, die für den Zweck der Studie relevant sind (TILLMAN et al. 1994). Daher müssen die zu untersuchenden Systeme klar von anderen Betrachtungen und Zielsetzungen abgegrenzt werden und die Systemgrenzen so gewählt werden, dass alle Prozessketten der betrachteten Behandlungsmethoden und Verwertungswege abgedeckt werden. In den letzten Jahren haben sich nach COROMINAS et al. (2020) für die Auslegung der Systemgrenzen bei der Bilanzierung von Abwasserbehandlungsanlagen je nach Ziel der Bilanzierung unterschiedlichste Betrachtungsräume etabliert (siehe Abbildung 4).

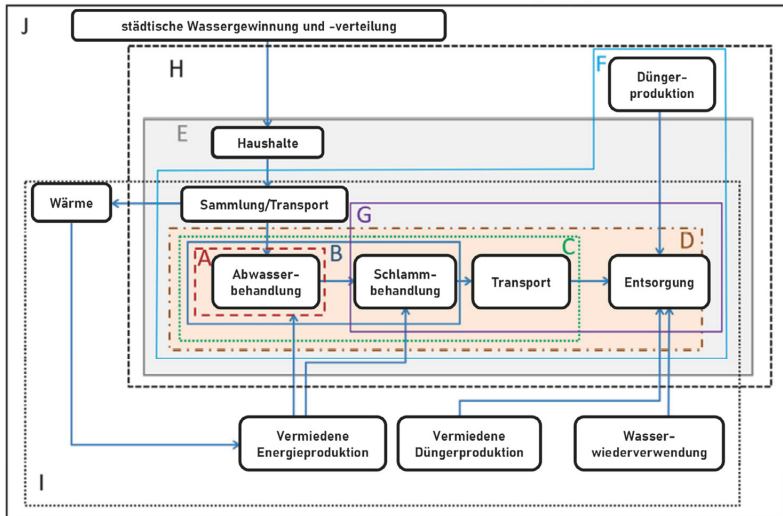


Abbildung 4: Beispiele physikalischer Systemgrenzen für die Ökobilanzierung der Abwasserbehandlung¹ (nach COROMINAS et al. (2020), mit Erlaubnis von Elsevier)

Das zu untersuchende System der Schlammbehandlung und -verwertung wurde in Anlehnung an die Systemgrenze „G“ nach COROMINAS et al. (2020) definiert, da der Fokus der Ökobilanz auf der Abfallbeseitigung, in diesem Fall die Faulschlammverwertung, lag. Aufgrund der sowohl energetischen wie auch stofflichen Nutzung der entstehenden Feststoffe wurden die gewählte Systemgrenze um die vermiedene Düngerproduktion und eventuelle Rückflüsse von Wärmeenergie innerhalb der Schlammbehandlung erweitert. Um die Vergleichbarkeit der Verwertungswege gewährleisten zu können, wurden für alle thermochemischen Behandlungsverfahren und den Referenzprozess dieselbe Systemgrenze gewählt.

Das in dieser Arbeit evaluierte Abfallbehandlungssystem umfasste unterschiedliche thermochemische Behandlungsverfahren für ausgefaulten Klärschlamm als Abfallprodukt. Daher sind die Empfehlungen nach LAURENT et al. (2014) für Systeme zur Bewirtschaftung fester Abfälle weitgehend auf die Schlammbehandlung übertragbar (COROMINAS et al. 2020) und die vorangegangenen Lebenszyklusstadien des betreffenden Abfalls können bei der Bilanzierung weggelassen werden. Der Abfall tritt demnach ohne Emissionen aus den Vorketten in das modellierte System ein (siehe EKVALL et al. 2007; PRADEL et al. 2016). Für alle anderen Stoff- und Energieströme, die im Zusammenhang mit den

¹ A: Abwasserbehandlung ohne Schlammbehandlung; B: Abwasser- und Schlammbehandlung ohne Transporte; C: Abwasser- und Schlammbehandlung mit Transporten; D: Abwasser- und Schlammbehandlung bis zur Entsorgung des Klärschlammes; E: So wie D mit zusätzlicher Berücksichtigung des Kanalsystems und der Abwasserentstehung; F: So wie D mit zusätzlichen Gutschriften für die Düngersubstitution des Klärschlammes; G: Schlammbehandlung; H: So wie E mit Düngergutschrift; I: Kompletter Abwasserbehandlungsprozess mit Gutschriften für Energie, Dünger und Frischwasser; J: Kläranlage als Komponente des urbanen Wassersystems

untersuchten Prozessketten stehen, wurden die kompletten Lebenszyklen „von der Wiege bis zur Bahre“ (engl.: „cradle-to-grave“) modelliert.

Bei der Modellierung der einzelnen Prozessketten anhand der getroffenen Annahmen und Ergebnisse aus Pilotprojekten und Literaturdaten wurde versucht eine möglichst vollständige Erfassung der relevanten Stoff- und Energieströme durchzuführen. Die Vollständigkeitsanforderungen wurden so definiert, dass mindestens 95 % der relevanten Stoff- und Energieströme erfasst werden sollten. Da der Bilanzierungsaufwand in einem handhabbaren Rahmen bleiben sollte, wurden Prozesse, die nicht ausschließlich für die betrachteten Prozessketten verwendet wurden, von dem Bilanzrahmen abgeschnitten und demnach in der Bilanzierung nicht weiter betrachtet. Als Beispiel seien hier die Infrastruktur und der Maschinen- und Anlagenbau genannt, wie der Lebenszyklus der Straßen für den Transport des Klärschlammes und der Biokohlen oder die Herstellung des Traktors zum Ausbringen der Biokohle. Zudem hat sich bei der Ökobilanzierung von energieintensiven Prozessen in vielen Studien gezeigt, dass die Emissionsmengen der Maschinen- und Anlagenkomponenten über den gesamten Lebenszyklus im Vergleich zu den Emissionen aus der Energiebereitstellung gering sind und deswegen wenig Auswirkungen auf die Umweltwirkungen haben (LOMBARDI et al. 2017; HAUSCHILD et al. 2018; DING et al. 2021). Dies zeigte sich ebenfalls bei der Auswertung des ersten Iterationsschrittes der Bilanzierung mit einem grob abgeschätzten Materialmix für die Anlagenkomponenten (Kupferdraht, Edelstahl, Beton, Stahl, Dämmung), sodass die Maschinen- und Anlagenkomponenten nicht Teil der weiteren Betrachtungen waren.

Systemgrenzen des Referenzsystems

Da die Monoverbrennung derzeit am häufigsten als Behandlungsmethode für Klärschlamm avisiert wird (siehe Kapitel 3.1.6), wurde diese Technologie als Benchmark Verfahren verwendet, mit dem anschließend die alternativen thermochemischen Verfahren Pyrolyse und HTC verglichen wurden. Die Systemgrenze des aus der Datenbank von ecoinvent stammenden Prozesses umfasste dabei folgende Aktivitäten (JUNGBLUTH et al. 2007): die Entwässerung des Schlammes auf 73 % Wassergehalt und Behandlung der Entwässerungsflüssigkeit auf der Kläranlage, den Transport (25 km) des entwässerten Schlammes zur Verbrennungsanlage, die Verbrennung und die anschließende Deposition der anfallenden Schlacke sowie der verfestigten Flugasche (siehe Abbildung 5).

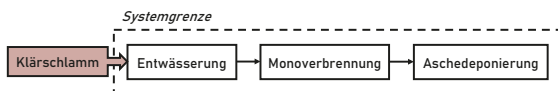


Abbildung 5: Vereinfachte Systemgrenzen der Monoverbrennung von Klärschlamm

Die bei der Monoverbrennung nötige P-Rückgewinnung aus den entstehenden Aschen wurde in dieser Arbeit explizit ausgeschlossen, da am Markt eine Vielzahl potentieller Verfahren existiert oder noch in der Entwicklung sind, die alle eigene Emissionsprofile aufweisen und Gegenstand weiterführender, ökologischer Bewertungen sind. Dennoch werden für eine konsistente Systembetrachtung in der Ergebnisdiskussion verschiedene Literaturdaten für die Bewertung zusätzlicher Emissionen aus potentiellen Rückgewinnungsverfahren mit einbezogen (siehe Kapitel 5.4).

Systemgrenzen der HTC

Die Grenzen des betrachteten Systems umfassten die hydrothermale Carbonisierung des ausgefaulten Klärschlammes, den möglichen Transport und die Zwischenlagerung, die Strom- und Wärmeerzeugung und die Verwendung der Biokohle. Die Systemgrenzen der gewählten Szenarien sind in Abbildung 6 ersichtlich, wobei die einzelnen Prozesskettenglieder übersichtshalber ohne die zusätzlichen Stoff- und Energieflüsse (z.B. der Hilfs- und Betriebsstoffe), Transporte, Zwischenlagerungen sowie die daraus resultierenden direkten Emissionen dargestellt werden. Die untersuchte Klärschlammbehandlung betrachtete die Entwässerung des ausgefaulten Klärschlammes auf einen Trockensubstanzgehalt von 20 %, den eigentlichen Verkohlungsprozess des Klärschlammes, die damit verbundene Energiebereitstellung in Form von Strom und Wärme sowie die Wärmerückgewinnung mittels Wärmeaustauscher, die Separation der Fest- und Flüssigphase sowie die Lagerung der Biokohle. Die Energie für die HTC und die Filterpresse zur Abtrennung der Biokohle aus dem Prozesswasser wurde in Form von elektrischer Energie zum Pumpen des Schlammes und Biogasverbrennung zur Erzeugung der erforderlichen Prozesswärme bereitgestellt. Die Behandlung des HTC-Prozesswassers erfolgte aerob auf der Kläranlage. Die Emissionen des Behandlungsprozesses wurden anhand der C-, N- und P-Gehalte des Prozesswassers adaptiert. Insgesamt erfolgte die ökologische Beurteilung für vier verschiedene Verwertungspfade. Die Nutzung von Biokohle als Brennstoff, Düngemittel oder Pflanzensubstrat wurde mit der Verbrennung und Anwendung fossiler Produkte verglichen: Erdgas und Braunkohle, NPK-Dünger und Torf. Die Substitution von Braunkohle und Erdgas wurde durch den Energiegehalt der Hydrokohle für die Mitverbrennung und Monoverbrennung in Kraftwerken und die daraus generierbaren Strom- und Wärmemengen errechnet. Für den vermiedenen NPK-Düngereinsatz wurde der Nährstoffgehalt der Biokohle, angepasst an die Pflanzenverfügbarkeiten, angerechnet. Die Gutschriften für Torf im Gartenbau wurden als Substitution nach Gewicht berechnet.

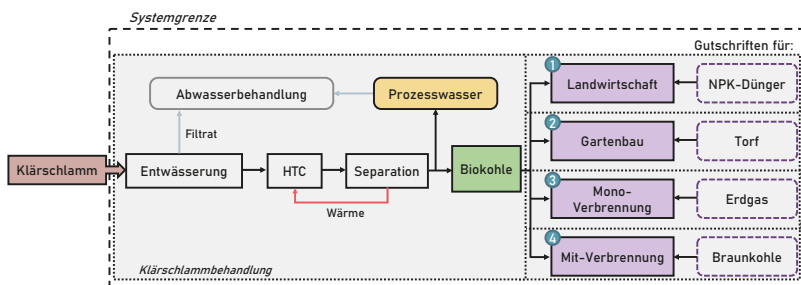


Abbildung 6: Systemgrenzen für die Prozessketten der HTC und die verschiedenen Szenarien der Biokohleanwendungen

Eine detaillierte Vorstellung der HTC-Prozessketten inklusive der Biokohleszenarien sowie der sich daraus ergebenden Sachbilanzdaten erfolgt in Kapitel 3.2.1 und Kapitel 3.3.1.

Systemgrenzen der Pyrolyse

Die Systemgrenzen des modellierten Pyrolysesystems umfassten die Entwässerung, Trocknung und Pyrolyse des Klärschlammes, den möglichen Transport und die Zwischenlagerung, die Strom- und Wärmeerzeugung sowie vier verschiedene Biokohleanwendungen. Die Systemgrenzen der gewählten Szenarien sind in Abbildung 7 dargestellt, wobei die einzelnen Prozesskettenglieder übersichtlicher ohne die zusätzlichen Stoff- und Energieflüsse (z.B. der Hilfs- und Betriebsstoffe), Transporte, Zwischenlagerungen sowie die daraus resultierenden direkten Emissionen dargestellt werden. Die Energie für die Pyrolyse wurde als Strom und thermische Energie für den Betrieb der Anlage bereitgestellt. Der Energiegehalt des Pyrolysegases und der Pyrolyseflüssigkeit war aufgrund des hohen Wassergehaltes und inerten Anteils des Substrates zu gering, um den Wärmebedarf sowohl für die Schlamm-trocknung als auch für die Pyrolyse zu decken. Deshalb wurde zusätzliche Energie aus der Verbrennung von Biogas aus der Klärschlammfäulung genutzt, um die erforderliche Prozesswärme bereitzustellen. Dies war insbesondere für die Anfahrphase der Pyrolyse und den vorgeschalteten Trocknungsprozess notwendig. Die Verwendung von Biokohle als Brennstoff, der Braunkohle ersetzt, und als Bodenverbesserer, der Düngemittel oder Torf ersetzt, wurde mit der Verbrennung und Ausbringung der fossilen Äquivalenzprodukte verglichen. Für eine Kaskadennutzung der Biokohle im Biogasprozess und anschließend in der Landwirtschaft wurde die Einsparung von Maissilage durch den potentiell höheren Biogasertrag mit Biokohle berücksichtigt. Um auch die energetische Nutzung der Biokohle mit in der Bilanzierung abzubilden, wurde in einem Szenario die Substitution von Braunkohle modelliert, wohlwissend, dass zukünftig in Deutschland diese Art der Energiebereitstellung nicht mehr vorhanden sein wird und die Ergebnisse eher als Grundlage zur Übertragung auf andere Länder gesehen werden können. Dabei wurde die zu substituierende Menge bei der Mitverbrennung in Braunkohlekraftwerken auf Basis des Energiegehalts der Biokohle ermittelt. Die Gutschriften für Torf im Gartenbau wurden nach gewichtsmäßiger Substitution berechnet, ebenso wie die Gutschriften für die Nährstoffgehalte der Biokohle, angepasst mit den Äquivalenzfaktoren bezüglich der Pflanzenverfügbarkeiten der einzelnen Nährstoffe.

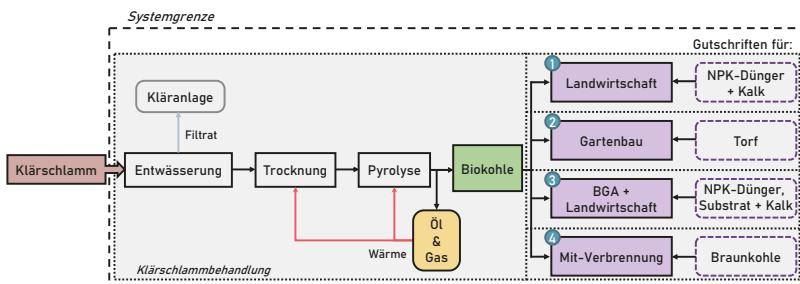


Abbildung 7: Systemgrenzen für die Prozessketten der Pyrolyse und die verschiedenen Szenarien der Biokohleanwendungen

Eine detaillierte Beschreibung der Pyrolyse Prozessketten erfolgt in Kapitel 3.2.2 und Kapitel 3.3.2. Darin enthalten sind neben den einzelnen Prozessschritten zur Herstellung

der Biokohle auch die Nutzungsszenarien der Biokohlen sowie die sich daraus ergebenden Sachbilanzdaten.

3.1.4 Geografische und zeitliche Bezüge der Bilanzierung

Die Einordnung des gewählten Untersuchungsrahmens in den für die Modellierung vorgesehenen geografischen und zeitlichen Rahmen bildet die Grundlage für aussagekräftige Ergebnisse der Ökobilanz. Anstatt detaillierte Daten über einen einzigen, realen Standort zu nutzen, wurde mit der durchgeführten Ökobilanz das Ziel verfolgt, allgemeingültige Aussagen über verschiedene Technologien und ihre potentielle Emissionscharakteristik zu ermitteln. Ausgehend von einer Evaluation auf nationaler Ebene bildet die Bundesrepublik Deutschland den geographischen Rahmen. Für Hintergrunddaten aus den Datenbanken wird der geographische Rahmen der aggregierten Prozesse (siehe Kapitel 3.1.8) meist weiter gefasst, da teilweise nur europäische oder globale Durchschnittsprozesse in den Datenbanken zur Verfügung standen. Darüber hinaus sind einige Prozesse aus den Datenbanken nur teilweise aggregiert, um die Anpassung an den entsprechenden geographischen und zeitlichen Rahmen durch Ergänzung lokaler Prozesse zu ermöglichen, z.B. durch Anwendung der länderspezifischen Strom-Mixe. Aufgrund der Verwendung der Datenbanken in den aktuellsten Versionen waren die verwendeten Prozesse in ihrer Repräsentativität auf dem neuesten Stand. Für die verwendeten Literaturdaten (siehe Kapitel 3.1.8) wurden Quellen verwendet, die innerhalb der letzten zehn Jahre erstellt wurden, größtenteils jedoch nicht älter als fünf Jahre waren. Die verwendeten Daten sowohl für die Hintergrundprozesse als auch für die Vordergrundprozesse spiegelten demnach den aktuellen Stand der Technik wieder. Als Besonderheit wurde für die Betrachtung der Kohlenstoffspeicherung der pyrolytischen Biokohlen der Zeitraum für diesen Teilaspekt auf die zukünftigen 100 Jahre ausgeweitet. Dieser Zeitraum entspricht dem Betrachtungszeitraum des Klimawandeleffekts in der gewählten Wirkungsabschätzungsmethode (siehe Kapitel 3.1.7).

3.1.5 Modellierungsansatz

Im Kontext der ökologischen Bewertung des breiten Einsatzes neuer Technologien ist die Zielstellung, einen konsequenten Ansatz anzuwenden, der die Systemerweiterung einbezieht und Randprozesse identifiziert, die mit den modellierten Prozessen in direktem Zusammenhang stehen (BRANDÃO et al. 2017). Auf diese Weise vermeidet die konsequente Modellierung die Notwendigkeit der Allokation von Nebenprodukten unter Beibehaltung der Massen- und Energiebilanzen der mitproduzierenden Tätigkeit. In der Norm ISO 14044 wird dieses Verfahren als Systemerweiterung bezeichnet, da der weitere Verbleib der Nebenprodukte und die daraus resultierenden Veränderungen (Substitutionen) nicht durch die Allokation abgeschnitten, sondern als Teil des Produktsystems mit in die Bilanzierung einbezogen werden (HEIMERSSON et al. 2019; COROMINAS et al. 2020). Deshalb wurde für die durchgeführte Bilanzierung ein Modellierungsansatz verwendet, der eine Systemerweiterung durch Gutschrift des substituierten Referenzprozesses anwendet, um das Problem der Multifunktionalität einzelner Prozesse zu lösen. Beispielsweise wurde der düngewirksame Phosphoranteil der Biokohle mit dem äquivalenten Fluss aus dem invertierten Prozess der konventionellen Phosphordüngerbereitstel-

lung gegenübergestellt und dadurch die Emissionen aus diesem generischen Datenbankprozess gutgeschrieben. Da der Fokus der Arbeit auf einer systemischen Fragestellung und den damit einhergehenden unsicheren Entwicklungen der substituierten weltweiten Produktsysteme (z.B. die Herstellung von Phosphatdüngern) liegt, wurden für die substituierten Prozesse keine expliziten Annahmen, sondern Durchschnittsdaten aus den Ökobilanzdatenbanken verwendet. Einen Überblick der aktuellen Debatte in der Anwendung und Auslegung unterschiedlicher Modellierungsansätze in der Ökobilanzierung und deren Vor- und Nachteile liefern unter anderem FINNVEDEN et al. (2022), HEIMERSSON et al. (2019) und SCHAUBROECK et al. (2021).

3.1.6 Referenzsystem

Klärschlamm aus kommunalen Kläranlagen wird in Deutschland derzeit durch Verbrennung oder Co-Verbrennung thermisch entsorgt oder in der Landwirtschaft und dem Landschaftsbau stofflich verwertet. Der zunehmende Fokus auf potentielle Schadstoffeinträge in die Umwelt, Emissionsminimierung, Bodenschutz und Phosphorrückgewinnung und die damit verbundenen gesetzlichen Änderungen führen zu einer erhöhten Relevanz der thermischen Klärschlammbehandlung, sodass heute der größte Teil des Klärschlammes in Deutschland verbrannt wird (siehe Kapitel 2.1.3). Dabei landet etwa die Hälfte in der Monoverbrennung, meist in stationären Wirbelschichtanlagen, und die andere Hälfte in der Mitverbrennung, insbesondere in Kohlekraftwerken, Zementöfen oder in geringem Umfang in Müllverbrennungsanlagen (SCHNELL et al. 2020). Durch die jüngsten Entwicklungen, wie zum Beispiel die Änderungen der deutschen Klärschlammverordnung, werden die Entsorgungswege der Mitverbrennung aufgrund der Rückgewinnungspflicht für Phosphor in Zukunft eingeschränkt. Infolgedessen wird eine erhebliche Zunahme der Monoverbrennungskapazität erwartet, da dieses Entsorgungsverfahren die Kombination von einem schadstoffminimierenden Entsorgungsweg und potentieller Phosphorrückgewinnung verspricht (SCHNELL et al. 2020). Dabei ergeben sich jedoch Schwierigkeiten aufgrund der schlechten Brennstoffqualität des Klärschlammes. Die hohen Wasser- und Aschegehalte des Klärschlammes führen zu einem insgesamt niedrigen Heizwert, sodass für eine autotherme Verbrennung in der Regel eine Vorbehandlung (Trocknung) zur Erhöhung des Heizwertes vorgeschaltet werden muss (MAYER et al. 2021). Da aufgrund der gesetzlich gewährten Übergangsfrist und der wirtschaftlich ungünstigen Lage von rückgewonnenen P im Vergleich zu klassischem, geologisch gewonnenen P-Düngern erst wenige Verfahren zur P-Rückgewinnung aus Monoverbrennungsaschen im (Versuchs-)Betrieb sind, wurde in dieser Ausarbeitung die P-Rückgewinnung aus den Verbrennungsaschen nicht mit in die Bilanzierung einbezogen. Zur Ausweitung der Datengrundlage bezüglich des Referenzsystems der Monoverbrennung wurde in der Ergebnisdiskussion neben dem verwendeten Prozess aus der ecoinvent-Datenbank zusätzlich auf Literaturdaten zu Emissionsprofilen aus Ökobilanzen von Klärschlamm-Monoverbrennungs-Prozessketten zurückgegriffen. Da zusätzlich zu den rein thermischen Entsorgungspfaden die P-Rückgewinnung innerhalb des Referenzsystems in die Ergebnisdiskussion mit einbezogen werden sollte, wurden hierzu ebenfalls Literaturdaten aus Ökobilanzen von entsprechenden Verfahren verwendet. Die zugrundeliegenden Sachbilanzdaten des gewählten Prozesses aus der in GaBi implementierten ecoinvent 3.6 Datenbank „treatment of digester sludge, municipal incineration, future“

stammten aus abfallspezifischen Berechnungen auf der Grundlage von Literaturdaten (JUNGBLUTH et al. 2007; ECOINVENT 2020).

Die Hintergrunddaten des Prozesses basierten auf einer durchschnittlichen Schweizer Müllverbrennungsanlage (MVA) im Jahr 2000 mit einer Rostverbrennung mit Elektrofilter für Flugasche (ESP) und nassem Rauchgaswäscher bestehend aus einer Mischung aus selektiven nichtkatalytischen Reduktionsverfahren (SNCR) (29,4 %), selektiven katalytischen Reduktionsverfahren (SCR) (32,2 % High-Dust und 24,6 % Low-Dust) und 13,8 % ohne Entstickung. Den geographischen Rahmen des Prozesses bilden Planungsdaten für die Modernisierung einer Schweizer MVA. Der betrachtete Zeitraum bezieht die Emissionscharakteristik moderner Schweizer MVA basierend auf Daten aus den frühen 90er Jahren, die übertragen und aktualisiert wurden auf eine modernisierte (zukünftige) Energieproduktion, um den aktuellen Stand der Technik abzubilden. Der Prozess lag in GaBi als teilaggregierter Prozess vor, sodass Anpassungen an die lokalen Gegebenheiten vorgenommen werden konnten.

Die Systemgrenze des Prozesses umfasste dabei folgende Aktivitäten: die Entwässerung des Schlammes und die Behandlung der Entwässerungsflüssigkeit auf der Kläranlage, den Transport des entwässerten Schlammes zur Verbrennungsanlage, die spezifischen Luft- und Wasseremissionen, die bei der Verbrennung entstehen, sowie den Verbrauch an Hilfsstoffen für die Rauchgasreinigung. Zusätzlich wurden die bei der Deposition anfallenden, kurzfristigen Emissionen in Gewässer und langfristigen Emissionen in das Grundwasser aus der anfallenden Schlacke sowie der verfestigten Flugasche und dem Waschschlamm berücksichtigt. Der benötigte Prozessenergiebedarf in Form von elektrischer Energie und Wärmeenergie wurde innerhalb des Prozesses modelliert.

Der im Datensatz modellierte Verbrennungsprozess bezieht sich auf eine MVA, die Daten wurden allerdings so adaptiert, dass die Emissionen auf Klärschlamm angepasst wurden und der Datensatz damit eine Monoverbrennung abbildet. Die verbrannte Menge Abfall enthält 100 % ausgefaulten Schlamm mit einem Wassergehalt von 73 %. Die funktionelle Einheit des Gesamtprozesses bezieht sich auf 1 kg Faulschlamm mit einem Wassergehalt von 95 % (vgl. Kapitel 3.1.2).

Die technologische Repräsentativität des verwendeten Prozesses aus der generischen Datenbank entspricht in der Form nicht der Verfahrenstechnik der derzeit in Deutschland in Vorbereitung, im Bau oder in Betrieb befindlichen Klärschlamm-Monoverbrennungsanlagen (hauptsächlich Wirbelschichtfeuerungen), da aktuell nur eine Rostfeuerungsanlage als Monoverbrennungsanlage betrieben wird (SCHNELL et al. 2020). Die Emissionscharakteristiken der unterschiedlichen Verfahren wie Wirbelschichtfeuerung, Etagenofen oder Drehrohrofen können jedoch je nach Betriebsweise und Klärschlamm stark voneinander abweichen, da Betriebsweise und Schlammcharakteristik einen größeren Einfluss auf das Emissionsverhalten haben als die ausgewählte Verfahrenstechnik (STÖCKLEIN et al. 2018; SCHNELL et al. 2020). Deshalb kann der gewählte Prozess aus der Datenbank trotz einer abweichenden Verfahrenstechnik als hinreichend repräsentativ in der Emissionscharakteristik eingeschätzt werden.

3.1.7 Bewertungskriterien

In letzter Zeit hat die Forschung an der Anwendung thermochemischer Prozesse auf Abfallströme stark zugenommen. Damit einher ging das zunehmende Interesse an Nachhaltigkeitsbewertungen dieser Technologien. Die Bewertung der jeweiligen Stoffströme hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen hängt eng mit der gewählten Methode zur Wirkungsabschätzung zusammen. Die entstehenden Emissionen und verbrauchten Ressourcen sowie die unterschiedlichen Nutzungsszenarien für die entstehenden Produkte können mithilfe der ausgewählten Wirkungsindikatoren miteinander verglichen werden (JOINT RESEARCH CENTRE 2010b). In dieser Arbeit wurde die Auswahl der für die Klärschlammbehandlung relevanten Wirkungskategorien anhand der potentiellen schädlichen Umweltwirkungen der betrachteten Systeme der Klärschlammverwertung vorgenommen (siehe Kapitel 2.1.2). Zu den Auswirkungen, die in dieser Ökobilanz evaluiert wurden, gehören der Einfluss auf den Klimawandel, die potentielle Eutrophierung und Versauerung durch den Eintrag von Nährstoffen in die Umwelt, der stratosphärische Ozonabbau und die bodennahe Ozonbildung, die Toxizität aufgrund potentieller Schadstoffe bezogen auf die Humantoxizität und die Ökotoxizität sowie die Partikelemissionen durch potentielle Verbrennungsvorgänge und den Ressourcenverbrauch durch Einsatz fossiler Energieträger und Rohstoffe.

Umweltwirkungsabschätzung

Zur Auswertung der potentiellen Umweltwirkungen wurde die aktuelle ReCiPe 2016 Methode, welche in der Version 1.1 in der genutzten Bilanzierungssoftware GaBi implementiert war, verwendet. Die gewählte Klassifizierungs- und Charakterisierungsmethode ReCiPe ist dabei die mit am weitesten entwickelte, wissenschaftliche Methode, welche die Emissionen auf der Grundlage einer konsistenten ökologischen Ursache-Wirkungskette berechnet, mit Ausnahme von Landnutzung und Ressourcenverbrauch (HUIJBREGTS et al. 2017). Der gewählte Zeithorizont der Wirkungen bezieht sich beim gewählten Ansatz auf einen in der Wissenschaft üblichen, mittleren Horizont von 100 Jahren (MUÑOZ und SCHMIDT 2016; HUIJBREGTS et al. 2017; OHTAKE und TSUNEDA 2019). Bei der Bewertung der Umweltauswirkungen der betrachteten Lebenszyklen wurde die Auswertung auf Mittelpunktindikatoren beschränkt (siehe Abbildung 3), da der Grad der Unsicherheit bei Endpunktindikatoren oder Einzelpunktindikatoren zunimmt und diese in einer vergleichenden Ökobilanz nicht angewendet werden sollten. Die Tabelle 3 enthält die für diese Arbeit ausgewählten Wirkungskategorien der ReCiPe-Methode sowie die zugehörigen Indikatoren (nach HUIJBREGTS et al. 2017).

Tabelle 3: Übersicht der ausgewählten Wirkungskategorien nach der ReCiPe 2016 Mid-point-Methode

Wirkungskategorie	Charakterisierungsfaktor	Einheit
Klimawandel	Global warming potential (GWP)	[kg CO ₂ -äq.]
Feinstaub	Particulate matter formation potential (PM)	[kg PM _{2,5} -äq.]
Fossiler Ressourcenverbrauch	Fossil fuel potential (FFP)	[kg oil-äq.]
Süßwasser Ökotoxizität	Freshwater ecotoxicity potential (FETP)	[kg 1,4-DB-äq.]
Süßwasser Eutrophierung	Freshwater eutrophication potential (EP)	[kg P-äq.]
Ionisierende Strahlung	Ionising radiation potential (IRP)	[Bq. Co-60-äq.]
Ozonabbau	Ozone depletion potential (ODP)	[kg CFC-11-äq.]
Photochemische Oxidationsmittel Bildung: Ökosysteme	Photochemical oxidant formation potential: ecosystems (OFF)	[kg NO _x -äq.]
Versauerung	Terrestrial acidification potential (AP)	[kg SO ₂ -äq.]
Terrestrische Ökotoxizität	Terrestrial ecotoxicity potential (TETP)	[kg 1,4-DB-äq.]
Humantoxizität, Krebs-erregend	Human toxicity potential (HTPc)	[kg 1,4-DB-äq.]
Humantoxizität, nicht Krebs-erregend	Human toxicity potential (HTPnc)	[kg 1,4-DB-äq.]

Kohlenstoffsequestrierung und Treibhausgasbilanzierung

Die potentielle Speicherung der in den pyrolytischen Biokohlen enthaltenen, langfristig stabilen Kohlenstoffmenge bietet eine Möglichkeit, der Atmosphäre Kohlenstoff(-dioxid) zu entziehen und damit der globalen Erwärmung entgegenzuwirken (siehe Kapitel 2.3.3). Eine Möglichkeit die sequestrierten Kohlenstoffmengen und deren Einfluss auf das Treibhausgaspotential in einer Ökobilanz abzubilden wäre, die Menge an sequestrierten CO₂-Emissionen nicht in die Bilanz für das Treibhausgaspotential mit einzurechnen, sondern explizit die Menge separat auszuweisen oder die Emissionen anhand der funktionellen Einheit auf eine Menge an sequestriertem CO₂ zu beziehen (GOGGIO et al. 2020; TERLOUW et al. 2021). Da in dieser Arbeit aber verschiedene Abfallbehandlungsmethoden und nicht die potentielle Sequestrierungsleistung miteinander verglichen werden sollten, wurde der Anteil der potentiellen Kohlenstoffbindung wie in der aktuellen Bilanzierungspraxis üblich mit einem Betrachtungszeitraum von 100 Jahren in die Bilanzierung der Treibhausgasmenge zur Ermittlung des GWP integriert (vgl. AZZI et al. 2021; LEFEBVRE et al. 2021; COOPER et al. 2022; MATUŠTIK et al. 2022).

3.1.8 Datengrundlage

Der definierte Hauptzweck der Ökobilanz bestimmt den allgemeinen methodischen Ansatz und den erforderlichen Detaillierungsgrad der verwendeten Daten (COROMINAS et al. 2020). Als immanente Grundlage für die Durchführung einer Lebenszyklusanalyse werden Daten für die entsprechenden Stoff- und Energieflüsse der betrachteten Lebenszyklusabschnitte und zugrundeliegenden Prozesse benötigt. Die Aufteilung der Daten erfolgt dabei in Vordergrundprozesse, die hauptsächlich die einzelnen modellierten Prozesskettenglieder abbilden, sowie Hintergrundprozesse, die auf generischen Datensätzen aus den jeweiligen Ökobilanzierungsdatenbanken beruhen. Die für die Bilanzierung

verwendeten Datenbanken aus GaBi sind in Tabelle 4 aufgeführt. Neben der Basisdatenbank der GaBi Software (GaBi professional Datenbank) standen zusätzliche Datenbankpakete der Sphera Solutions GmbH zur Verfügung. Ebenfalls genutzt wurde die ecoinvent-Datenbank, die in der Version 3.6 mit allen aggregierten und Einheitsprozessdatensätzen in die GaBi-Software integriert vorlag. Die Hintergrundprozesse aus den Datenbanken liegen meist in aggregierter Form vor, was bedeutet, dass die Elementarströme aller vor- und nachgelagerten Prozesse in diesem einen Prozess zusammengefasst wurden, sodass der Referenzfluss der einzige Output des Prozesses darstellt und die gesamten Emissionen des Lebenszyklus bereits mithilfe des Prozesses abgebildet werden. Zudem sind die Hintergrundprozesse meist nicht spezifisch für das analysierte System erstellt worden, sondern basieren auf durchschnittlichen Daten, um die Gesamtheit möglicher Prozesskonfigurationen angemessen zu repräsentieren (COROMINAS et al. 2020).

Tabelle 4: Für die Bilanzierung verwendete Datenbanken

Datenbank	Version	Anbieter
GaBi professional database	10.6.1.35	Sphera Solutions GmbH
GaBi extension database II: energy	10.6.1.35	Sphera Solutions GmbH
GaBi extension database XII: renewable materials	10.6.1.35	Sphera Solutions GmbH
GaBi extension database XIII: ecoinvent	3.6	ecoinvent
GaBi extension database XIV: construction materials	10.6.1.35	Sphera Solutions GmbH

Die Verwendung von generischen Daten aus den Datenbanken erforderte einige Annahmen und Einschränkungen. So wurde beispielsweise auf einen Prozess für die Reinigung des Prozesswassers zurückgegriffen, der einen europäischen Durchschnitt der aeroben Abwassereinigung abbildet, da in den Datenbanken kein an nationale Gegebenheiten angepasster Prozess vorhanden war. Eine Aufzählung der verwendeten Prozesse aus den Datenbanken befindet sich im Anhang (Tabelle B.1-Tabelle B.3).

Die Modellierung der Vordergrundprozesse erfolgte anhand der in Kapitel 3.2 und Kapitel 3.3 vorgestellten Sachbilanzierung. Im Gegensatz zu den Hintergrundprozessen umfasst die Modellierung für das analysierte System spezifische Daten. Idealerweise sollte die Modellierung der einzelnen Prozesse auf langfristigen Daten aus mehreren Anlagen im Industriemaßstab basieren, die eine Reihe von Betriebsbedingungen umfassten. Im Falle von in der Entwicklung befindlichen Technologien können die verfügbaren Daten auf theoretischen Überlegungen oder auf Systemen im Labor- oder Pilotmaßstab basieren. In solchen Fällen ist die Simulation der Umweltleistung eines Prozesses durch ein Ökobilanzierungsmodell mit einer Reihe von Parameterwerten zielführend (CHRISTENSEN et al. 2020).

Da für die verschiedenen thermochemischen Konversionsverfahren aufgrund des Mangels an industriellen Anlagen mit langjährigem Betrieb Praxisdaten fehlten, wurde für die Modellierung der Vordergrundprozesse auf Daten aus einer Vielzahl von Quellen zurückgegriffen. Zwar liefert die derzeitige Literatur nützliche Informationen über die wichtigsten Stoff- und Wärmeströme der untersuchten Technologien aus Pilotanlagen, die Varianz innerhalb der Daten war allerdings sehr hoch und die Menge an Daten begrenzt, gerade im Hinblick auf die direkten Emissionen der Anlagen (vgl. CHANG et al. 2022). So

wurde für die Bilanzierung auf Industriedaten aus Pilotanlagen in frei zugänglichen Quellen, Ergebnisse aus Forschungsprojekten und persönliche Mitteilungen zurückgegriffen (unter anderem Daten für die HTC von der Ingelia SL, der GRENOL GmbH, der C-Green Technology AB sowie der TerraNova Energy GmbH und für die Pyrolyse von der PYREG GmbH, der ETIA SAS, der Eisenmann Environmental Technology GmbH und der Next Generation Elements GmbH), um ein möglichst breites Spektrum der aktuellen, technologischen Entwicklungen abzubilden.

3.1.9 Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse ist nach ISO 14044 ein systematisches Verfahren zur Abschätzung der Auswirkungen, die alternative Entscheidungen für Methoden und Daten auf das Ergebnis einer Studie haben. Deswegen wird die Sensitivitätsanalyse im Allgemeinen durchgeführt, um den Einfluss der angenommenen Parameterwerte und Entscheidungen innerhalb der Prozessketten auf die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung zu ermitteln. Daraus kann der Einfluss der verwendeten Daten auf die Ergebnisse überprüft und die Aussagen der gewonnenen Erkenntnisse entweder untermauert oder widerlegt werden, falls die Sensitivitätsanalyse eine hohe Relevanz für einzelne Parameter ergab (JOINT RESEARCH CENTRE 2010a).

Beim Ansatz der Parametervariation werden die als maßgeblich identifizierten Eingangsvariablen einzeln und nacheinander variiert, um die Sensitivität der Modellergebnisse gegenüber dem jeweiligen Parameter zu quantifizieren. Dazu werden die identifizierten Parameter innerhalb realistischer Bandbreiten variiert. Die in der vorliegenden Arbeit durchgeführte Sensitivitätsanalyse ausgewählter Parameter mittels Änderungen der Parameterwerte wurde durchgeführt, indem die Ergebnisse innerhalb der verschiedenen Wirkungskategorien mit und ohne Parameteränderungen um $\pm 10\%$ des Parameterwertes verglichen wurde. Parameter mit einer absoluten Ergebnisänderung von weniger als $\pm 2,5\%$ wurden als unempfindlich eingestuft, was einer mittleren Empfindlichkeit des Modells gegenüber einzelnen Parametern entspricht (COHEN et al. 2002).

Neben dem Einfluss einzelner Parameter hat auch die Wahl der Prozesse innerhalb der betrachteten Prozessketten einen Einfluss auf die Sensitivität und die Unbestimmtheit des Modells. Es kann zum Beispiel einen großen Einfluss auf die Emissionscharakteristik des Gesamtsystems haben, ob die thermische Energie, die für einen Prozess benötigt wird, aus Erdgas, Heizöl oder Biogas bereitgestellt wird. Deshalb wurde neben der Parametervariation die Empfindlichkeit der Ökobilanzergebnisse gegenüber diskreten Prozessen in einer Szenarioanalyse bewertet. Die Szenarioanalyse beinhaltet eine Reihe von unterschiedlichen Szenarien zur Untersuchung der Schlüsselprozesse innerhalb der gewählten Systemgrenzen. Anschließend werden die Ergebnisse aus den einzelnen Szenarien im Vergleich zu den Modellergebnissen des Basisszenarios analysiert und damit die Sensitivität des Modells bezüglich der einzelnen technologischen und methodischen Entscheidungen ermittelt. Gemeinsam können Sensitivitäts- und Szenarioanalyse die Ergebnisvalidierung unterstützen, indem sie Datenbeschränkungen aufzeigen und Schlussfolgerungen untermauern (NIERO et al. 2014; COROMINAS et al. 2020).

Sensitivitätsanalyse der Prozessketten zur HTC von Klärschlamm

Für die Bestimmung der Sensitivitäten des Modelles wurden zwei Methoden verwendet: Die Szenarioanalyse beleuchtete die verschiedenen Annahmen für die zugrunde gelegten Prozesse. Für die HTC wurden die Wahl des Flockungshilfsmittels bei der Klärschlammmentwässerung und die Aufbereitung des anfallenden Prozesswassers mittels aerober, anaerober und nassoxidativer Verfahren evaluiert. Zusätzlich wurde die Bereitstellungsform der für die HTC benötigten thermischen Energie variiert und die verwendeten Strombereitstellungsprozesse wurden auf zukünftige Strom-Mixe ausgeweitet. Die Parametervariation beleuchtete die Varianz einzelner Parameter hinsichtlich ihres Einflusses auf die Emissionspotentiale in den ausgewählten Wirkungskategorien. Dafür wurden die Rückgewinnungsgrade der thermischen Energie innerhalb des HTC-Prozesses, die Nährstoffkonzentrationen in den erzeugten Biokohlen sowie die Energiegehalte der Biokohlen variiert.

Szenarioanalyse

Einsatz eines alternativen Flockungshilfsmittels

Bei der Modellierung wurde für die Flockung des ausgefauten Klärschlammes zur Verbesserung der Entwässerbarkeit vor der eigentlichen thermochemischen Behandlung im Basiszenario ein in der Abwasserreinigung weit verbreitetes Flockungshilfsmittel auf Basis von Polyacrylamid eingesetzt. Da diese Praxis mit einigen potentiellen Gefahren für die Umwelt einhergeht (DENKERT et al. 2003), wurde für die Modellierung der Szenarien ein alternatives, stärkebasiertes Flockungshilfsmittel eingesetzt. Da die Flockungsleistung stärkebasierter Flockungshilfsmittel geringer ist als die von polymeren Flockungshilfsmitteln, wurde für das Szenario davon ausgegangen, dass die doppelte Menge an stärkebasiertem Flockungshilfsmittel benötigt wird.

Prozesswasseraufbereitung

Die Aufbereitung des beim Abtrennen des HTC-Schlammes anfallenden Prozesswassers spielte eine maßgebliche Rolle bei der Emissionscharakteristik der gesamten Prozesskette. In der Modellierung wurden drei verschiedene Verfahren zur Aufbereitung dieses Prozesswassers angewendet. Die aerobe Aufbereitung entsprach der herkömmlichen Entfrachtung in einer Kläranlage mittels Belebungsbecken. Die anaerobe Verwertung bildete die Faulung des Prozesswassers und die Nassoxidation einer chemischen Behandlung mittels Sauerstoff ab.

Aerob

Der Basisprozess der Prozesswasseraufbereitung war die aerobe Mitbehandlung des anfallenden Prozesswassers im Belebungsbecken der Kläranlage. Dafür wurde der entsprechende Prozess aus der GaBi Datenbank so angepasst, dass die anfallenden Frachten an N, P und C im Prozesswasser als Parameter in den Prozess eingebracht und in Höhe der vordefinierten Eliminationsgrade entfernt wurden. Die Modellierung des Prozesses ist in Kapitel 3.2.1 näher beschrieben.

Anaerob

Neben der aeroben Behandlung des anfallenden Prozesswassers wurde die anaerobe Verwertung in vielen wissenschaftlichen Studien erfolgreich evaluiert (FETTIG et al. 2015; WIRTH et al. 2015; ARAGÓN-BRICEÑO et al. 2017; LA RUBIA et al. 2018; MERZARI et al. 2019; FERRENTINO et al. 2020; LANGONE und BASSO 2020; GONZÁLEZ et al. 2021). Die anaerobe Behandlung des anfallenden Prozesswassers aus der Separation des HTC-Schlammes erfolgte als Co-Vergärung in der anaeroben Behandlungsstufe der Kläranlage. Für die Abbaubarkeit der Organik wurde davon ausgegangen, dass 280 ml CH₄/g oTS erzeugt werden konnten woraus sich bei einer 90 %igen Umwandlungseffizienz eine für die HTC nutzbare Wärmemenge von 404 MJ/l Prozesswasser ergab (siehe Tabelle 5). Die Gutschrift für die aus dem Prozesswasser in den Fermenter zugeführte Wärmenergie betrug 55 kJ und der zusätzliche Bedarf an elektrischer Energie 1,5 Wh pro Liter zu reinigendes Prozesswasser. Die Emissionen aus der anaeroben Behandlung wurden zum einen als Methanemissionen aus der gesamten Prozessführung und zum anderen als Restbelastungen an Nährstoffen aus dem gereinigten Prozesswasser angerechnet.

Tabelle 5: Parameter der anaeroben Prozesswasserreinigung

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Prozesswasser	1	l	
Methanmenge	280	ml/g VS	ARAGÓN-BRICEÑO et al. 2017; MARIN-BATISTA et al. 2020
oTS	45	g/l	MARIN-BATISTA et al. 2020
Elektrische Energie	0,0015	kWh	Berechnet, nach ROSENWINKEL et al. 2015
In den Fermenter zugeführte Wärme	0,055	MJ/l	Abgeschätzt, 50 % der Wärmeverluste HTC
Output			
Wärme aus Biogas für die HTC	0,404	MJ	Berechnet
Zusätzlicher Methanschlupf	9,07*10 ⁻⁵	kg	Abgeschätzt (1 % der Methanmenge)
Phosphor	2,0*10 ⁻⁴	kg	ARAGÓN-BRICEÑO et al. 2017; MERZARI et al. 2020
Stickstoff	3,0*10 ⁻⁴	kg	ARAGÓN-BRICEÑO et al. 2017; MARIN-BATISTA et al. 2020; MERZARI et al. 2020
Gereinigtes Prozesswasser	1	l	

Nassoxydation

Um die hohen Gehalte an Organik im Prozesswasser zu reduzieren, hat sich neben dem biologischen Abbau die chemische Nassoxydation als alternative Behandlung bewährt (BASKYR et al. 2014; STUTZENSTEIN et al. 2018; WEINER et al. 2018; AXEGÄRD 2019). Die Nassoxydation im modellierten Szenario beruhte auf dem „OxiPower“ Prozess der C-Green Technology AB (AXEGÄRD 2019). Für die Bereitstellung des nötigen Druckes zur Injektion der Luft wurden pro Liter Prozesswasser 0,217 MJ elektrische Energie benötigt wodurch 0,119 MJ an Wärme aufgrund der Oxidation generiert wurden, die in den HTC Prozess zurückgespeist werden konnten (siehe Tabelle 6). Anschließend erfolgte in Anlehnung an den Basisprozess eine aerobe Reinigung des nassoxydierten Prozesswassers.

Tabelle 6: Parameter der Nassoxidation des Prozesswassers

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Prozesswasser	1	l	
Elektrische Energie	0,271	MJ	Berechnet, nach AXEGÅRD 2019
CSB Reduktion	70	%	AXEGÅRD 2019
Output			
Wärme aus der Nassoxidation	0,119	MJ	Berechnet, nach AXEGÅRD 2019
CSB	$1,8 \cdot 10^{-2}$	kg	Berechnet, nach AXEGÅRD 2019
Phosphor	$2,0 \cdot 10^{-4}$	kg	ARAGÓN-BRICEÑO et al. 2017; MERZARI et al. 2020
Stickstoff (Ammonium)	$3,0 \cdot 10^{-4}$	kg	ARAGÓN-BRICEÑO et al. 2017; MARIN-BATISTA et al. 2020; MERZARI et al. 2020
Nassoxidiertes Prozesswasser	1	l	

Bereitstellungsform der zusätzlichen thermischen Energie

Die HTC des Klärschlammes benötigte aufgrund der relativ geringen Energiedichte und der hohen Aschegehalte des zu behandelnden Klärschlammes zusätzliche thermische Energie zum Erreichen der benötigten Prozesstemperatur. Die Bereitstellung im Basiszenario erfolgte mittels Biogas aus der anaeroben Stufe der Kläranlage. Um zusätzlich Szenarien der HTC abzubilden, in denen kein Biogas zur Verfügung steht, wurden bei der Sensitivitätsanalyse zwei weitere Bereitstellungspfade für die benötigte thermische Energie modelliert. Zunächst erfolgte ein Austausch des verwendeten Biogases mit einem generischen Prozess für die Bereitstellung der Wärme aus Erdgas. Im anderen Szenario wurde davon ausgegangen, dass der HTC-Reaktor mittels Strom beheizt wurde.

Strom-Mix

Die Emissionen aus der Strombereitstellung nahmen für viele Umweltwirkungskategorien einen hohen Anteil an den jeweiligen Gesamtemissionen ein. Um auch zukünftige Strom-Mixe in die Ökobilanz mit einzubeziehen wurde auf Prozesse aus der GaBi-Datenbank zurückgegriffen, die Projektionen der Zusammensetzung der Strombereitstellung für die Jahre 2030, 2040 und 2050 beinhalteten. Die zur Verfügung stehenden projizierten Strommixe in der GaBi Datenbank basierten auf einer Veröffentlichung der Europäischen Kommission aus dem Jahr 2016 (ZAMPARA et al. 2016).

Parametervariation

Neben der Anwendung unterschiedlicher Prozessanpassungen erfolgte zur Ermittlung der Sensitivität des Modells eine Parametervariation für einzelne Kennwerte innerhalb der Prozessketten. Als maßgebliche Parameter, die Einfluss auf die Ergebnisse des Modells haben, wurden die Menge an polymerem Flockungshilfsmittel, die Rückführungsrate der thermischen Energie innerhalb des HTC-Prozesses (Wärmerückgewinnung), die Nährstoffkonzentrationen der Biokohlen bei der agrarischen Anwendung (SH1), die

zu substituierende Menge an Torfmoos (SH2) sowie der Energiegehalt der Biokohle in den Szenarien der energetischen Nutzung (SH3 und SH4) identifiziert.

Menge an polymerem Flockungshilfsmittel

Die Auswertung der Wirkungsabschätzung zeigte, dass das modellierte System von der eingesetzten Menge an polymerem Flockungshilfsmittel zur Entwässerung des Klärschlammes beeinflusst wurde. Deshalb erfolgte in der Sensitivitätsanalyse mittels Parametervariation die Anpassung der Menge um 10 %, sodass diese von 10 kg/ Mg(TS) auf 9 kg/Mg(TS) reduziert und die sich daraus ergebenden Auswirkungen innerhalb der einzelnen Umweltwirkungskategorien beurteilt wurden.

Rückgewinnungsgrad der thermischen Energie

Die Rückgewinnung der zugeführten thermischen Energie zum Aufheizen des HTC-Prozesses hatte großen Einfluss auf die gesamten thermischen Energieströme innerhalb der Prozesskette. Eine Rückführung der im HTC-Schlamm enthaltenen Energie mittels geeigneter Wärmeaustauscher zum Aufwärmen des zu carbonisierenden Klärschlammes erfolgt bei allen großtechnischen HTC-Anlagen. Die erzielbaren Rückgewinnungsraten sind jedoch je nach Prozess- und Anlagenkonfiguration unterschiedlich. Es zeigte sich, dass eine effektive Rückgewinnung der Abwärme aus dem HTC-Prozess die Effizienz des Gesamtsystems maßgeblich beeinflussen kann (ARAGÓN-BRICEÑO et al. 2020; GONZÁLEZ et al. 2021). In der Parametervariation wurde der Anteil der mittels Wärmeübertrager zurückführbaren Menge an thermischer Energie verändert und dadurch die zusätzlich benötigte thermische Energie sowie die sich daraus ergebenden Emissionen angepasst.

Nährstoffkonzentrationen in der Biokohle

Als wichtiger Faktor bei der stofflichen Anwendung der Biokohle in der Landwirtschaft konnten die Nährstoffkonzentrationen der Biokohle identifiziert werden. Durch einen höheren Gehalt an N, K und vor allem P erhöhten sich die entsprechenden Gutschriften für die konventionellen Dünger und damit verringerten sich die Emissionen in den meisten Wirkungskategorien. Die Anpassung der einzelnen Parameter erfolgte dabei um die festgelegte Varianz von 10 %.

Menge an Torf

Für die Substitution von Torf in der Hortikultur wurde von einem mengenmäßigen Austausch mit der Biokohle ausgegangen. Um den Einfluss der substituierten Menge zu evaluieren, erfolgte ebenfalls eine Anpassung um die festgelegten 10 %.

Energiegehalt der Biokohle

Der Energiegehalt der durch das HTC-Verfahren gewonnenen Biokohle variiert je nach zugrundeliegenden Klärschlammereigenschaften und den gewählten Prozessbedingungen in einem weiten Bereich (KIM et al. 2014; DANSO-BOATENG et al. 2015; TASCA et al. 2019; HAMÄLÄINEN et al. 2021), wodurch sich die Verbrennungseigenschaften der Biokohle (Heizwert) und die sich daraus ergebenden Gutschriften für die substituierten

Energien ebenfalls ändern und diese Änderungen sich wiederum auf die Gesamtemissionen innerhalb der einzelnen Wirkungskategorien auswirken. Deshalb wurde der Einfluss des Heizwertes der gewonnenen Biokohlen mittels Parametervariation bestimmt.

Sensitivitätsanalyse der Prozessketten zur Pyrolyse von Klärschlamm

Wie bei den Prozessketten der HTC und deren Biokohlenutzungsszenarien wurden für die Pyrolyseprozesse ebenfalls zwei verschiedene Methoden zur Sensitivitätsanalyse des erstellten Modells angewandt. Zum einen wurde im Rahmen einer Szenarioanalyse die gewählten Bereitstellungformen der thermischen und elektrischen Energie der Biokohleherstellung evaluiert. Zum anderen erfolgte eine Parametervariation, bei der die Eigenschaften der Biokohle hinsichtlich Düngewirkung und Schadstoffgehalt variiert sowie die Energieeffizienz des Pyrolyseprozesses angepasst wurde.

Szenarioanalyse

In der Analyse der gewählten Prozesse wurden die Auswahl des Flockungshilfsmittels, die zukünftigen Strom-Mixe und die Bereitstellungsart der für die Pyrolyse und die Trocknung benötigten thermischen Energie variiert, um mögliche Einflussfaktoren maßgeblicher Prozesskettenglieder und damit die Varianz der Bilanzierungsergebnisse zu identifizieren.

Einsatz eines alternativen Flockungshilfsmittels

Da die Entwässerung des Klärschlammes für beide thermochemischen Konversionsmethoden betrachtet wurde, erfolgte die Modellierung der Entwässerung mit stärkerbasierendem Flockungshilfsmittel analog zum HTC-Szenario.

Strom-Mix

Um die zukünftigen Entwicklungen hinsichtlich einer veränderten Bereitstellung mit elektrischer Energie im Modell der Pyrolyse abzubilden, erfolgte die Bilanzierung wie bei der HTC mit projizierten Strom-Mixen für die Jahre 2030, 2040 und 2050 mithilfe von generischen Prozessen aus der GaBi-Datenbank. Ebenfalls abgebildet wurde der Strombezug aus Biogas.

Bereitstellung der zusätzlichen thermischen Energie

Bei der Betrachtung der gesamten Prozesskette zeigte sich, dass die Pyrolyse eine vorgeschaltete Trocknung des Klärschlammes benötigt. Die Trocknung erforderte zusätzliche thermische Energie, da die aus der Pyrolyse bereitgestellte Wärme nicht ausreichte, die entsprechende Wassermenge zu verdampfen. Deshalb wurde im Basisszenario auf das in der Kläranlage erzeugte Biogas zurückgegriffen, um die zusätzlich benötigte Wärmemenge bereitzustellen. Um ungünstigere Anlagenkonfigurationen abzubilden, in denen kein Biogas zur Verfügung stand, wurde die benötigte Energie in der Szenarioanalyse aus fossilen Quellen gedeckt. Zum einen erfolgte die Bereitstellung der Trocknungswärme aus Erdgas und zum anderen wurde sie aus elektrischer Energie generiert.

Parametervariation

Neben der Auswahl geeigneter Prozessketten zur Abbildung des Gesamtsystems hatte die Wahl geeigneter Parameter innerhalb der betrachteten Prozesse zusätzlichen Einfluss auf die Varianz der Bilanzierungsergebnisse. Neben den Biokohleeigenschaften hinsichtlich der Schad- und Nährstoffe wurde zusätzlich die Energieeffizienz des Pyrolyseprozesses und des Trocknungsprozesses sowie die Menge an benötigtem Flockungshilfsmittel untersucht. Außerdem erfolgte eine Variation der zu substituierenden Menge an Torf und Substrat für die Biogasproduktion.

Schwermetallgehalte der Biokohle

Als wichtiger Faktor mit Einfluss auf die Toxizitätswirksamkeit in den entsprechenden Wirkungskategorien konnte der Schwermetallgehalt der Biokohlen identifiziert werden. Die dabei maßgebliche Komponente war das aus Biokohle in die Bodenmatrix abgegebene Blei, Cadmium und Zink, sodass für diesen Schwermetallgehalt eine Parametervariation durchgeführt wurde.

Kohlenstoffgehalt der Biokohle

Der Kohlenstoffgehalt spielte eine wichtige Rolle bei der Kohlenstoffsequestrierung der Biokohle. Je höher der Kohlenstoffgehalt der erzeugten Biokohle war, desto größer war der potentielle Kohlenstoffentzug aus der Atmosphäre. Der Kohlenstoffgehalt von Klärschlämmen und den daraus erzeugten Biokohlen schwankt allerdings in einem sehr weiten Bereich (LIU et al. 2018; LEDAKOWICZ et al. 2019; CHANG et al. 2022) und damit unterliegt die potentielle Kohlenstoffsequestrierung einer hohen Bandbreite. Mithilfe der Parametervariation wurde der Einfluss auf die Kohlenstoffsequestrierung und deren Auswirkungen auf die Ergebnisse der Umweltwirkungskategorien ermittelt.

Nährstoffgehalt der Biokohle

Die Anwendung der Biokohle in der Landwirtschaft liefert einen Teil der benötigten Nährstoffmenge für einen ertragreichen Anbau (MÉNDEZ et al. 2013; LEIVA-SUÁREZ et al. 2020; RACEK et al. 2020; GOLDAN et al. 2022). Dadurch konnten Gutschriften für den Ersatz konventioneller Düngemittel erzielt werden, deren Höhe von der in der Biokohle enthaltenen Menge an Nährstoffen (N, P und K) abhängt. In der Parametervariation wurden die drei Nährstoffgehalte deshalb hinsichtlich ihres Einflusses auf die Ergebnisse innerhalb der Umweltwirkungskategorien evaluiert.

Energieeffizienz des Pyrolyseprozesses und der Trocknung

Die für den Pyrolyseprozess und die vorgeschaltete Trocknung benötigte thermische und elektrische Energie wurde mittels Parametervariation hinsichtlich ihres Einflusses auf die Emissionspotentiale überprüft. Dadurch sollten mögliche Verbesserungspotentiale in der Prozessführung abgebildet werden.

Menge an Flockungshilfsmittel

Das modellierte System zeigte einen großen Einfluss der eingesetzten Menge an Flockungshilfsmittel auf. Deshalb wurden, wie in der Sensitivitätsanalyse zur HTC, die

Menge an Flockungshilfsmittel um 10 % reduziert und erhöht und die Auswirkungen auf die Ergebnisse der einzelnen Wirkungskategorien beurteilt.

Torfmenge

Die zu substituierende Menge an Torf im Gartenbau wurde ebenfalls mittels Variation des Parameters hinsichtlich deren Einflusses auf die Emissionscharakteristik des Szenarios SP2 untersucht.

Biogassubstratmenge

Im Szenario SP3, in dem eine Kaskadennutzung der Biokohle in der Landwirtschaft vorgesehen war, erfolgte eine Variation der zu substituierenden Menge an Maissilage, so dass dort ebenfalls die Höhe des Einflusses auf die Umweltwirkungskategorien festgestellt werden konnte.

3.2 Modellierung der thermochemischen Konversion

Zur Berechnung aller Stoff- und Energieströme der thermochemischen Konversionsprozesse und der anschließenden Biokohleanwendungen wurde ein Modell für die betrachteten Prozessketten in der LCA-Software GaBi angefertigt. Dafür wurden die einzelnen Prozesse des Vordergrundsystems erstellt und mit den entsprechenden Parametern versehen. Die jeweiligen Parameter der Prozesse zur Berechnung der Stoff- und Energieflüsse innerhalb des Modells werden im folgenden Kapitel vorgestellt.

3.2.1 Hydrothermale Carbonisierung

Die Prozesskette der modellierten HTC des ausgefaulten Klärschlammes ist in der Beschreibung der Systemgrenzen dargestellt (siehe Abbildung 6). Die Parametrisierung des Gesamtmodells ergab sich anhand der Stoff- und Energieflüsse für jeden einzelnen Teilprozess innerhalb der modellierten Prozesskette.

Entwässerung des Klärschlammes

Bevor der ausgefaulte Klärschlamm der thermochemischen Behandlung zugeführt wird, erfolgt eine mechanische Entwässerung des Klärschlammes mittels Schneckenpresse auf einen Trockensubstanzgehalt von 20 %. In Anlagenkonzepten im industriellen Maßstab wird dieser vorgelagerte Entwässerungsschritt ebenfalls durchgeführt (siehe REMY und STÜBNER 2015; AXEGÅRD 2019; BUTTMANN 2019; KUHLES 2019) und verringert den Bedarf an zusätzlicher thermischer Energie. Die abgetrennte flüssige Fraktion wird zurück in die Kläranlage geleitet und aerob behandelt. Die Parameter für den Entwässerungsprozess sind in Tabelle 7 dargestellt. Die Belastung aus dem Prozesswasser ergab sich aus den Daten des generischen Prozesses zur Abwasserbehandlung aus der GaBi-Datenbank. Dafür wurde angenommen, dass die Rückbelastung an N und C aus dem Filtrat, die in der Kläranlage zusätzlich behandelt werden muss, mit zusätzlich 10 % (C = 5 %; N = 10-20 %, siehe DENKERT et al. 2013) der Aufwendungen für den Prozess der Rohabwasseraufbereitung angerechnet und die entsprechenden Elementarflüsse innerhalb des Prozesses dahingehend adaptiert wurden. Darüber hinaus wurde für die

Modellierung der Filtratbehandlung unterstellt, dass die Schwermetalle größtenteils im Feststoff verbleiben. Für die aerobe Aufbereitung des Filtrats erfolgte die Modellierung mithilfe des Standardprozesses aus der GaBi Datenbank, um eine Vergleichbarkeit mit den anderen Szenarien herzustellen. Die Verbräuche an Flockungsmittel und elektrischer Energie sowie die erzielbaren Trockensubstanzgehalte stammten aus dem DWA Merkblatt 366.

Tabelle 7: Parameter der Klärschlammwässerung vor der thermochemischen Behandlung

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Elektrische Energie	0,8	Wh/kg	DENKERT et al. 2013, Schneckenpresse
Flockungsmittel	10	g/kg TS	DENKERT et al. 2013, Schneckenpresse
Klärschlamm (5 % TS)	1	kg	DENKERT et al. 2013, Schneckenpresse
Output			
Klärschlamm (20 % TS)	0,25	kg	Berechnet
Filtrat	0,75	kg	Berechnet

HTC

Als Input der HTC wurde der ausgefaulte und entwässerte Klärschlamm betrachtet. Die gewählten Prozessbedingungen ergaben sich aus der Berücksichtigung unterschiedlichster Parameter aus einer mannigfaltigen Quellenanzahl, die über die letzten Jahre zusammengetragen wurde. Zum einen sollte ein möglichst hoher Trockensubstanzgehalt bei möglichst geringem Energieaufwand erreicht werden. Dafür durfte die gewählte Temperatur einerseits nicht zu hoch und andererseits nicht zu gering sein und die Behandlungsdauer nicht zu lang und gleichzeitig nicht zu kurz gewählt werden (CATENACCI et al. 2022). Gleichzeitig sollte eine gute Behandlungsfähigkeit des anfallenden Prozesswassers gewährleistet werden, indem eine möglichst niedrige Temperatur und eine kurze Behandlungsdauer die Anhäufung von refraktären organischen Fraktionen und potentiellen biologischen Hemmstoffen im Prozesswasser verhindern. Andererseits sollte die Behandlung zu einer umfänglichen Beseitigung von potentiellen, organischen Schadstoffen wie Arzneimittelrückständen führen, was einer möglichst hohen Behandlungstemperatur und -dauer bedarf. Alles in allem ergaben sich als Kompromiss aus den gesetzten Anforderungen folgende Prozessrandbedingungen (Tabelle 8).

Tabelle 8: Gewählte Randbedingungen der HTC von Klärschlamm

Parameter	Wert	Einheit
Behandlungstemperatur	200	°C
Behandlungsdauer	1	h
Input: Klärschlamm	20	% TS

Die Modellierung der benötigten Wärme für den spezifischen Stoffstrom erfolgte mangels Literatur und Industriedaten zunächst auf Basis mathematischer Überlegungen. Im späteren Verlauf der Iterativen Bilanzierung (siehe Kapitel 2.3.1) wurden die Ergebnisse

mit während der Bearbeitungsphase dieser Arbeit veröffentlichten Industrie- und Literaturdaten für ähnliche Substrateigenschaften und Anlagenkonfigurationen verglichen, validiert und wenn nötig angepasst (siehe Tabelle A.1). Um die benötigte Wärmemenge zum Aufheizen des Klärschlammes zu bestimmen, wurde zunächst ein Ansatz gewählt, wie er unter anderem auch von BARBER (2020) angewendet wurde, der den benötigten Wärmestrom aus den massenmäßigen Anteilen der Feststoffe und des Wassers bestimmt (siehe Gleichung 3.1).

$$\Phi_{ges} = (c_{p_w} * m_w * \Delta T + c_{p_f} * m_f * \Delta T) \quad (3.1)$$

Mit:

Φ_{ges} = benötigte Wärmemenge [kJ]

c_p = spezifische Wärmekapazität [kJ/(kg*K)] für Wasser (w) und Feststoff (f)

m = Masse [kg] des Wassers (w) und des Feststoffes (f)

ΔT = Temperaturdifferenz zwischen Input und der Behandlungstemperatur [K]

Die Nutzung der spezifischen isobaren Wärmekapazität c_p ist aufgrund des im Prozess stattfindenden Druckanstiegs eigentlich nicht ganz korrekt, um den Aufwärmprozess adäquat abzubilden. Nach Erreichen der Siedetemperatur würde eine Wärmezufuhr bei konstantem Druck zu einer Verdampfung des Wassers führen. Im HTC-Prozess erhöht sich dagegen bei konstantem Volumen bei weiterer Wärmezufuhr der Druck. In der Praxis wird daher eine „spezifische Wärmekapazität entlang der Siedelinie“ (c_s) verwendet, deren Unterschied zum c_p -Wert jedoch nur für hohe Temperaturen nahe des kritischen Punktes (für $T < 0,8 T_c$) bedeutsam ist (KLEIBER und JOH 2013). Daraus folgt, dass für Wasser innerhalb der betrachteten Temperaturgrenzen bis zu einer Temperatur von ca. 300 °C bezüglich der spezifischen Wärmekapazität des Wassers annäherungsweise auf den Tabellenwert für den Sättigungszustand zurückgegriffen werden kann (4,49 kJ/(kg*K) bei 200 °C, WAGNER et al. 2013). Für die spezifischen Wärmekapazitäten des Trockensubstanzanteils der Feststoffe wurde ein Wert von 1,5 kJ/(kg*K) angenommen (BARBER 2020). Ausgehend von einer Temperatur des Klärschlammes aus der mesophilen Vergärung nach der Entwässerung von 37 °C beträgt die ermittelte Wärmemenge zum Erreichen der Prozesstemperatur 0,659 MJ/kg. Die Wärmeverluste wurden zunächst in Anlehnung an (REMY et al. 2013) auf ca. 20 % der benötigten Wärmemenge geschätzt (0,132 MJ/kg) (siehe Tabelle 9) und im Anschluss mithilfe der Gesamtwärmebilanzen der großtechnischen Anlagen validiert (siehe OWSIANIAK et al. 2016; BUTTMANN 2019; KUHLES 2019). Für die Bereitstellung dieser Wärmeenergie trugen drei verschiedene Quellen bei. Die erste Wärmequelle waren die internen Wärmegevinne durch den exothermen, thermochemischen Umsatz der Organik während der HTC. Die so gewonnene Wärmemenge, die aus dem exothermen Umsatz von ca. 3,7 % (REMY et al. 2013) des Heizwertes des Schlammes (11,5 MJ/kg TS) (HÄMÄLÄINEN et al. 2021) entstammte (0,085 MJ/kg bei 20 % TS), konnte von dem Gesamtwärmebedarf abgezogen werden. Die zweite Wärmequelle bestand in der Wärmerückgewinnung (0,192 MJ/kg), die dahingehend integriert wurde, dass die in der Praxis meist vor- und nachgeschalteten Wärmeaustauscher ebenfalls in dem modellierten Prozess abgebildet wurden. Die dritte Quelle zum Schließen der Energiebilanz stellte die zusätzlich nötige, externe Wärmezufuhr dar (0,467 MJ/kg). Diese erfolgte im Basisszenario aus der Verfeuerung von Biogas. Der Wert für die benötigte elektrische Energie zum Betrieb der HTC-Anlage stammte aus Angaben kommerzieller Anlagenbauer und wurde auf 20 kWh/t Schlamm gesetzt.

Tabelle 9: Parameter der HTC von ausgefautem Klärschlamm

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Klärschlamm		1 kg	
Wärmerückgewinnung	0,192	MJ	Berechnet nach REMY et al. 2013
Externe Wärmezufuhr	0,467	MJ	Berechnet
Exergie der HTC	0,085	MJ	Berechnet nach REMY et al. 2013; HÄMÄLÄINEN et al. 2021
Elektrische Energie	0,072	MJ	BUTTMANN 2019; KUHLES 2019
Output			
HTC Schlamm		1 kg	
Wärmebedarf Aufheizen	0,659	MJ	Berechnet
Wärmeverluste	0,132	MJ	Berechnet nach REMY et al. 2013; OWSIANIAK et al. 2016; BUTTMANN 2019; KUHLES 2019

HTC-Schlamm-Separation

Die Separation der Feststoffe, die für den HTC-Schlamm nach der hydrothermalen Carbonisierung mittels Kammerfilterpresse erfolgte, benötigte keine Flockungshilfsmittel, da durch die Carbonisierung eine Freisetzung des Zellinnenwassers der Mikroorganismen des Schlammes und eine Koagulation der Partikel stattfinden und die Entwässerbarkeit massiv gesteigert werden kann. Der Feuchtigkeitsgehalt der Biokohle nach der Separation ergab sich aus typischen Feuchtigkeitsgehalten für mechanische Entwässerungssysteme von HTC-Schlämmen aus Klärschlamm (LUCIAN und FIORI 2017). Die entsprechenden Mengen an Fest- und Flüssigphase wurden anhand der Abscheidegrade für die Feststoffe (98 %) und des Gesamtfeststoffgehalts des Klärschlammes errechnet und betragen bei 40 % Restwassergehalt in der Biokohle pro kg HTC-Schlamm 664 g Flüssigphase und 327 g Feststoff (siehe Tabelle 10). Die bei der HTC entstehenden und in diesem Model dem Entwässerungsprozess zugeteilten, freiwerdenden gasförmigen Emissionen wurden anhand der Daten aus BASSO et al. (2016) und OWSIANIAK et al. (2016) abgeschätzt (9 g in der Gasphase aus einem Kilogramm HTC-Schlamm). Die Energieverbräuche an Strom stammten aus dem DWA Merkblatt 366 und bilden mit 0,0016 kWh den unteren Bereich für Kammerfilterpressen ab, da die Entwässerungseigenschaften des Klärschlammes durch die HTC stark verbessert werden können.

Tabelle 10: Parameter der HTC-Schlammwässerung

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
HTC-Schlamm	1	kg	
Elektrische Energie	0,0016	kWh	DENKERT et al. 2013
Flockungsmittel	-	-	Nicht nötig
Abscheidegrad Feststoffe	98	%	DENKERT et al. 2013
Output			
Prozesswasser	0,664	kg	Berechnet
Biokohle (60%TS)	0,327	kg	Berechnet
Kohlenstoffdioxid (biogen)	0,005	kg	BASSO et al. 2016; OWSIANIAK et al. 2016
Kohlenstoffmonoxid	0,00025	kg	OWSIANIAK et al. 2016
Methan (biogen)	$2,5 \cdot 10^{-6}$	kg	BASSO et al. 2016
Wasserstoff	$2,5 \cdot 10^{-5}$	kg	BASSO et al. 2016

Prozesswasserbehandlung

Aufgrund der im Prozess vorherrschenden Temperaturen und Drücke werden Inhaltsstoffe des Klärschlammes zersetzt und gelangen als organische Säuren und Stickstoffverbindungen in das Prozesswasser, welches einer weiteren Behandlung zugeführt werden muss, bevor es in einen Vorfluter eingeleitet werden kann. Wegen der hohen Stickstoffgehalte wurde für das Basisszenario davon ausgegangen, dass für das Prozesswasser, welches bei der Fest-Flüssig Trennung nach der HTC entsteht, eine aerobe Behandlung auf der Kläranlage erfolgte. Dafür wurden die Gehalte an C, N und zu einem kleinen Anteil an P so modelliert, dass der dafür vorhandene, generische Prozess aus der Datenbank mit den entsprechenden Inputgrößen angepasst wurde (siehe Tabelle 11). In der Szenarioanalyse zur Bestimmung der Sensitivität wurde dieses Basisszenario mit einer anaeroben Behandlung sowie einer Nassoxydation des Prozesswassers verglichen (siehe Kapitel 3.1.9).

Tabelle 11: Parameter zur Definition der aeroben Prozesswasserreinigung

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
BSB ₅	30000	mg/l	Abgeschätzt (CSB *0,5)
CSB	60000	mg/l	REMY et al. 2013; MARIN-BATISTA et al. 2019; HÄMÄLÄINEN et al. 2021
BSB ₅ Abbaugrad	95,0	%	Abgeschätzt, aus Aufbereitungsprozess
CSB Abbaugrad	47,5	%	Abgeschätzt, aus Aufbereitungsprozess
P	200	mg/l	ARAGÓN-BRICEÑO et al. 2017; BHATT et al. 2018; MERZARI et al. 2020; GERNER et al. 2021
P Abbaugrad	96,4	%	Standard im Prozess
Ammoniak (NH ₃)	2000	mg/l	ARAGÓN-BRICEÑO et al. 2017; MERZARI et al. 2020; HÄMÄLÄINEN et al. 2021
NH ₃ Abbaugrad	95,2	%	Standard im Prozess
Nitrat (NO ₃ ⁻)	1400	mg/l	ARAGÓN-BRICEÑO et al. 2017; MERZARI et al. 2020; HÄMÄLÄINEN et al. 2021
NO ₃ ⁻ Abbaugrad	84,0	%	Standard im Prozess
Elektrische Energie	0,103	kWh	Berechnet, nach LONGO et al. 2016
Löschkalk	0,00114	kg	Standard im Prozess
Eisen(III)-chlorid	0,00057	kg	Standard im Prozess
Phosphorsäure	6,26*10 ⁻⁸	kg	Standard im Prozess
Dampf	0,0284	kWh	Standard im Prozess
Wasser	1	kg	Standard im Prozess

Zwischenlagerung der Biokohle nach der Separation

Bei der Lagerung der Biokohle auf der Kläranlage bis zum Abtransport für die verschiedenen Nutzungsszenarien wurde angenommen, dass es durch Verdunstungsvorgänge zu einem Verlust von Wasser und einigen flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) kommt. Das Handling der Biokohle erfolgte mittels Radlader, der entsprechende Mengen an Treibstoff benötigte (siehe Tabelle 12).

Tabelle 12: Parameter für die Zwischenlagerung

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Biokohle		1 kg	
Diesel (Ein- & Auslagern)	0,0002	kg	Berechnet auf Basis eines äquivalenten GaBi Prozesses
Verluste	3	%	Abgeschätzt
Output			
Biokohle	0,97	kg	
VOC Emissionen	0,0006	kg	Abgeschätzt (2 % des Gesamtverlustes)
Wasser (Verdunstung)	0,0294	kg	Abgeschätzt

3.2.2 Pyrolyse

Die Prozesskette der modellierten Pyrolyse des ausgefaulten Klärschlammes ist in der Beschreibung der Systemgrenzen dargestellt (siehe Abbildung 7). Die Parametrisierung des Gesamtmodells basierte auf den Stoff- und Energieflüssen für jeden einzelnen Prozess innerhalb der Prozesskette.

Entwässerung

Bevor der ausgefaulte Klärschlamm einer weiteren thermischen Trocknung zugeführt wird, erfolgt eine mechanische Entwässerung mithilfe einer Schneckenpresse auf einen Trockensubstanzgehalt von 20 %. Um einen Vergleich zu ermöglichen, basiert dieser Prozess auf demselben, der für die HTC-Prozesskette verwendet wurde (siehe Tabelle 7). Die Filtratbehandlung und die dafür benötigten Prozesse aus der Datenbank entsprechen ebenfalls der Schlammentwässerung in der HTC-Prozesskette.

Trocknung

Die Trocknung des entwässerten Klärschlammes von einem Trockenrückstand von 20 % auf einen für die Pyrolyse nötigen Trockenrückstand von 80 % erfolgt mittels Dünnschichttrockner (JACOBS et al. 2021). Die für die Trocknung benötigte thermische Energie wird zum einen aus der überschüssigen Wärme der nachgeschalteten Pyrolyseöl- und Pyrolysegasverbrennung bereitgestellt, welche nicht für die Pyrolyse selbst benötigt wird. Da die dadurch zur Verfügung stehende Wärme nicht für die Trocknung auf den benötigten Trockensubstanzgehalt reicht, wird zum anderen zusätzliche thermische Energie aus dem im Klärwerk anfallenden Biogas bereitgestellt. Insgesamt wurde davon ausgegangen, dass pro verdampftem kg Wasser thermische Energie in Höhe von 0,8 kWh benötigt wird (siehe Tabelle 13). Neben der thermischen Energie benötigt der Trockner elektrische Energie zum Antrieb der Umwälzaggregate für Luft und Schlamm sowie der peripheren Anlagentechnik. Der benötigte Strom belief sich auf insgesamt 0,09 kWh/kg verdampftes Wasser (SCHNELL et al. 2020; JACOBS et al. 2021). Die für die Anfahrphase benötigte zusätzliche Energie zum Aufheizen des Trockners nach Revisionsphasen ist eher gering und wird zu 100 % aus Biogas gedeckt. Zusätzliche Wärmever-

luste durch Abstrahlung, die Brüden sowie das Trocknungsgut sind bereits in der Berechnung des benötigten Wärmebedarfs enthalten. Die aus der Trocknung entstehenden Emissionen wurden der Brüdenaufbereitung zugeschlagen.

Tabelle 13: Parameter der Trocknung des entwässerten Klärschlammes

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Schlamm (20 % TS)	1	kg	
Elektrische Energie	0,09	kWh/kg H ₂ O	SCHNELL et al. 2020; JACOBS et al. 2021
Thermische Energie	0,8	kWh/kg H ₂ O	SCHNELL et al. 2020
Thermische Energie	2,16	MJ	Berechnet
Elektrische Energie	0,19	MJ	Berechnet
Wärmezufuhr (Pyrolyse)	0,84	MJ	Berechnet, aus Pyrolyse-Prozess
Externe Wärmezufuhr	0,88	MJ	Berechnet
Wärmebedarf Anfahrphase	0,035	MJ	Berechnet, aus 1,2 % der Betriebszeit (enthalten in der externen Wärmezufuhr)
Output			
Schlamm (80 % TS)	0,25	kg	Berechnet
Wärmeverluste	5	%	DWA 379
Brüden	0,75	kg	Berechnet

Behandlung der Brüden

Die Rückbelastung durch das Brüdenkondensat ist im Vergleich zur Rückbelastung aus der Schlammmentwässerung eher als geringfügig einzustufen (JACOBS et al. 2021). Trotzdem wurden in der durchgeführten Bilanzierung die Behandlung der anfallenden Brüden und die entsprechenden Emissionen mit einbezogen. Zunächst werden die Brüden sauer gewaschen, um die Staubpartikel und die potentiell hohen Ammoniumgehalte zu entfernen. Nach dem Wäscher wird die Abluft in einem Biofilter behandelt. Da Industriedaten zur Aufbereitung von Klärschlamm-trocknungsbrüden fehlen (HORTTANAINEN et al. 2017) und bei der thermischen Trocknung nahezu das komplette verdampfte Ammonium als Ammoniak vorliegt (SZYPULSKA et al. 2021), wurde die zur Auswaschung beziehungsweise zur Behandlung benötigte Menge, die auf Basis einer stöchiometrischen Umsetzung von 80 % des Ammoniaks eingesetzt werden muss, angesetzt. Der Rest des Ammoniums im Brüdenkondensat wird der aeroben Prozesswassernachbehandlung zugeführt (Tabelle 14). Neben den gasförmigen Stickstoffemissionen treten bei der nachgeschalteten Abluftbehandlung Methanemissionen auf, die nicht durch den Wäscher oder Biofilter abgebaut werden. Um auch diese Emissionen mit in die Bilanz einzubeziehen, wurde abgeschätzt, dass 20 mg/m³ Abluft als Methanemissionen anfallen (Grenzwert TA Luft, siehe JACOBS et al. 2021). Bei einem Wassergehalt von 50 g/m³ der gesättigten Luft (39 °C) (SONNTAG und HEINZE 1982) entsprächen diese Emissionen 0,4 mg Methan pro verdampftem Gramm Wasser in der Abluft. Die Aufteilung der auskondensierten Wassermenge und der über den Biofilter geleiteten Wassermenge wurde mit 1:2 abgeschätzt. Die Eigenschaften des Brüdenkondensates hinsichtlich der Frachten an Organik

und Stickstoff wurden als Mittelwerte der Konzentrationsbandbreite nach (JACOBS et al. 2021) abgeschätzt. Die Rückbelastung wurde wie schon beim Filtrat aus der Entwässerung einem parametrisierten, generischen Prozess aus der GaBi Datenbank zugeführt, der die entsprechenden Emissionen abbildet. In der Praxis wird die in den Brüden enthaltene Wärmeenergie meist zur Erwärmung des Rohschlammes oder des Faulbehälters beziehungsweise der Betriebsgebäude eingesetzt (JACOBS et al. 2021). Da diese zwar innerhalb des Bilanzkreises der Kläranlage jedoch außerhalb der betrachteten Systemgrenzen liegen, wurde für diese Form der Wärmerückgewinnung keine Gutschrift gewährt.

Tabelle 14: Parameter der Brüdenaufbereitung

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Brüden	1	kg	
Wäscher Schwefelsäure	972	mg/kg	Berechnet (Stöchiometrische Entfernung von 80 % NH ₃)
Brüdenkondensat	0,33	kg	Abgeschätzt
CSB Brüdenkondensat	4650	mg/kg	JACOBS et al. 2021
BSB ₅ Brüdenkondensat	1325	mg/kg	JACOBS et al. 2021
NH ₃ Brüdenkondensat vor Wäscher	3500	mg/kg	HORTTANAINEN et al. 2017
NH ₃ Brüdenkondensat nach Wäscher	700	mg/kg	Berechnet
Output			
Ammoniumsulfat (in Lösung)	3772	mg/kg	Berechnet
Methan (biogen)	0,264	mg	Berechnet (nach JACOBS et al. 2021)
Wasserdampf in der Abluft	0,66	kg	Abgeschätzt

Pyrolyseprozess

Der Pyrolyseprozess wurde im Modell anhand unterschiedlicher Anlagenkennzahlen im pilot- und industriellen Maßstab abgebildet. Dafür wurde auf Daten verschiedener Pyrolyseanlagen, Pilotprojekte und Veröffentlichungen zu Biokohleeigenschaften zurückgegriffen. Als optimale Behandlungstemperatur und -dauer, um eine möglichst vollständige Eliminierung der enthaltenen organischen Schadstoffe zu erreichen und die Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors sowie die fixierten Kohlenstoffgehalte möglichst hoch zu halten, wurden diese auf 550 °C und zwei Stunden festgelegt (siehe Tabelle 15). Im Vergleich zur HTC muss der zu carbonisierende Klärschlamm auf mindestens 80 % Trockensubstanzgehalt getrocknet werden (ETIA 2019; PYREG 2020).

Tabelle 15: Prozessbedingungen Pyrolyse

Parameter	Wert	Einheit
Behandlungstemperatur	550	°C
Behandlungsdauer	2	h
Input: Klärschlamm	80	%TS

Für die Anfahrzeiten des Pyrolysereaktors (2 Stunden) nach wöchentlichen Revisionsarbeiten erfolgt die Wiederanfeuerung mithilfe des vorhandenen Biogaskessels. Die dafür nötige thermische Energie beträgt 2,07 kJ/kg TS. Für den kontinuierlichen Betrieb der Pyrolyseanlage werden 1,23 MJ/kg TS an Wärme benötigt, die aus der Verbrennung der entstehenden Pyrolyseöle und Pyrolysegase bereitgestellt wird. In dieser Menge an thermischer Energie sind die Verluste durch Abstrahlung und Konvektion bereits enthalten. Zum Betrieb aller peripheren Antriebseinheiten sind 0,249 MJ/kg TS an elektrischer Energie erforderlich. Aufgrund der sehr heterogenen Klärschlammigenschaften und der hohen Varianz einzelner Schlammparameter war es schwer, spezifische Daten für den modellierten, thermochemischen Konversionspfad bezüglich der stofflichen und thermischen Eigenschaften der entstehenden Pyrolyseöle, Pyrolysegase und der Biokohlen zu erhalten. Trotzdem wurde versucht, diese Kernparameter für die gewählten Prozessbedingungen anhand von Literaturdaten zu identifizieren. Die für den modellierten Prozess gewählten Parameter (siehe Tabelle 16) entstammten aus einer konsolidierten, qualitativen Analyse verschiedenster Quellen, aus denen die plausibelsten Mittelwerte extrahiert und für die Modellierung verwendet wurden (u.a. BREULMANN et al. 2017a; FRIŠTÁK et al. 2018; KARACA et al. 2018; LIU et al. 2018; TOMASI MORGANO et al. 2018; BARRY et al. 2019; GERASIMOV et al. 2019; LEDAKOWICZ et al. 2019; GAO et al. 2020; MOŠKO et al. 2020; GHODKE et al. 2021; TRABELSI et al. 2021; HUŠEK et al. 2022). Die gewählten Prozessbedingungen führten zu einem massebezogenen Anteil der Produkte von 51 % Biokohle, 13 % Pyrolysegas und 36 % Pyrolyseöl (nicht auskondensiert) bezogen auf den Trockensubstanzgehalt des Inputschlammes. Potentielle gasförmige Emissionen, die durch Undichtigkeiten im Pyrolysereaktor und aufgrund der Prozessführung entstehen können (siehe PETERS et al. 2015; CORNELISSEN et al. 2016), wurden dem Verbrennungsprozess zugeordnet.

Tabelle 16: Parameter der Pyrolyse des getrockneten Klärschlammes

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Klärschlamm (80 % TS)	1	kg	
Elektrische Energie	0,249	MJ/kg TS	PYREG 2020
Wärmebedarf Pyrolyse	1,23	MJ/kg TS	Berechnet, (inkl. Wärmeverluste) nach PYREG 2020 siehe Tabelle A.2
Thermische Energie zum Anfahren der Pyrolyse	0,0021	MJ/kg TS	Berechnet
Anteil Biokohle	51	% TS	TOMASI MORGANO et al. 2018; MOŠKO et al. 2020
Anteil Pyrolysegas	13	% TS	TOMASI MORGANO et al. 2018; MOŠKO et al. 2020
Anteil Pyrolyseöl (inkl. Flüssigfraktion)	36	% TS	TOMASI MORGANO et al. 2018; MOŠKO et al. 2020
Output			
Biokohle	0,408	kg	Berechnet
Pyrolysegas	0,104	kg	Berechnet
Pyrolyseöl (in Gasphase)	0,288	kg	Berechnet
Wasserdampf	0,2	kg	Berechnet
Heizwert Biokohle	8,6	MJ/kg	LIU et al. 2018; TOMASI MORGANO et al. 2018; MOŠKO et al. 2020
Heizwert Pyrolyseöl (inkl. Flüssigfraktion)	13,8	MJ/kg	TOMASI MORGANO et al. 2018; MOŠKO et al. 2020
Heizwert Pyrolysegas	15,8	MJ/kg	TOMASI MORGANO et al. 2018; MOŠKO et al. 2020

Verbrennung der entstehenden Pyrolyseöle und Pyrolysegase

Die bei der Pyrolyse entstehenden flüchtigen (Pyrolysegas) und teilweise flüssigen Fraktionen (Pyrolyseöl) werden bei der angewandten Pyrolysetechnik direkt in einer nachgeschalteten Brennkammer oxidiert, sodass die daraus entstehende, thermische Energie zum einen für den Pyrolyseprozess und zum anderen für die anteilige Trocknung des Klärschlammes zur Verfügung steht. Der Wirkungsgrad der Nachverbrennung beträgt 85 % und die verwendete Aktivkohle für die Abgasreinigung wird mit 0,1 % der Inputmenge an Verbrennungskompartimenten abgeschätzt. Die Emissionen aus der Verbrennung und aus Undichtigkeiten im Gesamtsystem wurden ebenfalls bei der Modellierung berücksichtigt (siehe Tabelle 17).

Tabelle 17: Parameter die thermischen Verwertung der nichtfesten Pyrolyseanteile (SH1)

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Pyrolysegas	0,104	kg	Berechnet
Pyrolyseöl (in Gasphase)	0,288	kg	Berechnet
Wirkungsgrad Brenner	85	%	PETERS et al. 2015
Aktivkohle (Abgasreinigung)	0,392	g	Abgeschätzt
Output			
Aktivkohle (beladen)	0,392	g	Abgeschätzt
Methan (biogen)	0,0202	g	MOHAMMADI et al. 2019
Stickoxide (NO _x)	0,0268	g	MOHAMMADI et al. 2019
Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	1,96*10 ⁻⁵	g	MOHAMMADI et al. 2019
Partikelemissionen (PM ₁₀)	0,0013	g	MOHAMMADI et al. 2019
Thermische Energie	4,60	MJ	Berechnet
Abwärme	0,81	MJ	Berechnet

3.3 Szenarien der Biokohlenutzung

Die Nutzung der durch die beiden betrachteten thermochemischen Konversionsverfahren HTC und Pyrolyse erzeugten Kohlen bietet verschiedene Möglichkeiten, die Umwelt zu entlasten. So kann durch langfristige stabile Speicherung des Kohlenstoffs der Klimaerwärmung entgegengewirkt werden. Durch Schließen von Stoffkreisläufen können endliche Ressourcen wie Phosphor wiederverwendet werden und durch eine thermische Nutzung der Biokohlen kann Bioenergie bereitgestellt und so fossile Energieträger ersetzt werden. Die ausgewählten Szenarien wurden gleichermaßen für beide Konversionsverfahren aufgestellt. Für das Referenzsystem der Monoverbrennung ist dagegen keine weitergehende Nutzung der Aschen vorgesehen, sondern im generischen Datensatz wurde von einer Deponierung ohne vorheriger Phosphorrückgewinnung ausgegangen. Um mögliche Umweltauswirkungen potentieller Phosphorrückgewinnungstechnologien ebenfalls mit zu betrachten, wurden diese mit Hilfe von Literaturangaben in die Bewertung einbezogen.

3.3.1 Hydrothermale Carbonisierung

Die ökologischen Auswirkungen der Nutzung der bei der HTC erzeugten Biokohle wurden in der vorliegenden Arbeit anhand vier unterschiedlicher Szenarien untersucht. Die zwei stofflichen Verwertungswege umfassen die Anwendung der Biokohle in der Landwirtschaft und die Nutzung als Torfersatz im Gartenbau. Um einen Vergleich mit der energetischen Verwertung des Klärschlammes zu ermöglichen, wurden zusätzlich zwei Szenarien zur thermischen Verwertung der Biokohle evaluiert (siehe Abbildung 6).

Stoffliche Nutzung in der Landwirtschaft (SH1)

Die direkte Rückführung von im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffen auf ackerbaulich genutzten Flächen zur Schließung von Stoffkreisläufen und zur Schonung natürlicher Ressourcen kann mit der stofflichen Nutzung der Biokohlen in der Landwirtschaft realisiert werden. Die Anwendung von Biokohle aus der HTC in der Landwirtschaft wird aufgrund verschiedenster Einflussfaktoren und der sich daraus ergebenden unterschiedlichen Effekte auf die Pflanzenphysiologie, die Bodeneigenschaften, den Nährstoffhaushalt und die Emissionscharakteristik und Akkumulationspotentiale von Schadstoffen in der wissenschaftlichen Fachwelt kontrovers diskutiert. Das Vorhandensein von N, P und K in bestimmten Biokohlen ist interessant und kann zur Verringerung des Einsatzes von chemischen Düngemitteln beitragen (KHOSRAVI et al. 2022). Die gute Düngewirkung der Biokohlen zeigte sich in einer Vielzahl von Studien, insbesondere bezüglich der Versorgung mit Phosphor (siehe LEIVA-SUÁREZ et al. 2020; JAGER und GIANI 2021; PANEQUE et al. 2021; HUEZO und SHAH 2022). Gleichwohl können Biokohlen aus stark vorbelasteten Klärschlämmen Schwermetallkonzentrationen aufweisen, welche die für die landwirtschaftliche Nutzung festgelegten Grenzwerte überschreiten (KARATAS et al. 2022). Die Belastung des Klärschlammes mit organischen Schadstoffen wie Arzneimittelrückständen (WEINER et al. 2013; VOM EYSER et al. 2015b; VOM EYSER et al. 2015a; TASCA et al. 2019) oder mit Dioxinen und Furanen (BROOKMAN et al. 2018; LIBERATORI et al. 2022) stellt eine potentielle Umweltgefährdung bei der direkten stofflichen Nutzung der Biokohlen dar. Es zeigte sich zwar, dass die Arzneimittelkonzentration im Klärschlamm, zum Beispiel die von Antibiotika, durch die hydrothermale Behandlung abnehmen kann (WEINER et al. 2013; TASCA et al. 2019), allerdings verändern andere organische Schadstoffe wie Dioxine durch die HTC ihre Toxizitätseigenschaften (BROOKMAN et al. 2018). Zudem wirkt sich die thermochemische Umwandlung von Klärschlamm wahrscheinlich auch auf enthaltene Pestizide und Körperpflegeprodukte aus, wozu es jedoch noch keine Untersuchungen gibt (TASCA et al. 2019). In der durchgeführten Ökobilanz wurden deshalb die bekannten Schadstoffe mit definierten Schadenspotentialen berücksichtigt, alle anderen potentiellen organischen Schadstoffe (Arzneimittel, Pestizide und viele Weitere) können jedoch noch nicht mit der Ökobilanzmethode abgebildet werden und sind deshalb nicht Gegenstand dieser Betrachtungen. Darüber hinaus können durch die Anwendung der Biokohlen in der Bodenmatrix je nach Dosierung, Düngerzugabe, Ausgangsmaterial und Bodencharakteristik meist erhöhte oder selten leicht verringerte Lachgas- und Methanemissionen auftreten (KAMMANN et al. 2012; ZHOU et al. 2018; JAGER und GIANI 2021), die aufgrund der uneindeutigen Datenlage ebenfalls nicht mit betrachtet wurden. Unabhängig von der verwendeten Biomasse führt die Behandlung mittels HTC zur Produktion von phytotoxischen organischen Verbindungen wie Furanen, polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen und Carbonsäuren (MELO et al. 2017; KARATAS et al. 2022). Diese können durch eine geeignete Nachbehandlung der Biokohlen wie zum Beispiel durch eine Co-Kompostierung minimiert werden (BUSCH et al. 2013; PUCINI et al. 2018; KARATAS et al. 2022), um ein Produkt mit einer ausreichenden Umweltsicherheit bei gleichzeitigem Erhalt des Nährstoffpotentials zu erhalten (BUSCH et al. 2013). Da der geringe Gehalt an polyaromatischen Kohlenstoffstrukturen der erzeugten Biokohle nicht ausreicht, um einem schnellem mikrobiellen Abbau widerstehen zu können, kann HTC-Kohle nicht für eine effiziente und langfristige Kohlenstoffsequestrierung

verwendet werden (KAMMANN et al. 2012; GRONWALD et al. 2016). Eine mögliche Gutschrift für eine langfristige Kohlenstoffspeicherung wurde deshalb nicht berücksichtigt (siehe Kapitel 2.2.3 und Kapitel 2.3.3). Allerdings ist das Wissen über die besten Prozessbedingungen für die Umwandlung von Klärschlamm in eine agronomisch wertvolle Biokohle, die für die landwirtschaftliche Anwendung uneingeschränkt geeignet ist, weiterhin rar (TAMMEORG et al. 2016; PANEQUE et al. 2019), da die Eignung von den vorherrschenden Randbedingungen und den Substrateigenschaften abhängt. In dem untersuchten Szenario (SH1) erfolgte die ökobilanzielle Bewertung anhand der in Abbildung 8 dargestellten Prozesskette.

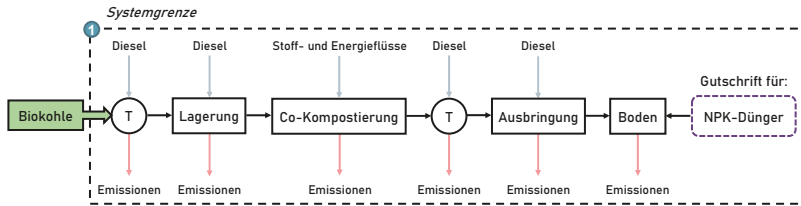


Abbildung 8: Prozesskette zur Anwendung der Biokohle in der Landwirtschaft (SH1)

Zunächst wird die Biokohle über eine Entfernung von 50 km von der Kläranlage zum landwirtschaftlichen Betrieb transportiert (Tabelle 18). Anschließend erfolgt eine Lagerung, bevor die Biokohle zusammen mit einem separierten Gärrest kompostiert wird, dessen Anteil an der Kompostierung allerdings außerhalb der Betrachtung liegt. Die Co-Kompostierung wurde mithilfe eines generischen Prozesses aus der GaBi Datenbank modelliert unter der Annahme, dass eine Zumischung der Biokohle von 20 % erfolgt. Die Abbaurate der Biokohle während der Co-Kompostierung wurde aufgrund fehlender Daten mit 10 % abgeschätzt. Nach der Kompostierung wurde die Biokohle zum Feld transportiert (10 km) und ausgebracht. Dabei wurden, neben den für die Ausbringung benötigten Prozessen und Kraftstoffen, die durch die Biokohle eingebrachten Emissionen in den Boden (durch die Schwermetalle und organischen Schadstoffe) berücksichtigt. Um die Grenzwerte bezüglich der enthaltenen Schwermetalle einzuhalten wurde die ausgebrachte Menge an Biokohle mit 5 Mg pro ha abgeschätzt. Die Gutschriften für die düngerelevanten Anteile der Biokohle an N, P und K wurde anhand generischer Prozesse der entsprechenden Dünger aus der GaBi-Datenbank inklusive deren Transporte zum Hof (1000 km) ermittelt. Eine potentielle Steigerung der Erträge durch die Biokohlezugabe war aufgrund der mangelnden Datengrundlage und mannigfachen Einflussfaktoren nicht Gegenstand dieser Betrachtungen. Die gewählten Parameter für das Landwirtschaftsszenario (SH1) sind in Tabelle 18 dargestellt.

Tabelle 18: Parameter der landwirtschaftlichen Biokohleanwendung (SH1)

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Biokohle	1	kg	
Transport zum Hof	50	km	Abgeschätzt
Transport zum Feld	10	km	Abgeschätzt
Transport der Düngemittel	1000	km	Abgeschätzt
N (Biokohle)	38,0	g/kg TS	MARIN-BATISTA et al. 2020; MERZARI et al. 2020; HÄMÄLÄINEN et al. 2021
K (Biokohle)	2,8	g/kg TS	MARIN-BATISTA et al. 2020; MERZARI et al. 2020; HÄMÄLÄINEN et al. 2021
P (Biokohle)	60,2	g/kg TS	MARIN-BATISTA et al. 2020; MERZARI et al. 2020; HÄMÄLÄINEN et al. 2021
N Verfügbarkeit	30	%	Abgeschätzt
K Verfügbarkeit	70	%	Abgeschätzt
P Verfügbarkeit	80	%	Abgeschätzt
Ausbringung der Biokohle	2	Mg/ha	Abgeschätzt
Diesel (Biokohlehandlung, ohne Transporte)	0,0025	kg	Berechnet, aus GaBi-Prozessen
Output			
Ammonium Nitrat	0,0291	kg	Berechnet (Gutschrift)
Kaliumchlorid	3,64*10 ⁻⁵	kg	Berechnet (Gutschrift)
Triplesuperphosphate	0,0303	kg	Berechnet (Gutschrift)
Cd	1,6*10 ⁻⁸	kg	MERZARI et al. 2020
Cu	6,0*10 ⁻⁷	kg	MERZARI et al. 2020
Pb	1,1*10 ⁻⁷	kg	MERZARI et al. 2020
PCB	4,3*10 ⁻⁶	kg	BROOKMAN et al. 2018
PCDD	1,4*10 ⁻⁶	kg	BROOKMAN et al. 2018
PCDF	2,4*10 ⁻⁸	kg	BROOKMAN et al. 2018
Zn	8,0*10 ⁻⁷	kg	MERZARI et al. 2020
Cr	4,5*10 ⁻⁸	kg	MERZARI et al. 2020
Hg	1,2*10 ⁻⁸	kg	MERZARI et al. 2020
Ni	3,2*10 ⁻⁸	kg	MERZARI et al. 2020
Al	3,9*10 ⁻⁵	kg	MERZARI et al. 2020
Ag	5,0*10 ⁻⁹	kg	MERZARI et al. 2020

Stoffliche Nutzung in der Hortikultur (SH2)

Neben der landwirtschaftlichen Produktion spielt die Bereitstellung von Nahrungsmitteln durch Gartenbau eine wichtige Rolle bei der Versorgung mit Lebensmitteln. Dabei werden meistens Substrate zur Anzucht verwendet, die zu einem großen Teil auf Torf basieren (MÉNDEZ et al. 2017; FRYDA et al. 2018). Als alternatives Material und partieller Torfersatz im Gartenbau wurde deshalb der Einsatz von Biokohle in verschiedenen Untersuchungen evaluiert (KERN et al. 2017; ROEHRDANZ et al. 2019; FARRU et al. 2022). Um auch diesen möglichen Einsatzzweck der Biokohle aus der HTC von Klärschlamm abzubilden, wurde die Beimischung von Biokohle bei der Substratherstellung im Gartenbau ökobilanziell betrachtet. Die einzelnen Prozesse des Vordergrundsystems sind in Abbildung 9 dargestellt.

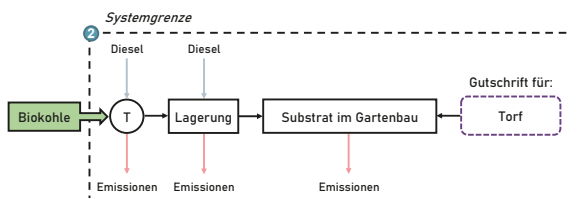


Abbildung 9: Prozesskette der Biokohleanwendung im Gartenbau (SH2)

Für die Nutzung der Biokohle in der Hortikultur musste diese zunächst zum Gartenbaubetrieb transportiert werden. Die Entfernung zum Betrieb wurde mit 100 km abgeschätzt (Tabelle 19). Auf dem Betrieb erfolgte nach dem Abladen und der Lagerung die Herstellung des Substrates mit entsprechender Substitution eines Teils des ansonsten verwendeten Torfes. Die Gutschrift für die Bereitstellung der Torfe erfolgte anhand massenbilanzieller Substitution. Eine Kompostierung wurde in diesem Szenario nicht vorgesehen, sondern es wurde von einer längeren Lagerung der Biokohle ausgegangen, sodass ein ähnlicher Effekt hinsichtlich des Toxizitätsabbaus auftrat wie bei der Kompostierung (KARATAS et al. 2022). Ebenfalls nicht vorgesehen waren in diesem Szenario Gutschriften für die eingesetzten Düngemittel. Im Gartenbauszenario wurde davon ausgegangen, dass die benötigten Nährstoffe über einen Kompost bereitgestellt werden. Die Belastung mit organischen Schadstoffen und Schwermetallen waren dieselben wie im landwirtschaftlichen Szenario (SH1).

Tabelle 19: Parameter der gartenbaulichen Anwendung der Biokohle (SH2)

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Biokohle	1	kg	
Transport zum Hof	100	km	Abgeschätzt
Transport des Torfmooses	2000	km	Abgeschätzt
Diesel (Biokohlehandling, ohne Transporte)	0,0002	kg	Abgeschätzt
Lagerverluste	10	%	Abgeschätzt
Output			
Torfmoosbereitstellung	0,9	kg	Berechnet (Gutschrift)
Cd	$1,6 \cdot 10^{-8}$	kg	MERZARI et al. 2020
Cu	$6 \cdot 10^{-7}$	kg	MERZARI et al. 2020
Pb	$1,1 \cdot 10^{-7}$	kg	MERZARI et al. 2020
PCB	$4,3 \cdot 10^{-6}$	kg	BROOKMAN et al. 2018
PCDD	$1,4 \cdot 10^{-6}$	kg	BROOKMAN et al. 2018
PCDF	$2,4 \cdot 10^{-8}$	kg	BROOKMAN et al. 2018
Zn	$8,0 \cdot 10^{-7}$	kg	MERZARI et al., 2020
Cr	$4,5 \cdot 10^{-8}$	kg	MERZARI et al. 2020
Hg	$1,2 \cdot 10^{-8}$	kg	MERZARI et al. 2020
Ni	$3,2 \cdot 10^{-8}$	kg	MERZARI et al. 2020
Al	$39 \cdot 10^{-6}$	kg	MERZARI et al. 2020
Ag	$5 \cdot 10^{-9}$	kg	MERZARI et al. 2020

Energetische Nutzung in der Monoverbrennung (SH3)

Bei der energetischen Verwertung der Biokohle in einer Monoverbrennungsanlage erfolgt die Entsorgung analog zum Referenzszenario (siehe Kapitel 3.1.6), nur dass eine HTC zur energetischen Optimierung des Gesamtprozesses zwischengeschaltet ist (KIM et al. 2014; ARAUZO et al. 2020). Dieses Szenario bildet eine zukünftige Entwicklung der Klärschlammverwertung ab, wenn genug Kapazitäten in Monoverbrennungsanlagen vorhanden sein sollten. Die Verbrennung der HTC-Kohle hat gegenüber der direkten stofflichen Nutzung den Vorteil, dass organische Schadstoffe dabei komplett eliminiert und Schwermetalle größtenteils aus den natürlichen Stoffkreisläufen ausgeschleust werden (SCHNELL und QUICKER 2020; WAGNER et al. 2020; WINCHELL et al. 2022). Falls zukünftig eine Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammaschen implementiert wird, könnte diese ebenfalls für Aschen aus der Biokohleverbrennung erfolgen. Die betrachtete Prozesskette der Monoverbrennung von Biokohle aus der HTC ist in Abbildung 10 dargestellt.

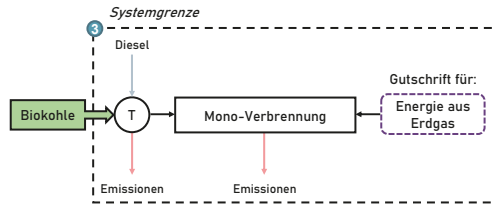


Abbildung 10: Prozesskette zur Monoverbrennung der Biokohle (SH3)

Für die Modellierung der Monoverbrennung der Biokohle wurde zunächst für den Transport zur Monoverbrennungsanlage eine Strecke von 100 km gewählt (siehe Tabelle 20). Die nachfolgende Zwischenlagerung entfällt bei diesem Szenario, da davon ausgegangen wurde, dass die Biokohle direkt in den Aufgabebunker der Monoverbrennungsanlage geliefert wird. Die Verbrennung der Biokohle wurde mithilfe des auf den Heizwert der Biokohle angepassten, generischen Prozesses zur Müllverbrennung abgebildet. Dieser Prozess enthält auch die Entsorgung der Aschen, Schlacke und Filterstäube sowie die Luftemissionen. Für die Effizienz des Verfahrens und die Aufteilung der Bereitstellung von thermischer und elektrischer Energie aus dem Prozess wurden prozessspezifische Standardwerte verwendet, aus denen auch die Gutschriften abgeleitet wurden.

Tabelle 20: Parameter der Monoverbrennung der Biokohle (SH3)

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Biokohle	1	kg	
Transport zur Verbrennungsanlage	100	km	Abgeschätzt
Energiegehalt der Biokohle	13,54	MJ/kg TS	Siehe Tabelle A.3
Gesamteffizienz des Verbrennungsprozesses	80	%	Abgeschätzt
Output			
Thermische Energie aus Erdgas	1,74	MJ	Berechnet aus GaBi-Prozess (Gutschrift)
Elektrizität aus Erdgas	4,76	MJ	Berechnet aus Gabi-Prozess (Gutschrift)

Energetische Nutzung in der Mitverbrennung (SH4)

Die energetische Verwertung der Klärschlämme in einer Mitverbrennung wurde mithilfe eines Szenarios abgebildet, in dem der Klärschlamm als Brennstoff in einem Braunkohlekraftwerk einen Teil der Braunkohle ersetzt. Alternativ könnte in der Praxis die Mitverbrennung in einer Müllverbrennungsanlage stattfinden, wenn in naher Zukunft die Braunkohlekraftwerke abgeschaltet werden. Dieses Szenario war in der vorliegenden Arbeit jedoch nicht Gegenstand der Untersuchungen. Da die Mitverbrennung aufgrund der legislativen Vorgaben zukünftig nur für vorbehandelte und damit phosphorreduzierte Biokohle möglich ist (BUTTMANN 2019), wurde in diesem Szenario davon ausgegangen, dass die Biokohle einen geringeren Heizwert aufwies als die unbehandelte Kohle in den anderen Szenarien (SHETTIGONDAHALLI EKANTHALU et al. 2021; SHETTIGONDAHALLI E-

KANTHALU et al. 2022). Eine Betrachtung der chemischen Phosphorrückgewinnung innerhalb der HTC lag in dieser Betrachtung außerhalb der Systemgrenzen, um die Vergleichbarkeit mit den anderen Szenarien der energetischen Biokohlenutzung sowie dem Referenzprozess zu gewährleisten. Die Prozesskette stellt sich analog zu Szenario SH3 dar. Die Substitutionen bezogen sich auf die durch die Verbrennung der Biokohlen bereitgestellte thermische und elektrische Energie. In diesem Fall konnte durch die Mitverbrennung die energetisch äquivalente Menge an Energie aus Braunkohle substituiert werden, sodass die dadurch eingesparten Emissionen gutgeschrieben wurden (siehe Abbildung 11).

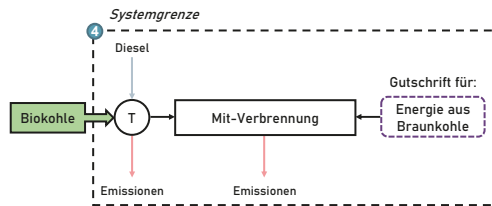


Abbildung 11: Prozesskette zur Mitverbrennung der Biokohle (SH4)

Es wurde angenommen, dass die Biokohle zunächst über eine Entfernung von 250 km zu einem Braunkohlekraftwerk transportiert wird (Tabelle 13). Anschließend wird sie dem Hauptbrennstoffstrom zugemischt und thermisch verwertet. Die Modellierung der Verbrennung erfolgte analog zum Szenario SH3 mit einem an den Heizwert der Biokohle angepassten, generischen Prozess zur Müllverbrennung, bei dem die Entsorgung der Aschen, Schlacken und Filterstäube sowie die Luftemissionen inkludiert waren. Die Gutschriften für die ersetzten Energieströme betragen für die Bereitstellung von thermischer Energie 4,41 MJ/kg Biokohle und für die Bereitstellung von elektrischer Energie 1,61 MJ/kg Biokohle, welche ansonsten aus Braunkohle bereitgestellt würden (siehe Tabelle 21).

Tabelle 21: Parameter der thermischen Verwertung der Biokohle in einer Mitverbrennung (SH4)

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Biokohle	1	kg	
Transport zur Verbrennungsanlage	250	km	Abgeschätzt
Energiegehalt der Biokohle	12,54	MJ/kg TS	Abgeschätzt, siehe Tabelle A.3; SHETTI-GONDAHALLI EKANTHALU et al. 2021
Gesamteffizienz des Verbrennungsprozesses	80	%	Abgeschätzt
Output			
Thermische Energie aus Erdgas	1,61	MJ	Berechnet aus GaBi-Prozess (Gutschrift)
Elektrizität aus Erdgas	4,41	MJ	Berechnet aus GaBi-Prozess (Gutschrift)

3.3.2 Pyrolyse

Für die Anwendung der pyrolytischen Biokohle wurden ebenfalls vier Anwendungsfälle ausgewählt. Die drei stofflichen Verwertungswege umfassten die Anwendung der Biokohle in der Landwirtschaft, die Nutzung als Torfersatz im Gartenbau und die Kaskadennutzung der Biokohle erst in einer Biogasanlage und dann als Bodenhilfsstoff auf landwirtschaftlichen Flächen. Um einen direkten Vergleich mit dem Referenzszenario und den HTC-Szenarien zu ermöglichen, wurde für die Prozessketten der Pyrolyse ebenfalls eine energetische Verwendung der Biokohle modelliert.

Stoffliche Nutzung in der Landwirtschaft (SP1)

Die stoffliche Anwendung von Biokohlen in der Landwirtschaft als Bodenverbesserer und Kohlenstoffsенke ist seit Jahrzehnten Gegenstand der Forschung (PONOMARENKO und ANDERSON 2001; WOOLF et al. 2010). Während Biokohle aus holzigen Biomassen in der Landwirtschaft bereits als nützlicher Bodenverbesserer eingesetzt wird, fehlt es bislang noch an spezifischer Forschung und den legislativen Rahmenbedingungen auf europäischer und nationaler Ebene für den stofflichen Einsatz von Biokohlen aus Klärschlämmen (LIU et al. 2018; PATEL et al. 2020; CATENACCI et al. 2022). Die Pyrolyse von Klärschlamm erzeugt bei ausreichend hohen Temperaturen eine Biokohle, die frei von Krankheitserregern und anderen gefährlichen organischen Verbindungen und sogar Mikroplastik ist (NI et al. 2020; BUSS 2021), sodass sie ebenfalls für landwirtschaftliche Zwecke verwendet werden könnte, falls die Grenzwerte für Schwermetallgehalte nicht überschritten werden (FIGUEIREDO et al. 2019). Ähnlich wie bei der HTC (siehe Kapitel 3.3.1) besitzt Biokohle aus der Pyrolyse einen hohen Gehalt an Nährstoffen, insbesondere K und P, was bei der landwirtschaftlichen Anwendung die Nährstoffversorgung erhöhen, bei schlecht versorgten Böden die Erträge steigern und den pH-Wert von übersäuerten Böden anheben kann (FRIŠTÁK et al. 2018; GLASER und LEHR 2019; JINDO et al. 2020; LEIVA-SUÁREZ et al. 2020). Zusätzlich zu den Nährstoffgehalten bietet Biokohle aus der Pyrolyse den Vorteil, dass die Bindungsformen des im Klärschlamm enthaltenen Kohlenstoffs durch die thermochemischen Prozessbedingungen stabilisiert werden. Dadurch können Biokohlen bei entsprechend hohen Behandlungstemperaturen als stabiler Kohlenstoffspeicher dienen und so als langfristige Kohlenstoffsенke dem Klimawandel entgegenwirken (BREULMANN et al. 2017b; WERNER et al. 2018; MATUŠTÍK et al. 2020; WOOLF et al. 2021). Eine Berücksichtigung der potentiellen weiteren Auswirkungen auf treibhauswirksame Stoffströme wie die Minderung von Lachgasemissionen und Methanemissionen (SCHMIDT et al. 2021; FENG et al. 2022) wurde aufgrund der unklaren Datenlage, gerade in Bezug auf Biokohlen aus Klärschlämmen, in dieser Arbeit nicht berücksichtigt. Neben den potentiell positiven Effekten können Biokohlen aus vorbelasteten Klärschlämmen, aufgrund der Aufkonzentrierung während des Pyrolyseprozesses, Schwermetallkonzentrationen aufweisen, welche die für die landwirtschaftliche Nutzung festgelegten Grenzwerte überschreiten würden (BUSS 2021; KARATAS et al. 2022). Die Schwermetalle sind jedoch nur schwer löslich und werden in der Matrix der Biokohle langfristig gebunden, sodass bei einer adaptierten Ausbringungsmenge keine phytotoxische Wirkung und kein erhöhtes Risiko für die Nahrungsmittelkette auftreten sollte (SONG et al. 2014; PAZ-FERREIRO et al. 2018; SOUZA SOUZA et al. 2021; ZHANG et

al. 2021; GOLDAN et al. 2022). Die in dieser Arbeit modellierte Prozesskette zur Anwendung der Biokohle auf landwirtschaftlichen Flächen ist in Abbildung 12 dargestellt.

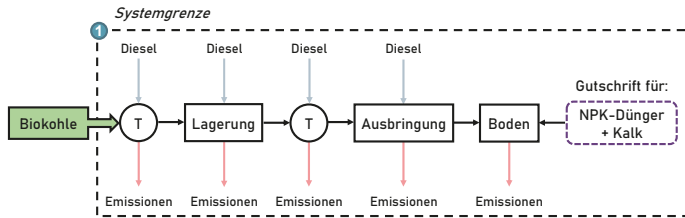


Abbildung 12: Prozesskette zur landwirtschaftlichen Verwendung der Biokohle (SP1)

Wie im Szenario SH1 wird die Biokohle nach der thermochemischen Behandlung über eine Entfernung von 50 km von der Kläranlage zum landwirtschaftlichen Betrieb transportiert (siehe Tabelle 22). Anschließend erfolgt eine Zwischenlagerung, für die ein Verlust von 1 % der Biokohlemenge angenommen wurde. Die Verluste bei der Lagerung bestehen hauptsächlich aus staubförmigen Anteilen und fallen beim Umgang mit der Biokohle (Einlagern, Auslagern, Verladen) an. Nach der Zwischenlagerung wird die Biokohle mit organischem Dünger vermischt, zum Feld transportiert, ausgebracht und in den Boden eingearbeitet. Die Gutschriften für die Düngewirkung der Biokohle erfolgen anhand der Gehalte an Nährstoffen, deren potentielle Pflanzenverfügbarkeit sowie die entsprechenden Gehalte an Nährstoffen in den substituierten Düngemitteln. Ein zusätzlicher Effekt bei der landwirtschaftlichen Biokohleanwendung ist die pH-Wert Erhöhung im Boden, sodass eine eventuell notwendige Kalkung anteilig eingespart und die äquivalente Kalkmenge gutgeschrieben werden kann. Die Emissionen, die sich aus den Biokohleeigenschaften ergaben, setzten sich hauptsächlich aus den Gehalten an löslichen Schwermetallen und der Freisetzung polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) zusammen. Um die Vorteile der Kohlenstoffsequestrierung und der temporären Speicherung zu berücksichtigen, wurde der Anteil an Kohlenstoff in der Biokohle, die über 100 Jahren stabil im Boden verbleibt und so der Atmosphäre entzogen wird (65 %, siehe WOOLF et al. 2010), mit dem Kohlenstoffgehalt der Biokohle und mit dem Massenverhältnis des Kohlenstoffdioxids zum Kohlenstoff (3,67) multipliziert. Dabei wurde davon ausgegangen, dass die Speicherung von 1 kg CO₂ (beziehungsweise 1/3,667 kg C) während des Betrachtungszeitraumes von 100 Jahren eine Emission von 1 kg CO₂-Äquivalent kompensiert.

Tabelle 22: Parameter der landwirtschaftlichen Biokohleanwendung (SP1)

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Biokohle		1 kg	
Transport zum Hof	50	km	Abgeschätzt
Transport zum Feld	10	km	Abgeschätzt
Transport der Düngemittel	1000	km	Abgeschätzt
Verluste	1	%	Abgeschätzt
C (Biokohle)	13,4	%	BREULMANN et al. 2017b; PANEQUE et al. 2017; LIU et al. 2018
N (Biokohle)	9	g/kg TS	BREULMANN et al. 2017b; PANEQUE et al. 2017
K (Biokohle)	12	g/kg TS	BREULMANN et al. 2017b; LIU et al. 2018
P (Biokohle)	61	g/kg TS	LU et al. 2013; BREULMANN et al. 2017b; LIU et al. 2018
N Verfügbarkeit	5	%	Abgeschätzt
K Verfügbarkeit	60	%	Abgeschätzt
P Verfügbarkeit	50	%	Abgeschätzt
Ausbringung der Biokohle	2	Mg/ha	Abgeschätzt
Diesel (Biokohlehandlung, ohne Transporte)	0,0028	kg	Berechnet, aus GaBi-Prozessen
Output			
Ammoniumnitrat Dünger	1,34*10 ⁻³	kg	Berechnet (Gutschrift)
Kaliumchlorid Dünger	0,012	kg	Berechnet (Gutschrift)
Triplephosphat Dünger	0,066	kg	Berechnet (Gutschrift)
Calciumcarbonat (Kalk)	3,52*10 ⁻⁵	kg	Berechnet (Gutschrift)
CO ₂	-0,393	kg	Berechnet (Kohlenstoffsequestrierung)
Cd	7,0*10 ⁻⁸	kg	SONG et al. 2014
Cu	7,0*10 ⁻⁷	kg	SONG et al. 2014
Pb	1,8*10 ⁻⁶	kg	SONG et al. 2014
PCB	1,5*10 ⁻¹¹	kg	Moško et al. 2020
PCDD	9,0*10 ⁻¹⁰	kg	DAI et al. 2018
PCDF	1,1*10 ⁻⁹	kg	DAI et al. 2018
Zn	6,4*10 ⁻⁶	kg	SONG et al. 2014
Cr	2,0*10 ⁻⁷	kg	SONG et al. 2014
Ni	3,0*10 ⁻⁷	kg	SONG et al. 2014
PAH	6,6*10 ⁻⁹	kg	ZIELIŃSKA und OLESZCZUK 2016; Moško et al. 2020
As	3,2*10 ⁻⁶	kg	SONG et al. 2014

Stoffliche Nutzung in der Hortikultur (SP2)

Die stoffliche Nutzung der Biokohle im Gartenbau ist eine weitere Möglichkeit, die positiven pflanzenbaulichen Eigenschaften der Biokohle für die Bereitstellung eines effektiven Substrates zur Anzucht zu nutzen. Dabei spielt vor allem die Fähigkeit, Wasser und Nährstoffe zu speichern und wieder abzugeben, eine entscheidende Rolle bei der Substratzusammenstellung (MÉNDEZ et al. 2017; FRYDA et al. 2018). Der Einsatz von Biokohle als Ersatz von Torf in der Substratherstellung wurde deshalb in einer Vielzahl von Studien untersucht (KERN et al. 2017; FRYDA et al. 2018; HUANG et al. 2020; YAN et al. 2020; FARRU et al. 2022), wobei bislang nur sehr wenig über die Eignung von Biokohle aus Klärschlamm bekannt ist (MÉNDEZ et al. 2017). Aufgrund der insgesamt positiven Eigenschaften wird davon ausgegangen, dass Biokohle aus Klärschlamm ebenfalls erfolgreich als Ersatz für Torf eingesetzt werden kann. Die bilanzierte Prozesskette der Biokohleanwendung im Gartenbau ist in Abbildung 13 dargestellt.

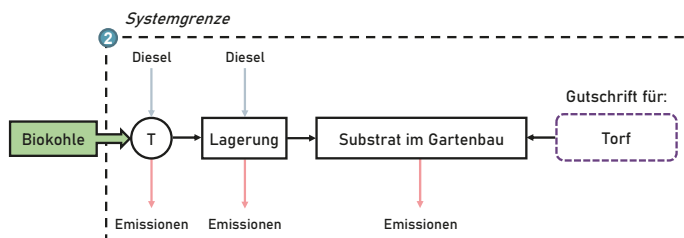


Abbildung 13: Prozesskette der Biokohleanwendung im Gartenbau (SP2)

Die Biokohle wird zunächst zum Gartenbaubetrieb transportiert und dort zwischengelagert, bevor die Substrate für die Anpflanzungen hergestellt werden (siehe Tabelle 23). Dabei kann ein Teil der Torfmoose (10 %) durch Biokohle ersetzt werden, ohne dass es zu Einbußen beim Ertrag der angebauten Biomasse kommt. Die Substitution erfolgt 1:1 bezogen auf den Massenanteil, wodurch eine Gutschrift für die Einsparung von Torfmoos angerechnet wurde. Die Kohlenstoffsequestrierung durch die Biokohle wurde ebenfalls mit betrachtet, wohingegen Gutschriften für die in der Biokohle enthaltenen Nährstoffe nicht gewährt wurden. Der Grund ist, dass im Gartenbau die Nährstoffabgabe kurzfristig erfolgen muss (HUANG et al. 2020) und die Nährstoffzufuhr daher bedarfsgerecht und durch anderweitige Zugabe von Düngemitteln erfolgt, wohingegen die Biokohlen die Nährstoffe erst binden und dann eher langfristig wieder freisetzen. Die Belastung der Biokohle mit organischen Schadstoffen und Schwermetallen entsprach den selben wie im landwirtschaftlichen Szenario (SP1).

Tabelle 23: Parameter des Biokohleinsatzes in der Hortikultur (SP2)

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Biokohle		1 kg	
Transport zum Gartenbau-betrieb	100	km	Abgeschätzt
Transport des Torfmooses	2000	km	Abgeschätzt
Diesel (Biokohlehandling, ohne Transporte)	0,0002	kg	Abgeschätzt
Output			
Torfmoosbereitstellung	1	kg	Berechnet (Gutschrift)
CO ₂	0,393	kg	Berechnet (Kohlenstoffsequestrierung)
Cd	7,0*10 ⁻⁸	kg	SONG et al. 2014
Cu	7,0*10 ⁻⁷	kg	SONG et al. 2014
Pb	1,8*10 ⁻⁶	kg	SONG et al. 2014
PCB	1,5*10 ⁻¹¹	kg	MOŠKO et al. 2020
PCDD	9,0*10 ⁻¹⁰	kg	DAI et al. 2018
PCDF	1,1*10 ⁻⁹	kg	DAI et al. 2018
Zn	6,4*10 ⁻⁶	kg	SONG et al. 2014
Cr	2,0*10 ⁻⁷	kg	SONG et al. 2014
Ni	3,0*10 ⁻⁷	kg	SONG et al. 2014
PAH	6,6*10 ⁻⁹	kg	ZIELIŃSKA und OLESZCZUK 2016; MOŠKO et al. 2020
As	3,2*10 ⁻⁶	kg	SONG et al. 2014

Stoffliche Nutzung in einer landwirtschaftlichen Kaskade (SP3)

Die positiven Eigenschaften von Biokohle im allgemeinen und Biokohle aus Klärschlamm im speziellen sowie deren Einfluss auf die Prozessstabilität von Vergärungsprozessen wurde in einer Vielzahl von Studien nachgewiesen (MUMME et al. 2014; SHEN et al. 2016; ZHANG et al. 2019; CHIAPPERO et al. 2020; CHIAPPERO et al. 2021; LIU et al. 2022). Durch die Zugabe von Biokohle kann bei gleichbleibenden Substrateinsatz ein höherer Methanertrag beziehungsweise dieselbe Menge an Methan bei einem verminderten Substrateinsatz generiert werden (ZHANG et al. 2019; LIU et al. 2022). Die Prozesskette der Kaskadennutzung der Biokohle in landwirtschaftlichen Produktionsprozessen (SP3) unterscheidet sich von der reinen bodenbezogenen Nutzung (SP1) dadurch, dass die Biokohle vor dem Ausbringen auf landwirtschaftlich genutzte Böden in der Biogasanlage am Standort eingesetzt wird, um die Methanerträge zu erhöhen und dadurch Substrat einzusparen (siehe Abbildung 14).

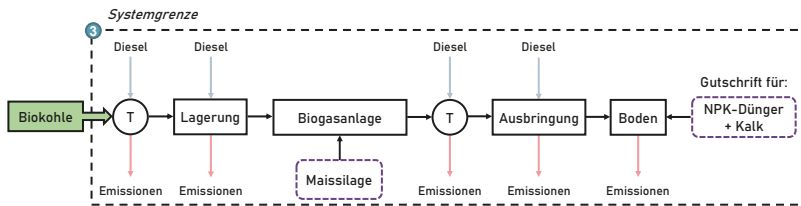


Abbildung 14: Prozesskette der Kaskadennutzung der Biokohle in der Landwirtschaft (SP3)

Die für das Szenario verwendeten Parameter der Modellierung wurden größtenteils von Szenario SP1 übernommen (siehe Tabelle 22). Die Gutschriften für die eingesparte Menge an Silomais resultieren aus der Annahme, dass eine Zugabe von einem Massenprozent Biokohle bezogen auf die Gesamtsubstratmenge eine Erhöhung der Methanmenge um ebenfalls ein Prozent bewirkt. Daraus ergab sich die zu substituierende Menge an Silomais von einem Kilogramm pro Kilogramm Biokohle. Die Ausbringung des Gärrestes mit der Biokohle wurde im Vergleich zum Szenario SP1 ebenfalls angepasst, da in diesem Szenario (SP3) von einer Ausbringung in flüssiger Form ausgegangen wird. Zusätzlich wurde ein doppelt so hoher Dieserverbrauch für das Handling der Biokohle veranschlagt, sodass er mit insgesamt 0,00368 l/kg Biokohle über dem des Szenarios SP1 lag.

Energetische Nutzung in der Mitverbrennung (SP4)

Um einen Vergleich der energetischen Anwendungsszenarien und des Benchmarkszenarios zu ermöglichen, erfolgte analog zu den Verbrennungsszenarien SH3 und SH4 die Betrachtung einer energetischen Anwendung der Biokohle aus der Pyrolyse. Da der Heizwert im Vergleich zur HTC-basierten Biokohle gering ist und eine Monoverbrennung nur unter zusätzlichem Energieaufwand erfolgen kann, wurde für die energetische Nutzung der Biokohle wie im Szenario SH4 eine Mitverbrennung vorgesehen, obwohl die zukünftig vorgeschriebene Phosphorrückgewinnung dadurch erschwert würde. Dessen ungeachtet lag der Schwerpunkt in diesem Szenario auf der energetischen Verwertung der entstandenen Biokohlen, wodurch eine vollständige Zerstörung der verbliebenen organischen Schadstoffe erreicht und der direkte Vergleich mit dem Referenzszenario ermöglicht wurde, bei dem eine Phosphorrückgewinnung ebenfalls außerhalb des Betrachtungsrahmens liegt. Die Prozesskette zur energetischen Verwertung der Biokohle ist in Abbildung 15 dargestellt.

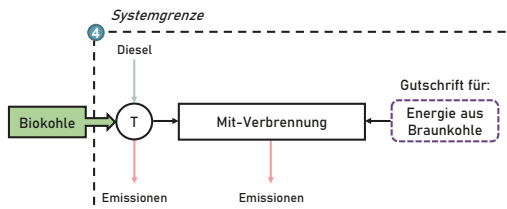


Abbildung 15: Prozesskette der Mitverbrennung der Biokohle (SP4)

Zunächst wird die Biokohle mittels LKW über 250 km zu einem Braunkohlekraftwerk transportiert, bevor sie in einem adaptierten Verbrennungsprozess einer Co-Verbrennung unterzogen wird (siehe Tabelle 24). Die daraus generierten Gutschriften für die Energie aus Braunkohle, aufgeteilt in Strom und Wärme, erfolgte anhand der vorgegebenen Prozessparameter des Verbrennungsprozesses und einer geschätzten Effizienz des Gesamtprozesses von 80 %, sodass Gutschriften für die Emissionen aus der Energiebereitstellung aus der Braunkohleverbrennung erfolgen.

Tabelle 24: Parameter der thermischen Verwertung der Biokohle in einem Braunkohlekraftwerk (SP4)

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Input			
Biokohle	1	kg	
Transport zur Verbrennungsanlage	250	km	Abgeschätzt
Energiegehalt der Biokohle	8,6	MJ/kg TS	LIU et al. 2018; TOMASI MORGANO et al. 2018; MOŠKO et al. 2020
Gesamteffizienz des Verbrennungsprozesses	80	%	Abgeschätzt
Output			
Thermische Energie aus Braunkohle	5,04	MJ	Berechnet aus GaBi-Prozess (Gutschrift)
Elektrizität aus Braunkohle	1,84	MJ	Berechnet aus Gabi-Prozess (Gutschrift)

3.4 Bilanzierung und Bewertungsmodell

Software GaBi

Für die Modellierung und die ökobilanzielle Bewertung der Prozessketten und wurde die professionelle Software GaBi der Sphera Solutions GmbH verwendet (SPHERA 2022b). Diese Ökobilanzierungssoftware wird weltweit seit Jahrzehnten erfolgreich in Forschung und Industrie eingesetzt. Darüber hinaus beinhaltet GaBi eine der größten konsistenten Ökobilanzdatenbanken auf dem Markt. Diese Datenbank enthält fast 17.000 Ökobilanzdatensätze, die nach den methodischen Vorgaben der ISO 14040/44 erhoben wurden und hauptsächlich auf der Grundlage von gesammelten Primärdaten basieren (SPHERA 2022a).

Bilanzierungsmodell in GaBi

Die Umsetzung der erhobenen Daten aus der Sachbilanz (Kapitel 3.1-Kapitel 3.3) in das in GaBi erstellte Modell erfolgte anhand von Prozessen, die in übergeordneten Plänen auf mehreren Ebenen erstellt und implementiert wurden und damit die Prozessketten abbildeten. Dadurch konnten sowohl die einzelnen Prozessketten der Szenarien erstellt als auch die Sensitivitätsanalyse mittels Prozess- und Parametervariation in GaBi durchgeführt werden. Die Modellierung der jeweiligen Prozesskettenglieder (Prozesse) auf unterschiedlichen Planebenen wird anhand der nachfolgenden Pläne aus GaBi exemplarisch dargestellt. Die Klärschlammwässerung, welche in den modellierten Prozess-

ketten der thermochemischen Konversion vorgeschaltet war, ist in Abbildung 16 dargestellt. In der Software sind mehrere hierarchische Ebenen implementiert. Die modellierten Flüsse aus der Sachbilanz wurden in Prozessen abgebildet, deren Verknüpfung wiederum die (Teil-)Prozessketten auf einzelnen Plänen darstellten. Dabei konnten sowohl einzelne Prozesse als auch Pläne auf einem anderen Plan eingefügt und dadurch die kompletten Prozessketten der Szenarien abgebildet werden.

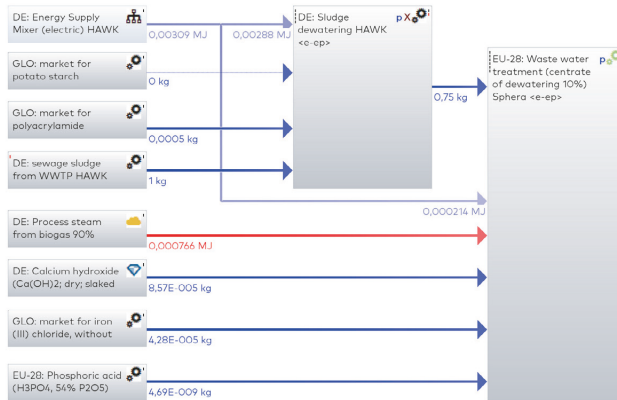


Abbildung 16: In GaBi erstellter Plan der modellierten Prozesskette zur Klärschlamm entwässerung vor der thermochemischen Behandlung

Die Stoff- und Energieflüsse ergaben sich aus den Bedarfen für die Entwässerung einerseits und die Aufbereitung der Filtrate andererseits. Für die Modellierung der Szenarien wurde mittels globaler Parameter (d.h. für alle Prozesse, in denen diese Parameter implementiert wurden, konnten Änderungen in der Parameterdefinition vorgenommen werden) ein Schalter eingebaut, der eine Anpassung der Prozesskette ermöglichte. Dadurch konnte bei der Bilanzierung beispielsweise das benötigte Flockungshilfsmittel entweder aus Polyacrylamid oder aus Stärke bereitgestellt werden. Ebenfalls wurde ein Plan für die Variation der Strombereitstellung implementiert, in welchem die entsprechenden Prozesse ebenfalls mittels global in GaBi definierter Parameter für die Bilanzierung der Zukunftsszenarien ausgewählt wurden. Die zugrundeliegenden Hintergrundprozesse auf der Inputseite stammten aus den Ökobilanzierungsdatenbanken (siehe Kapitel 3.1.8) und die Vordergrundprozesse wurden größtenteils selbst modelliert.

Der Klärschlamm wird nach der Entwässerung direkt mittels HTC behandelt oder für die Pyrolyse einer Trocknung unterzogen. Das zugrundeliegende Modell für die HTC ist beispielhaft anhand des übergeordneten Plans in Abbildung 17 dargestellt.

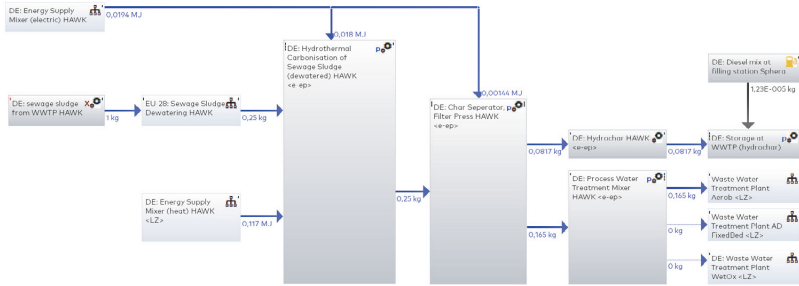


Abbildung 17: Modell der HTC in GaBi

Der Plan enthält ebenfalls alle Vorder- und Hintergrundprozesse, von der dargestellten Entwässerung des Klärschlammes vor der thermochemischen Behandlung, über die eigentliche HTC und die Separation des HTC-Schlammes mittels Filterpresse bis hin zur Prozesswasseraufbereitung sowie der anschließenden Biokohlelagerung. Für die Sensitivitätsanalyse wurde das Modell so parametrisiert, dass entweder verschiedene Prozesse mittels Hilfsprozessen über eine vorgeschaltete Parameterauswahl zu- und abgeschaltet werden (siehe Abbildung 18) oder die modellierten Flüsse innerhalb der jeweiligen Prozesse für die Variationen im Rahmen der Sensitivitätsanalyse angepasst werden konnten.



Abbildung 18: Verschiedene Bereitstellungsformen der thermischen Energie für die HTC in GaBi

Ergebnisauswertung

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte anhand der in GaBi implementierten LCIA-Methode nach ReCiPe 2016 (siehe Kapitel 3.1.7). Dafür wurden in GaBi anhand der aufgebauten Prozessketten die zugehörigen Stoff- und Energieflüsse der einzelnen Prozesse den Wirkungskategorien zugeordnet, mit den entsprechenden Charakterisierungsfaktoren multipliziert und schließlich die Ergebnisse in einer Tabelle ausgegeben. Die so erhaltenen Ergebnisse der einzelnen Wirkungskategorien wurden anschließend in Excel importiert, partiell aggregiert sowie abschließend grafisch aufbereitet.

4 Ergebnisse

Im nachfolgenden Kapitel sind die Ergebnisse der Ökobilanzierung, aufgeteilt in den Benchmark-Prozess der Monoverbrennung und die thermochemischen Prozesse der HTC und der Pyrolyse, aufgeführt. Zunächst werden die Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung der Monoverbrennung vorgestellt und auf die ermittelten Stoff- und Energieflüsse der HTC und Pyrolyse eingegangen. Anschließend erfolgt die Auswertung der ökologischen Auswirkungen von verschiedenen Biokohleanwendungen gemäß den aufgestellten Szenarien sowie die Darstellung der Emissionen der gesamten Prozessketten. Im letzten Teil des Kapitels folgen die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse und deren Auswirkungen auf die Gesamtsysteme sowie die Gegenüberstellung der beiden alternativen Verfahren und des Benchmark-Prozesses.

4.1 Ökobilanzielle Bewertung der Monoverbrennung

Im Sinne einer ganzheitlichen ökologischen Bewertung des Gesamtsystems benötigt die Beurteilung der ökologischen Auswirkungen verschiedener alternativer Verwertungspfade Vergleichswerte, um nicht nur die untersuchten thermochemischen Behandlungsverfahren untereinander zu vergleichen, sondern auch die umweltfreundlichste Verwertung des Klärschlamm im Allgemeinen identifizieren zu können. Die Bilanzierung der Monoverbrennung des Klärschlamm dient als Benchmark, mit dem die HTC und die Pyrolyse verglichen werden (siehe Tabelle 25).

Tabelle 25: Umweltwirkungen der Klärschlamm Monoverbrennung

Umweltwirkungskategorie	Wert	Einheit
GWP	1,10E-02	kg CO ₂ -äq./FU
PM	2,11E-05	kg PM _{2,5} -äq. /FU
FFP	2,37E-03	kg oil-äq. /FU
FETP	2,99E-03	kg 1,4-DB-äq. /FU
EP	6,64E-05	kg P-äq. /FU
IRP	4,34E-04	Bq. Co-60-äq. /FU
ODP	7,84E-08	kg CFC-11-äq. /FU
OFP	1,18E-04	kg NO _x -äq. /FU
AP	6,41E-05	kg SO ₂ -äq. /FU
TETP	1,97E-02	kg 1,4-DB-äq. /FU
HTP _c	4,90E-03	kg 1,4-DB-äq. /FU
HTP _{nc}	2,65E-02	kg 1,4-DB-äq. /FU

Die potentiellen Emissionen mit Auswirkungen auf den Klimawandel (GWP) der modellierten Monoverbrennung liegen bei 11,0 g CO₂-äq./FU. Die funktionelle Einheit (FU) ist dabei festgelegt als 1 kg ausgefallter Klärschlamm (FM). Der größte Teil der Treibhausgasemissionen des zugrundeliegenden Prozesses aus der ecoinvent Datenbank stammt aus der Bereitstellung des benötigten Stroms und der erforderlichen Betriebsmittel wie Flockungshilfsmittel (Eisen(III)-Chlorid) und Brandkalk. Die Feinstaubemissionen (PM) und das Eutrophie-

rungspotential (EP) belaufen sich auf 0,021 g PM_{2,5}-äq./FU und 0,066 kg P-äq./FU. Genauso wie diese beiden Kategorien, zeigen das bodennahe Ozonbildungspotential (OFP) in Höhe von 0,118 kg NO_x-äq./FU, der stratosphärische Ozonabbau (ODP) mit 0,78 ng CFC-11-äq./FU, die süßwasserbezogene Ökotoxizität (FETP) mit 2,99 g 1,4-DB-äq./FU, das Versauerungspotential (AP) mit 64,1 mg SO₂-äq./FU und das Humantoxizitätspotential (HTPc und HTPnc) in Höhe von 26,51 g 1,4-DB-äq./FU und 4,90 g 1,4-DB-äq./FU einen großen Einfluss des Verbrennungsprozesses auf die gesamten Emissionsmengen im Vergleich zu den anderen Prozessen der Prozesskette. Den größten Anteil am fossilen Ressourcenverbrauch (FFP) von 2,37 g Öl-äq./FU bildet der zugrunde gelegte Strom-Mix. Die Emissionen bezüglich der terrestrischen Ökotoxizität (TETP) in Höhe von 19,71 g 1,4-DB-äq./FU und die freigesetzte ionisierende Strahlung (IRP) mit 0,43 mBq. Co-60-äq./FU werden innerhalb der Prozesskette am meisten vom Prozess der Eisen(III)-Chlorid-Bereitstellung beeinflusst.

4.2 Ökobilanzielle Bewertung der HTC von ausgefaultem Klärschlamm

Die ökobilanzielle Bewertung der Prozessketten mit HTC erfolgt anhand der auftretenden Stoff- und Energieflüsse sowie den sich daraus ergebenden Umweltwirkungen. Zunächst werden die auftretenden Massen- und Energieflüsse dargestellt, bevor anschließend die Auswertung der einzelnen Wirkungskategorien für die Klärschlammbehandlung mittels HTC sowie für die Szenarien der Biokohlenutzung erfolgt. Die Vorstellung der Ergebnisse für die Sensitivitätsanalyse bildet den Abschluss dieses Kapitels.

4.2.1 Energie- und Massenflüsse

Um die Umweltauswirkungen der Integration einer thermochemischen Behandlung zu evaluieren, erfolgt zunächst die Auswertung der Stoff- und Energieflüsse der HTC, die anschaulich als Sankey Diagramme dargestellt werden. Die massenbezogenen Flüsse der HTC finden sich in Abbildung 19. Die prozentualen Angaben beziehen sich auf den gewählten Referenzfluss, welcher Frischmasse des Klärschlammes mit 5 % TS darstellt.

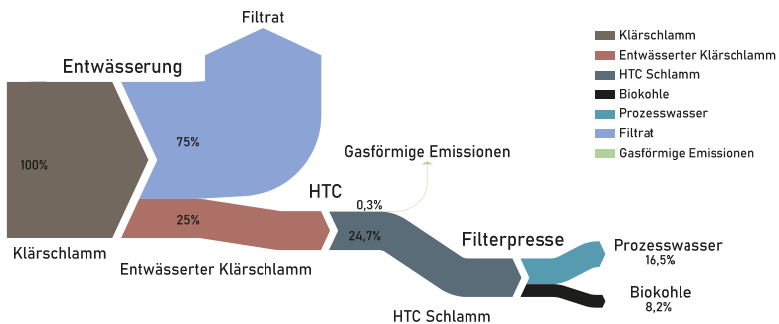


Abbildung 19: Massenflüsse der HTC des Klärschlammes bezogen auf die FU

Es zeigt sich, dass der erste Entwässerungsschritt einen Hauptteil der im ausgefaulten Klärschlamm enthaltenen Wassermenge abtrennen kann, welche als Filtrat anschließend einer Aufbereitung zugeführt wird. Der entwässerte Klärschlamm, der noch 25 % der Ausgangsmasse entspricht, wird durch die HTC hinsichtlich des Massenstroms kaum beeinflusst. Nur ein kleiner Anteil von 0,3 % verlässt den Stoffstrom als gasförmige Emissionen. Nach der HTC wird der entstandene HTC-Schlamm mittels Filterpresse separiert, wobei die abfiltrierten Feststoffe (Biokohle) 8,2 % der ursprünglichen Gesamtmasse ausmachen und das Prozesswasser 16,5 % der ursprünglichen Klärschlammmenge entspricht.

Neben den Massenströmen spielen innerhalb der thermochemischen Konversionsprozesse die Energieflüsse eine wichtige Rolle bei der Beurteilung der ökologischen Auswirkungen der betrachteten Prozessketten. Die Flüsse an thermischer und elektrischer Energie innerhalb der HTC entstammen der Modellierung des thermochemischen Konversionsprozesses (siehe Kapitel 3.2.1) und sind in Abbildung 20 dargestellt.

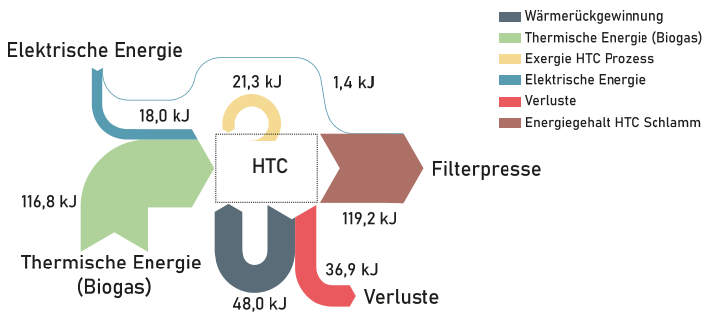


Abbildung 20: Energieflüsse der HTC von ausgefaultem Klärschlamm in Bezug auf die FU

Um die nötige Temperatur für die Prozessbedingungen zu erreichen, werden 116,8 kJ an zusätzlicher thermischer Energie benötigt, die aus der Verbrennung des auf der Kläranlage vorhandenen Biogases stammen. Zusätzlich zur thermischen Energie wird für den Betrieb der Pumpen und der peripheren Anlagenbauteile elektrische Energie in Höhe von 18,0 kJ für die HTC und 1,4 kJ für die nachgeschaltete Filterpresse benötigt. Die Energieverluste des HTC-Prozesses belaufen sich auf 36,9 kJ und die mittels Wärmeaustauscher zurückgewonnene thermische Energie beträgt 48 kJ. Zusätzlich zu der zugeführten thermischen Energie erzeugen die exothermen Reaktionen der thermochemischen Umwandlung Wärme in Höhe von 21,3 kJ.

4.2.2 Wirkungsabschätzung der HTC

Die Umweltauswirkungen der HTC des anfallenden Klärschlammes können mithilfe verschiedener Umweltwirkungskategorien bewertet werden. Die Mengen an emittierten Emissionen, die durch die einzelnen Prozesse innerhalb der gesamten Prozesskette der Behandlung entstehen, haben unterschiedlichen Einfluss auf die Emissionscharakteristik der betrachteten Prozesskette. Die Ergebnisse der Bilanzierung der HTC für die zwölf ausgewählten Wirkungskategorien sind Abbildung 21 dargestellt.

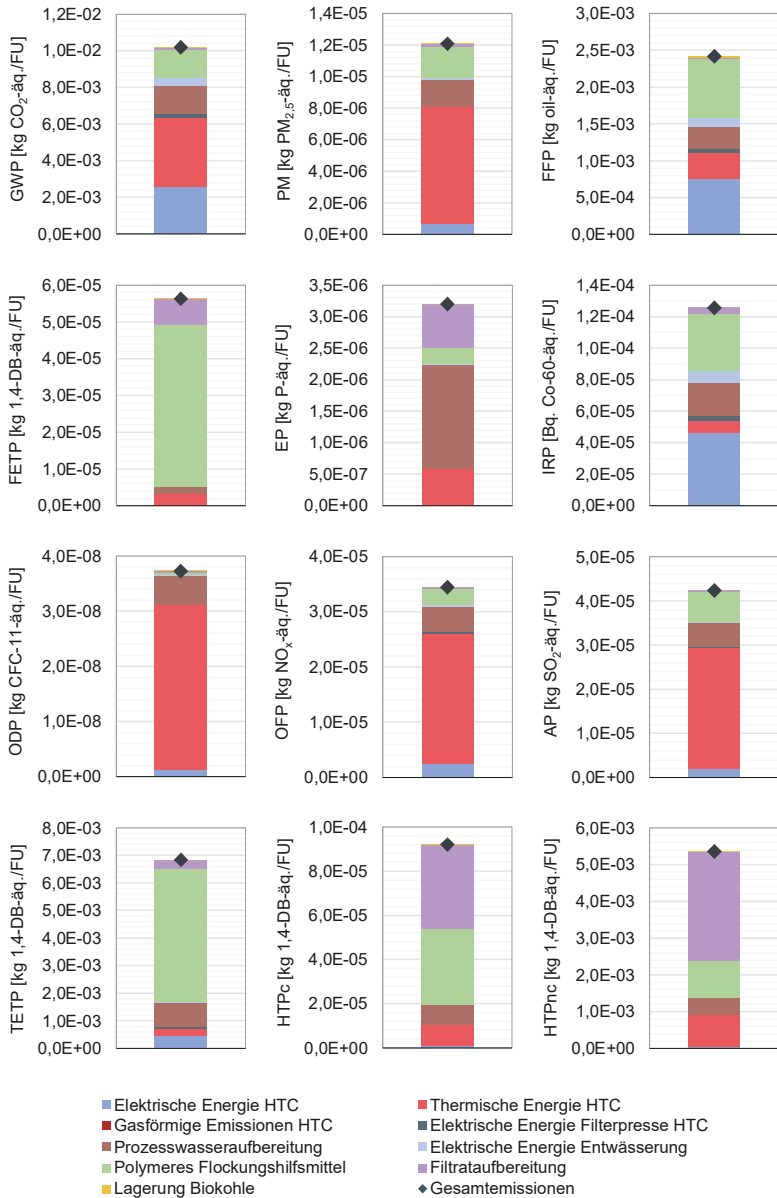


Abbildung 21: Umweltwirkung der HTC-Prozesskette ohne Biokohleanwendung

Die aus der Modellierung der einzelnen Stoff- und Energieflüsse resultierenden Emissionen für die Prozesse innerhalb der bilanzierten Prozesskette der HTC ergeben sich aus

der Aufsummierung der wirkungsbezogenen Stoffflüsse jedes einzelnen Prozesses mit Bezug zur jeweiligen Wirkungskategorie. Die prozentuale Aufteilung der einzelnen Prozesse an den Gesamtemissionen sind im Anhang aufgeführt (siehe Tabelle C.1 und Abbildung C.1).

Der potentielle Einfluss der betrachteten Prozesse der HTC auf den Klimawandel, dargestellt anhand des GWP, beläuft sich insgesamt auf 10,2 g CO₂-äq./kg ausgefallten Klärschlamm (FM), wobei die größten Anteile aus der Bereitstellung der thermischen und elektrischen Energie (37,1 % und 25,2 %) für den HTC-Prozess stammen. Weitere Einflussfaktoren sind die Prozesswasseraufbereitung nach der HTC (15,0 %) und die Bereitstellung des polymeren Flockungshilfsmittels zur Entwässerung des Klärschlammes vor der HTC (14,6 %). Der Einfluss der anderen Prozesskettenglieder auf das Treibhausgaspotential ist geringer und liegt für die direkten, biogenen Treibhausgase bei 0,22 %, die Filtrataufbereitung bei 1,5 %, die Stromversorgung der Klärschlammmentwässerung bei 4,3 % und die Stromversorgung der Filterpresse nach der HTC bei 2,0 %. Ähnlich wie für die Treibhausgasemissionen zeichnen sich die Anteile der einzelnen Prozesse für die Feinstaubemissionen (PM) ab, die zu einer Gesamtemission von 12,1 mg PM_{2,5}-äq./FU führen. Die Bereitstellung von thermischer Energie zum Erreichen der benötigten Prozesstemperaturen trägt mit einem Anteil von 61,0 % maßgeblich zu den Feinstaubemissionen bei. Weitere Prozesse mit hohen Feinstaubemissionen sind die Herstellung des polymeren Flockungshilfsmittels (16,3 %) und die Prozesswasseraufbereitung (14,0 %). Für die Wirkungskategorien OFP mit Gesamtemissionen von 3,4 mg NO_x-äq./FU, ODP mit 37,3 mg CFC-11-äq./FU und AP mit 42,4 mg SO₂-äq./FU zeigen sich ähnliche Verteilungen innerhalb der Wirkungskategorien. Den größten Anteil hat die Wärmeversorgung des thermochemischen Prozesses mittels Biogas mit 68,1 % (OFP), 80,2 % (ODP) und 64,1 % (AP). Kleinere Anteile in den drei Wirkungskategorien haben die Hintergrundprozesse zur Stromversorgung der HTC sowie der Prozesswasseraufbereitung, wohingegen die Aufbereitung des Filtrats und des Prozesswassers sowie die Lagerung der Biokohle nur geringe Emissionen hervorbringen. Lediglich die Herstellung des polymeren Flockungshilfsmittels hat für das Versauerungspotential (AP) einen größeren Emissionsanteil von 15,5 % und für die bodennahe Ozonbildung (OFP) von 7,9 %. Zu einem großen Anteil beeinflusst der Prozess zur Bereitstellung des Flockungshilfsmittels die frischwasser- und bodenbezogene Ökotoxizität (FETP und TETP) mit 78,3 % und 47,3 %, sodass insgesamt Emissionen von 56,3 mg 1,4-DB-äq./FU (FETP) und 6,84 g 1,4-DB-äq./FU (TETP) entstehen. Die anderen Prozesskettenglieder spielen für die Ökosystemtoxizität hingegen nur eine untergeordnete Rolle, wobei der jeweils zweitgrößte Emissionswert mit 0,86 g 1,4-DB-äq./FU (TETP) aus der Prozesswasserbehandlung und mit 6,9 g 1,4-DB-äq./FU (FETP) aus der Filtrataufbereitung stammt. Die beiden anderen Kategorien zur Beurteilung des Toxizitätspotentials mit 92,1 mg 1,4-DB-äq./FU (HTPc) und 5,35 g 1,4-DB-äq./FU (HTPnc) werden von einem hohen Anteil aus der Filtrataufbereitung (41,6 % und 55,0 %) sowie der Herstellung des polymeren Flockungshilfsmittels (37,2 % und 19,1 %) dominiert. Der fossile Ressourcenverbrauch (FFP) beläuft sich auf 2,42 g Öl-äq./FU und die freigesetzte ionisierende Strahlung (IRP) beträgt 3,2 mBq-äq./FU, wobei die Bereitstellung der elektrischen Energie für die HTC und die Entwässerungsschritte mit 46,7 % (IRP) und 39,0 % (FFP) aufgrund der fossilen und atombasierten Energieträger im Strom-Mix den größten Anteil zu den Emissionen bei-

trägt. Für die terrestrische Eutrophierung (EP) in Höhe von 3,2 mg P-äq./FU sind zu einem großen Teil die im Prozesswasser und Filtrat enthaltenen Phosphoranteile verantwortlich. Der Anteil der darauf zurückzuführenden Emissionen an den Gesamtemissionen liegt für die Prozesswasseraufbereitung bei 52,1 % und für die Filtratreinigung bei 21,4 %.

Bei der Betrachtung der Umweltauswirkungen der HTC zeigt sich, dass der größte Anteil der Emissionen in den meisten Wirkungskategorien durch die Erzeugung der für den HTC-Prozess benötigten thermischen und elektrischen Energie verursacht wird. Zudem hat der Hintergrundprozess für die Bereitstellung des polymeren Flockungshilfsmittels (Polyacrylamid) einen signifikanten Einfluss auf die Emissionscharakteristik.

4.2.3 Nutzungsszenarien der Biokohle

Vor dem Hintergrund einer weiterführenden Verwendung der Biokohlen wurden zusätzlich zu den Emissionspotentialen der Klärschlammbehandlung die ökologischen Auswirkungen der verschiedenen Nutzungsszenarien bewertet. Die Ergebnisse der Umweltwirkungsabschätzung für die Anwendung der Biokohle in den vier untersuchten Szenarien SH1-SH4 sind in Abbildung 22 und Abbildung 23 dargestellt. Die zugrundeliegenden Tabellen für die einzelnen Wirkungskategorien befinden sich im Anhang (Tabelle C.6-Tabelle C.8).

Die Auswertung der Emissionsprofile zeigt für die untersuchten Nutzungsszenarien der Biokohle unterschiedliche Vor- und Nachteile der einzelnen Prozessketten auf. Die Auswertung des Treibhausgaspotentials (GWP) für die Szenarien SH1-SH4 zeigt, dass die Anwendung der Biokohle in der Landwirtschaft (SH1) mit 7,7 g CO₂-äq./FU die höchsten Emissionen der untersuchten Szenarien aufweist (siehe Abbildung 22), wobei die Gutschriften für die Düngemittelsubstitution mit -4,4 g CO₂-äq./FU die geringsten aller Gutschriften und die Emissionen aus der Kompostierung mit 1,0 g CO₂-äq./FU und aus der Ausbringung der Biokohle mit 0,7 g CO₂-äq./FU neben denen der HTC die höchsten aller Szenarien darstellen. Das andere stoffliche Anwendungsszenario (SH2) hingegen kann durch die Substitution des Torfs Gutschriften in Höhe von 57,7 g CO₂-äq./FU generieren, sodass die Gesamtemissionen in SH2 bei -46,9 g CO₂-äq./FU liegen. In den Szenarien der energetischen Nutzung der Biokohlen sind die Gesamtemissionen ebenfalls negativ, da in SH3 und SH4 durch die Vermeidung von fossilen Kohlenstoffdioxid- und Methanemissionen bei der Gas- und Braunkohleverbrennung Einsparungen von -42,0 g CO₂-äq./FU (SH3) beziehungsweise -82,9 g CO₂-äq./FU gutgeschrieben werden. Daraus ergeben sich Gesamtemissionen der Monoverbrennung (SH3) in Höhe von -31,2 g CO₂-äq./FU und im Falle der Mitverbrennung im Braunkohlekraftwerk (SH4) von -71,4 g CO₂-äq./FU. Die Höhe der Gutschriften, die durch die Substitution fossiler Rohstoffe erfolgt, hat demnach maßgeblichen Einfluss auf die Treibhausgasbilanzen der einzelnen Szenarien.

Die Ergebnisse zu den Partikelemissionen (PM) ergeben für zwei der vier Szenarien negative Gesamtemissionen von -1,5 mg PM_{2,5}-äq./FU (SH2) und -2,8 mg PM_{2,5}-äq./FU (SH4), wohingegen die Gesamtemissionen der landwirtschaftlichen Anwendung (SH1) mit 2,4 mg PM_{2,5}-äq./FU und der Monoverbrennung (SH3) mit 8,4 mg PM_{2,5}-äq./FU po-

sitiv ausfallen. Im Fall der energetischen Nutzung (SH4) resultieren die hohen Gutschriften aus dem Wegfall der Stickstoffoxid- und in geringem Umfang der Schwefeloxidemissionen sowie der Staubpartikelemissionen der Braunkohleverbrennung. Die eingesparten Schwefeldioxidemissionen aus der P-Düngerbereitstellung weisen ebenfalls einen hohen Einfluss auf die Höhe der Gutschrift auf, wohingegen der größte Anteil im Torfszenario (SH2) aus den vermiedenen Transporten und dem eingesparten Abbau des Torfs stammt.

Die Auswirkungen der Gutschriften auf den fossilen Ressourcenverbrauch (FFP) zeigen sich ebenfalls deutlich. Bei der Substitution fossiler Rohstoffe wie Torf in SH2 oder fossiler Brennstoffe in SH3 und SH4 ergeben sich im Vergleich zu den aus den Prozessketten der HTC resultierenden Werten hohe Einsparungen, sodass SH2 mit -18,8 g oil-äq./FU das höchste Minderungspotential besitzt. Die Verwendung der Biokohle in SH3 (-13,9 g oil-äq./FU) und SH4 (-15,3 g oil-äq./FU) bietet allerdings ähnlich hohe Einsparpotentiale. Lediglich Szenario SH1 weist mit 0,86 g oil-äq./FU positive Gesamtemissionen auf, da die Gutschriften aus der Düngemittelherstellung insgesamt geringer ausfallen als die Gutschriften für die fossilen Rohstoffe.

Das süßwasserbezogene Toxizitätspotential (FETP) der vier Szenarien liegt zwischen 60,6 mg 1,4-DB-äq./FU (SH1) und -29,3 mg 1,4-DB-äq./FU (SP2). Die Ergebnisse verdeutlichen, dass die größten Einflussfaktoren neben den Emissionen aus der HTC-Prozesskette die vermiedenen Kupferemissionen durch den Torfabbau (SP2) sowie die direkten Emissionen aus der Biokohle sind. Daraus ergeben sich für die Szenarien energetischer Nutzung Emissionen in Höhe von 24,5 mg 1,4-DB-äq./FU (SH3) und 23,0 mg 1,4-DB-äq./FU (SH4).

Die Ergebnisse für das Eutrophierungspotential (EP) zeigen deutlich, dass diese Wirkungskategorie von den Phosphorflüssen der modellierten Systeme dominiert wird. Für die stoffliche Nutzung der Biokohle ergeben sich demnach Emissionen in Höhe von 248 mg P-äq./FU (SH1) und 251 mg P-äq./FU (SH1), wohingegen die Emissionen bei der energetischen Anwendung mit 49,1 mg P-äq./FU (SH3 und SH4) geringer ausfallen.

Die Wirkungsabschätzung der ionisierenden Strahlung (IRP) weist für die Szenarien energetischer Nutzung die höchsten Emissionen in Höhe von 122 mg Co-60-äq./FU für SH3 und 110 mg Co-60-äq./FU für SH4 auf. Bei der stofflichen Anwendung der Biokohle ergeben die Auswertungen der Prozessketten, dass die geringsten Emissionen für das Szenario SH2 auftreten (-94 mg Co-60-äq./FU) und das landwirtschaftliche Szenario SH1 zu Gesamtemissionen von 66 mg Co-60-äq./FU führt. Die größten Einsparungen resultierten im Szenario SH2 aus vermiedenen Radon-222 Emissionen aus dem Hintergrundprozess des Torfabbaus sowie aus verhinderten C-14 und Radon-222 Emissionen in die Luft und Cäsium- und Kobalt-Emissionen ins Frischwasser, was hauptsächlich aus der substituierten P-Düngerbereitstellung resultiert.



Abbildung 22: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die HTC-Szenarien SH1-SH4 (Teil 1)

Für das Ozonabbaupotential (ODP) liegen die Gesamtemissionen der ersten drei Szenarien mit 33 ng CFC-11-Äq./FU (SH1), 32 ng CFC-11-Äq./FU (SH2) und 31 ng CFC-11-Äq./FU (SH3) auf einem ähnlichen Niveau, obwohl innerhalb der einzelnen Prozessketten unterschiedlich hohe Emissionen und Gutschriften erfasst werden können (siehe Abbildung 23). In Szenario SH1 zeigen sich die Lachgasemissionen aus der Kompostierung sowie die eingesparten Emissionen aus der Nährstoffbereitstellung mit den zweithöchsten Gutschriften für die Zusammensetzung der Ergebnisse des Szenarios verantwortlich. Die vermiedenen Lachgasemissionen aus den Hintergrundprozessen sind der Grund für die Gutschriften im zweiten, dritten und vierten Szenario. Insgesamt zeigt die Ermittlung der Emissionen, dass in SH4 die geringsten Emissionen aller Szenarien auftreten (11 ng CFC-11-Äq./FU).

Bezüglich der bodennahen Ozonbildung (OFP) wird deutlich, dass hauptsächlich die Substitution fossiler Rohstoffe zu Emissionseinsparungen führt. Die Gutschriften für den Torf im Szenario SH2 ergeben dabei die größten Emissionseinsparungen aller Szenarien in Höhe von -38,8 mg NO_x-Äq./FU, wohingegen die Emissionen aus der Kompostierung und der Ausbringung der Biokohle in Verbindung mit geringen Gutschriften für die substituierten Dünger zu den höchsten Gesamtemissionen von 43,4 mg NO_x-Äq./FU führen. Die energetische Nutzung in der Mitverbrennung (SH4) hat aufgrund der vermiedenen höheren Stickstoffoxidemissionen der Energiebereitstellung aus Braunkohle geringere Emissionen als die Monoverbrennung und die damit einhergehende Verdrängung von elektrischer und thermischer Energie aus Erdgas. Insgesamt werden dadurch im Szenario SH3 8,9 mg NO_x-Äq./FU und im Szenario SH4 -13,9 mg NO_x-Äq./FU emittiert.

Die Wirkungsabschätzungen für das Versauerungspotential (AP) dokumentieren, dass die Emissionen im Szenario SH4 durch die vermiedenen Schwefeldioxid- und Stickstoffmonoxidemissionen aus der Braunkohleverbrennung mit -6,3 mg SO₂-Äq./FU am geringsten sind, wohingegen bei der Substitution von erdgasbasierten Energieprozessen (SH3) insgesamt die höchsten Emissionen aller Szenarien ermittelt werden (34,0 mg NO_x-Äq./FU). Die stoffliche Nutzung in der Landwirtschaft (SH1) hat aufgrund von Ammoniakemissionen aus der Kompostierung die höchsten Emissionen, welche durch die vermiedenen Schwefeldioxidemissionen bei der P-Düngerherstellung zum Teil kompensiert werden, sodass die Gesamtemissionen mit 14,7 mg NO_x-Äq./FU nur die zweithöchsten aller Szenarien darstellen. Für das Szenario SH2 führen die eingesparten Transportemissionen des Torfs zu den niedrigsten Gesamtemissionen in Höhe von 7,8 mg NO_x-Äq./FU.

Die terrestrische Ökotoxizität (TETP) weist insgesamt höhere Emissionswerte als beispielsweise das FETP auf. Durch die dioxinbedingten Emissionen der Biokohle in den stofflichen Nutzungsszenarien liegen die Gesamtemissionen beim Szenario SH1 bei 8,4 g 1,4-DB-Äq./FU und beim Szenario SH2 bei -2,5 g 1,4-DB-Äq./FU. Die Gutschriften generieren sich dabei hauptsächlich aus vermiedenen Kupferemissionen und zu einem geringeren Anteil aus der verhinderten Freisetzung von Zink, Blei und Vanadium im Torfbereitstellungsprozess. Die größten Emissionseinsparungen sind im Szenario SH4 zu beobachten, wo sich Werte in Höhe von -6,3 mg 1,4-DB-Äq./FU ergeben. Szenario SH3 weist hingegen positive Gesamtemissionen auf, die eine Umweltwirkung von 3,3 g 1,4-DB-Äq./FU induzieren.

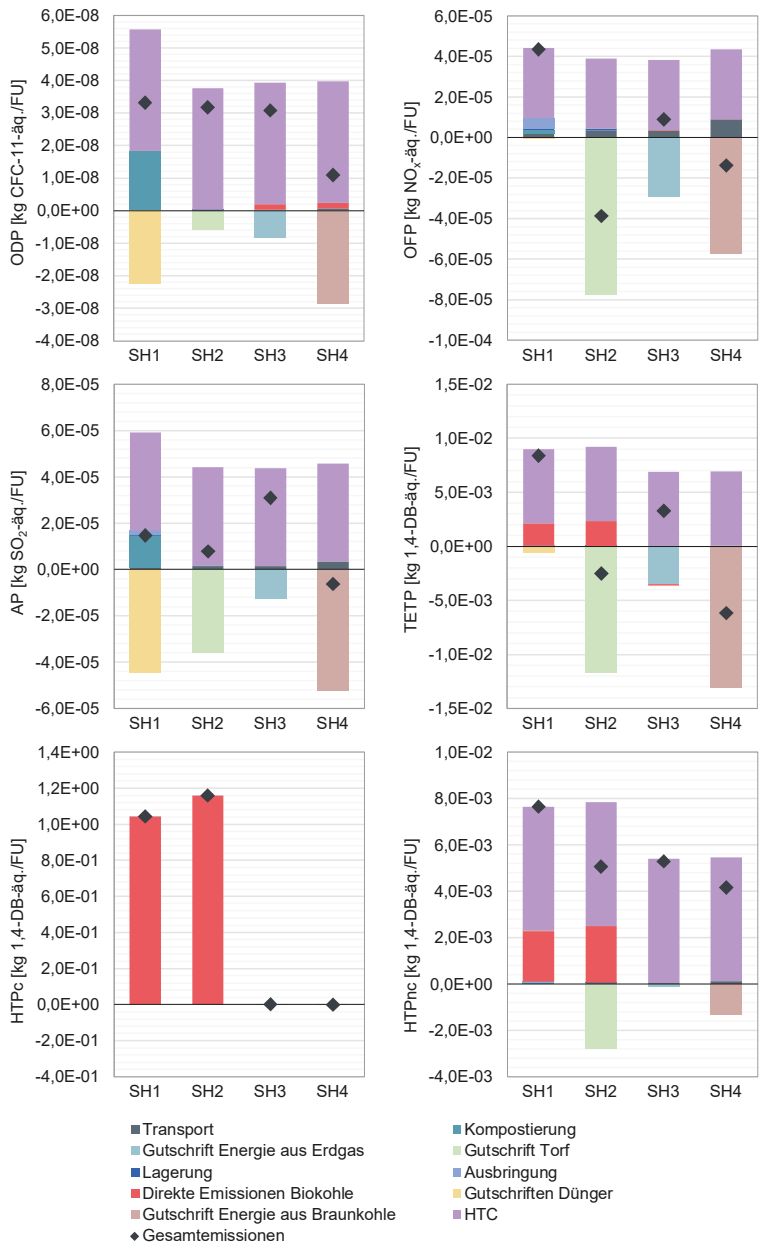


Abbildung 23: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die HTC-Szenarien SH1-SH4 (Teil 2)

Die Evaluation der verschiedenen Szenarien bezüglich der Humantoxizität zeigt für den krebserregenden Wirkungsanteil (HTPc) eine klare Dominanz der in der Biokohle potentiell enthaltenen organischen Schadstoffe wie PCDD/F. Diese führen in der stofflichen Anwendung zu direkten Emissionen in Höhe von 1,0 kg 1,4-DB-äq./FU (SH1) und 1,2 kg 1,4-DB-äq./FU (SH2), wohingegen die Schadstoffelimination durch Verbrennung in den Szenarien SH3 und SH4 zu einer Emissionsreduktion beiträgt.

Bei der nicht krebserregenden Humantoxizität (HTPnc) liegen die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung fast alle auf einem ähnlichen Niveau. Nur die direkten Emissionen der Biokohle in landwirtschaftlich genutzten Böden, insbesondere von Cadmium und hauptsächlich Zink lassen die Gesamtemissionen im Szenario SH1 auf 7,7 g 1,4-DB-äq./FU ansteigen. Im zweiten Szenario werden diese Emissionen durch die Gutschriften aus dem vermiedenen Torfabbau verringert, sodass dort Gesamtemissionen von 5,1 g 1,4-DB-äq./FU auftreten. Mit 5,3 g 1,4-DB-äq./FU liegen die Emissionen in SH3 ungefähr gleich hoch, wohingegen Szenario SH4 mit 4,2 g 1,4-DB-äq./FU die geringsten Gesamtemissionen verursacht.

4.2.4 Sensitivitätsanalyse

Die Bestimmung der Sensitivität des Modells hinsichtlich der gewählten Parameter sowie der unterschiedlichen Hintergrundprozesse zur Bereitstellung der benötigten Stoff- und Energieströme dient zur Validierung des Modells und damit zur Abschätzung der Aussagekraft der ermittelten Umweltwirkungsergebnisse. Um die Sensitivität der Prozessketten, in denen Einzelprozesse ausgetauscht wurden, ermitteln zu können, dient das Basisszenario als Grundlage für die Abweichungen in den Wirkungsabschätzungen (siehe Kapitel 3.1.9). In der weiteren Auswertung der Sensitivität erfolgt die Bestimmung der Varianz der Ergebnisse hinsichtlich einzelner Prozessflüsse mittels Parametervariation.

Ergebnisse der Szenarioanalyse

Die Ergebnisse der Umweltwirkungsabschätzung für die verschiedenen Prozessszenarien sind in Abbildung 24 und in Abbildung 25 dargestellt. Die gestrichelten Linien markieren dabei die Ergebnisse des Basisszenarios und die Balken visualisieren die Emissionen durch die jeweiligen Anpassungen. Die zugehörigen Tabellen sind im Anhang zu finden (Tabelle C.9 und Tabelle C.10).

Der Einsatz eines stärkebasierten anstelle des polyacrylamidbasierten Flockungshilfsmittels bringt für das Treibhausgaspotential keine signifikante Änderung hervor, führt aber in den Wirkungskategorien PM, AP, EP, IRP, ODP und OFP zu einer Steigerung der Emissionen zwischen 12 % (OFP) und 32 % (ODP). Einzig der fossile Ressourcenverbrauch (FFP) kann durch Verwendung des Flockungshilfsmittels auf Basis nachwachsender Rohstoffe um 16 % verringert werden (Abbildung 24).

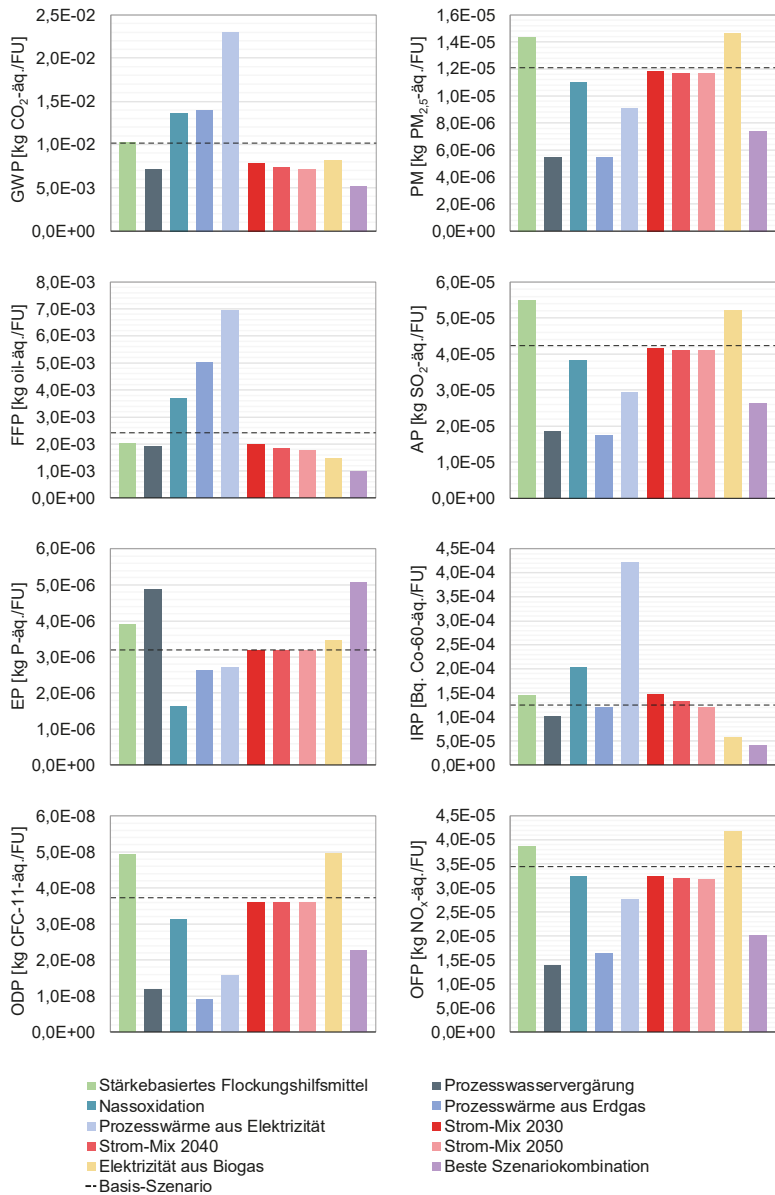


Abbildung 24: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Sensitivitätsszenarien HTC (Teil 1)

Die Behandlung des anfallenden Prozesswassers wurde neben der aeroben Aufbereitung im Basisszenario anhand zweier Sensitivitätsszenarien bewertet. Für die anaerobe

Prozesswasseraufbereitung (Prozesswasservergärung) zeigt sich, dass bis auf das EP (53 % Emissionsanstieg) in allen Wirkungskategorien hohe Emissionseinsparungen erfolgen, so dass daraus Emissionsreduktionen zwischen 18 % (IRP) und 68 % (ODP) entstehen. Für die Aufbereitung mittels Nassoxidation werden in den Kategorien GWP (+34 %), FFP (+53 %) und IRP (+63 %) aufgrund des gestiegenen Strombedarfs zur Oxidationsmittelherstellung höhere Emissionen erzielt. Für die Wirkungskategorien PM, AP, EP, ODP und OFP hingegen führt die Einbindung einer nassoxidativen Prozesswasseraufbereitung zu einer Reduktion der Emissionen um 4 % (FETP) bis 48 % (EP).

Die Umstellung der Wärmeversorgung der HTC von Biogas auf Erdgas hat zur Folge, dass bei einigen Wirkungskategorien wie den Partikelemissionen, dem Versauerungs- und Eutrophierungspotential oder dem Ozonabbau ein Rückgang der Emissionen von bis zu 76 % (ODP) stattfindet, wohingegen die Treibhausgasemissionen und der fossile Ressourcenverbrauch um 37 % und 108 % ansteigen. Der höchste Anstieg des GWP aller Sensitivitätsszenarien erfolgt für die Bereitstellung der für die HTC benötigten thermischen Energie aus Elektrizität. Dabei werden die Treibhausgasemissionen um 126 % erhöht, der Ressourcenverbrauch um 188 % und die freigesetzte ionisierende Strahlung um 237 %. Für die anderen, nicht toxizitätsbewertenden Wirkungskategorien hingegen sinken die Emissionen im Szenario der elektrischen Wärmebereitstellung im Vergleich zum Basisszenario.

Die Einbindung zukünftiger, europäischer Strom-Mixe für die Jahre 2030, 2040 und 2050 erzeugt für alle Kategorien bis auf die ionisierende Strahlung eine Abnahme der Emissionen im Jahr 2030, die über den zeitlichen Fortschritt bis zum Jahr 2050 grundsätzlich weiter sinken. Daraus ergibt sich eine Entwicklung des GWP von -23 % im Jahr 2020 bis -29 % im Jahr 2050. Für die anderen Kategorien liegen die Reduktionen zwischen 0,3 % (EP) und 6,2 % (OFP) im Jahr 2020 und 0,3 % (EP) und 7,8 % (EP) im Jahr 2050. In der Wirkungskategorie IRP steigen im Jahr 2030 zunächst die Emissionen um 18 % und fallen dann im Jahr 2050 wieder um 3 % im Vergleich zum Ausgangswert.

Die Aufteilung der Emissionen zur Bereitstellung der elektrischen Energie aus Biogas anstelle des deutschen Strom-Mixes verdeutlicht, dass die Treibhausgasemissionen (-20 %), der fossile Ressourcenverbrauch (-40 %) sowie das IRP (-53 %) reduziert werden können, wohingegen die Emissionen in den Wirkungskategorien PM, EP, AP, OFP, ODP zwischen 8 % (EP) und 33 % (ODP) ansteigen.

Die Kombination der emissionsärmsten Sensitivitätsszenarien zu einem „Best Practice“-Szenario, das auf Grundlage der Ergebnisse der einzelnen Prozesse in den unterschiedlichen Bereichen erstellt wurde (siehe Tabelle 26), führt zu dem höchsten Einsparpotential von Treibhausgasemissionen (-49 %) aller Sensitivitätsszenarien. In den anderen Wirkungskategorien werden ebenfalls deutliche Emissionsreduktionen ersichtlich. Dadurch können die Emissionen der HTC-Prozesskette mittels technischer Anpassungen um 39 % (PM) bis 68 % (IRP) vermindert werden. Lediglich das EP steigt aufgrund der Verwendung der biogasbasierten Strombereitstellung um 59 %.

Tabelle 26: Kombination der einzelnen Prozesse zur Erstellung des „Best Practice“-Szenarios der HTC

Parameter/Prozessschritt	Gewählter Prozess/Anpassung
Prozesswasseraufbereitung	Anaerob
Bereitstellungsquelle des Stroms	Biogas
Flockungshilfsmittelinsatz	-10 %
Wärmerückgewinnungsgrad	+10 %
Bereitstellungsquelle der Wärme	Biogas

Zur ganzheitlichen, ökologischen Bewertung der Sensitivitätsszenarien werden zusätzlich zu den bereits vorgestellten die toxizitätsbezogenen Wirkungskategorien, dargestellt in Abbildung 25, ausgewertet.

Für die Verwendung eines stärkebasierten Flockungshilfsmittels zeigt sich, dass die potentielle Ökotoxizität (FETP und TETP) sowie die Humantoxizität (HTPc und HTPnc) im Vergleich zu den anderen Sensitivitätsszenarien am stärksten ansteigen. In der Wirkungskategorie HTPc liegt der Emissionsanstieg bei 21 %, wohingegen die Emissionssteigerung beim FETP 211 % beträgt.

Im Gegensatz zur Wahl des Flockungshilfsmittels führt die Anwendung einer alternativen Prozesswasseraufbereitung bis auf eine Ausnahme zu einer Minderung der Emissionen in allen toxizitätsrelevanten Wirkungskategorien. Die Ergebnisse der anaeroben Behandlung ergeben Einsparungen in Höhe von 7 % (FETP) bis 19 % (HTPnc) und die Nassoxidation resultiert in Veränderungen von 1 % (TETP) bis -9 % (HTPc).

Bei der Auswahl der Wärmequelle für die benötigte thermische Energie der HTC ergeben die Ergebnisse der Wirkungsabschätzungen eine Verringerung der Emissionen in den Kategorien FETP (-5 % und -3 %), HTPc (-9 % und -4 %) und HTPnc (-16 % und -9 %), wohingegen die terrestrische Ökotoxizität leicht ansteigt (+1 % und +9 %).

Die Auswirkungen der zukünftigen Stromzusammensetzung in den Jahren 2030, 2040 und 2050 zeigt kaum Veränderungen in den Kategorien FETP, HTPc und HTPnc auf (-0,2 % bis +2,1 %). Nur im terrestrischen Ökotoxizitätspotential ergeben sich Emissionssteigerungen von 8 % im Jahr 2030 bis 13 % im Jahr 2050.

Die Ergebnisse zur Strombereitstellung aus Biogas ergeben ein leicht angestiegenes Toxizitätspotential von 2 % bis 6 % für die Kategorien FETP, HTPc und HTPnc und eine Emissionsminderung von 8 % für das terrestrische Ökotoxizitätspotential.

Die Kombination verschiedener Prozesskombinationen führt im „Best Practice“-Szenario zu einer deutlichen Reduktion der Emissionen in allen toxizitätsrelevanten Wirkungskategorien. Die Ergebnisse für die Kategorie FETP ergeben eine Verminderung im Vergleich zum Basisszenario von 13 % und mit -29 % wird in der Kategorie HTPnc das höchste Minderungspotential erreicht.

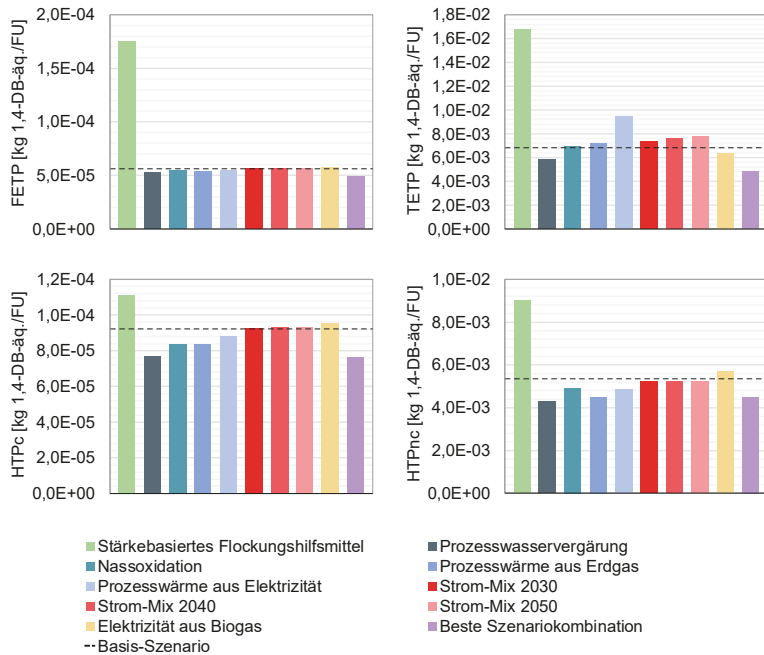


Abbildung 25: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Sensitivitätsszenarien HTC (Teil 2)

Ergebnisse der Parametervariation

Die Parametervariation (siehe Tabelle A.4) für die Szenarien der Biokohlenutzung erfolgte anhand der ausgewählten Parameter (Kapitel 3.1.9). Die prozentualen Änderungen der Ergebnisse der jeweiligen Parametervariation für die einzelnen Wirkungskategorien werden im Vergleich zum Bezugsszenario in Abbildung 26 und in Tabelle C.9 dargestellt. Aufgrund der Übersichtlichkeit und der linearen Abhängigkeiten der Parameter auf die Ergebnisse des Modells werden nachfolgend nur die Ergebnisse für die Variationen gezeigt, die hauptsächlich mit einer Einsparung an Emissionen einhergehen. Die als unempfindlich für das System eingestufte Änderung der Ergebnisse von $\pm 2,5\%$ (siehe Kapitel 3.1.9) markiert dabei die gewählte Signifikanzschwelle.

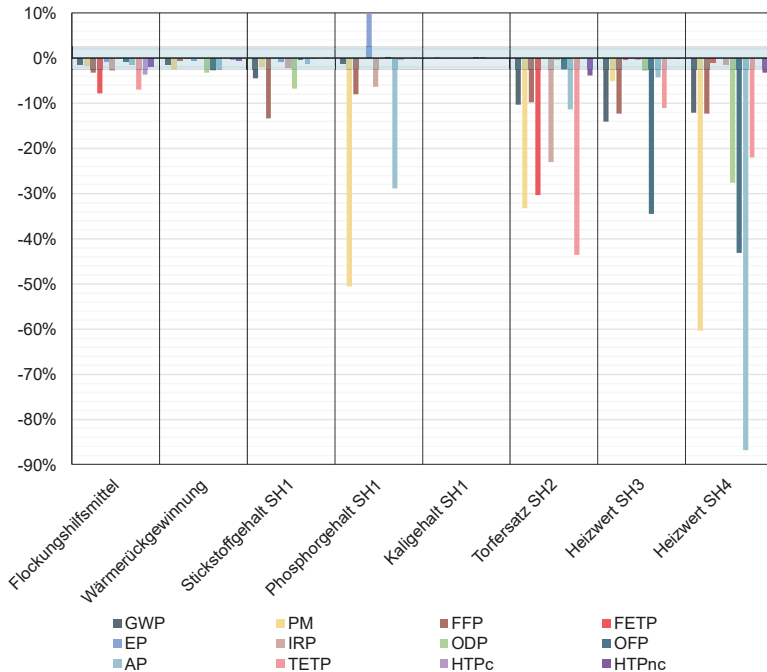


Abbildung 26: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für die Parametervariation der HTC Szenarien

Mithilfe der Reduktion von Flockungshilfsmittel kann für die überdurchschnittlich beeinflussten Wirkungskategorien zur Ermittlung der Toxizität (FETP, TETP und HTPc) mit -3,7 % bis -7,8 % sowie für den fossilen Ressourcenverbrauch und die ionisierende Strahlung (-3,3 % und -2,8 %) eine mittlere Sensitivität des Modells festgestellt werden, die zwar über der Signifikanzschwelle liegt, allerdings unterhalb der Parameteranpassung von 10% (siehe Kapitel 3.1.9).

Für die Erhöhung des Wärmerückgewinnungsgrades innerhalb des HTC-Prozesses ergibt sich ebenfalls nur für einige Kategorien eine mittlere Sensitivität mit Werten zwischen -2,6 % bis -3,3 % (ODP, OFP und AP). Demnach zeigt die Prozesskette zur HTC bis auf einige Ausnahmen insgesamt eine geringe Sensitivität hinsichtlich der gewählten Modellparameter.

Im Gegensatz zur alleinigen Betrachtung der Kohleproduktion durch HTC veranschaulicht die Ermittlung der Sensitivität des Modells für die Szenarien zur Biokohlenutzung eine teils hohe Abhängigkeit in einzelnen Wirkungskategorien. Für das Szenario SH1 ergibt die Erhöhung des Stickstoffgehalts der Biokohle für die Kategorien GWP (-4,5 %), FFP (-13.3 %) und ODP (-6,8 %) eine signifikante Verringerung der Gesamtemissionen. Zudem erzeugt die Steigerung des Phosphorgehaltes signifikante Emissionsminderungen um 50,5 % (PM), 8,0 % (FFP), 6,3 % (IRP) und 28,9 % (AP) aufgrund der gesteigerten Substitutionsmenge klassischer Düngemittel. Lediglich die direkten Emissionen

durch die erhöhten Phosphorgehalte führen zu einem gesteigerten Eutrophierungspotential von 9,9 %. Die Variation des Kaligehaltes und der Schwermetallgehalte führen zu weitaus geringen Emissionsänderungen, sodass diese hier nicht weiter auf- und ausgeführt werden.

Im Szenario SH2 ergibt die Erhöhung der substituierten Torfmenge signifikante Änderungen in der Emissionscharakteristik des Modells, sodass in fast allen Wirkungskategorien eine erhebliche Emissionsreduktion erfolgt. Die größten Einsparungen ergeben sich in den Kategorien TETP (-43,6 %), PM (-33,3 %), FETP (-30,3 %) und IRP (-23 %). Etwas geringere Emissionseinsparungen, die allerdings immer noch signifikanten Einfluss auf Ergebnisse haben, lassen sich mit 11,4 % für das Versauerungspotential, 10,3 % für das Treibhausgaspotential und 9,8 % für den fossilen Ressourcenverbrauch beobachten.

Die Variation des Heizwerts in den Szenarien SH3 und SH4 kann ebenfalls als maßgeblicher Faktor identifiziert werden, der bei einer Erhöhung zu einer Erhöhung der Gutschriften und damit zu einer erheblichen Emissionsreduktion in einigen der evaluierten Wirkungskategorien führt. Demnach weist das GWP eine Verringerung um 14,1 % (SH3) und 12,1 % (SH4) sowie der fossile Ressourcenverbrauch um 12,4 % respektive 12,3 % (SH4) auf. Weitere Kategorien mit einer signifikanten Änderung in der Emissionsmenge sind PM, ODP, OFP, AP, TETP und HTPnc, wobei das TETP mit einer Reduktion um 86,8 % im Szenario SP4 und das OFP mit 34,5 % im SP3 den höchsten Einfluss aufweisen.

4.3 Ökobilanzielle Bewertung der Pyrolyse von ausgefaultem Klärschlamm

Die Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit des Pyrolyseprozesses erfolgt anhand der auftretenden Stoff- und Energieflüsse sowie den sich daraus ergebenden Emissionen und Wirkungspotentialen. In diesem Kapitel werden deshalb zunächst die auftretenden Massen- und Energieflüsse dargestellt. Anschließend erfolgt die Auswertung der einzelnen Umweltwirkungskategorien für die Klärschlammbehandlung mittels Pyrolyse sowie für die Szenarien der Biokohlenutzung. Im letzten Teil werden die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse vorgestellt, die mithilfe einer Szenarioanalyse und einer Parametervariation erfolgte.

4.3.1 Energie- und Massenflüsse

Die ökologischen Auswirkungen der thermochemischen Konversionsprozesse hängen maßgeblich von den zugrundeliegenden Stoff- und Energieflüssen innerhalb der betrachteten Prozessketten ab. Zur Identifikation der Flüsse des modellierten Systems werden deshalb die Massenflüsse und die Energieflüsse der Pyrolyse mithilfe von Sankey-Diagrammen dargestellt. Die massenbezogenen Flüsse der Pyrolyse sind in Abbildung 27 dargestellt, bei der sich die prozentualen Angaben auf den verwendeten Referenzfluss beziehen.

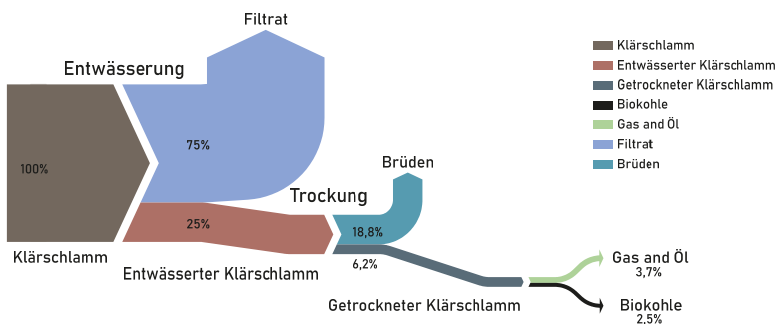


Abbildung 27: Massenflüsse der Klärschlammpyrolyse bezogen auf die FU

Da der Entwässerungsschritt für beide Prozessketten zur thermochemischen Behandlung gleich ist, erfolgt in diesem ersten Prozess ebenfalls eine Reduktion der zu behandelnden Menge um 75 %. Die anschließende Trocknung bewirkt, dass über die Brüden weitere 18,8 % der Gesamtmenge an Klärschlamm ausgeschleust werden. Für die folgende Pyrolyse verbleiben noch 6,2 % des Klärschlamm als Input. Nach der Pyrolyse beträgt der Anteil an verbliebenem, in die Gasphase überführtem Restwasser und dem bei der Pyrolyse entstehenden Pyrolysegas und Pyrolyseöl 3,7 %. Am Ende der thermochemischen Behandlung verbleiben 2,5 % der ursprünglichen Gesamtmasse an Biokohle.

Neben der Auswertung der Massenflüsse im Behandlungsprozess haben die energetischen Flüsse einen wichtigen Einfluss auf die Bewertung des Gesamtsystems. Deshalb werden die maßgeblichen Energieströme des Pyrolyseprozesses sowie der vorgeschalteten Trocknung anhand eines Energieflussdiagramms dargestellt und ausgewertet (siehe Abbildung 28).

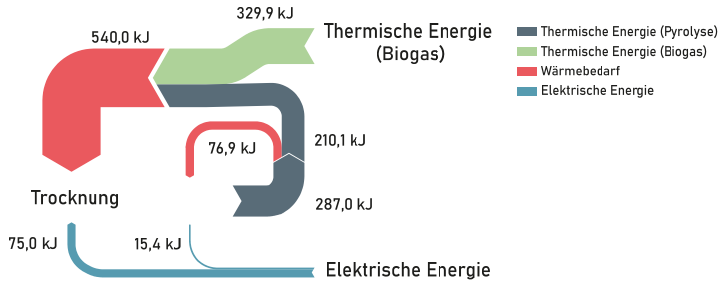


Abbildung 28: Energieflüsse der Trocknung und der Pyrolyse bezogen auf die FU (ohne Verluste)

Durch die Verbrennung der bei der Pyrolyse entstehenden Gase und Öle innerhalb der Pyrolyseeinheit kann thermische Energie in Höhe von 287 kJ zur weiteren Nutzung in der Prozesskette bereitgestellt werden. Davon werden 77 kJ zum Aufheizen des Klärschlammes und Verdampfen der Restfeuchtigkeit benötigt, sodass ein kontinuierlicher Betrieb des Pyrolysereaktors ermöglicht wird. Die restlichen 210 kJ stehen der vorgeschalteten Trocknung zur Verfügung. Die elektrische Energie zum Betrieb der Antriebsaggregate und peripheren Geräten für den Pyrolyseprozess beträgt 15 kJ und für die Trocknung 75 kJ. Damit die Trocknung auf den für die Pyrolyse benötigten Wassergehalt des Klärschlammes von unter 20 % erfolgen kann, wird neben der aus dem Pyrolyseprozess ausgekoppelten Wärme zusätzliche thermische Energie in Höhe von 330 kJ benötigt. Insgesamt müssen dem Trocknungsprozess 540 kJ an Wärme bereitgestellt werden.

4.3.2 Wirkungsabschätzung der Pyrolyse

Die Analyse der Umweltauswirkungen der Pyrolyse erfolgt anhand der zwölf ausgewählten Umweltwirkungskategorien. Dabei ist die Menge an emittierten Emissionen, die durch die gesamte Prozesskette der Behandlung entstehen, von verschiedenen Hintergrundprozessen abhängig. Die Emissionscharakteristiken entlang der Prozesskette zur Pyrolyse des Klärschlammes bezogen auf die betrachteten Wirkungskategorien sind in Abbildung 21 dargestellt. Die sich daraus ergebenden prozentualen Anteile der einzelnen Prozesse an den Gesamtemissionen sind in Tabelle C.2 und Abbildung C.2 zu finden.

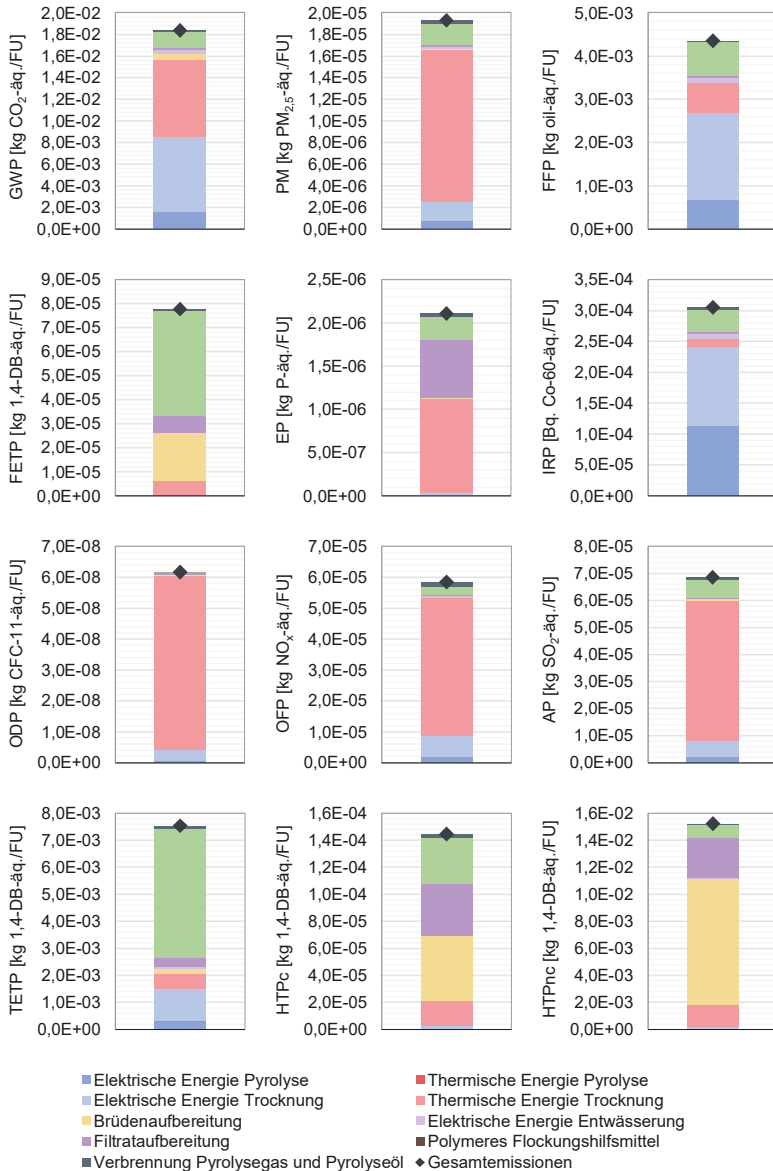


Abbildung 29: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung der Pyrolyse von Klärschlamm

Die gesamten Treibhausgasemissionen der Pyrolyse ohne Biokohlenutzung belaufen sich auf 0,184 kg CO₂-äq./FU, wobei die größten Anteile auf die generischen Hinter-

grundprozesse der Bereitstellung thermischer Energie aus Biogas (39 %) und elektrischer Energie aus dem Strom-Mix (37,6 %), die für die Trocknung des Klärschlammes benötigt werden, zurückzuführen sind. Weniger Einfluss haben hingegen die Stromversorgung (8,7 %) und der Flockungshilfsmittelbedarf (8,1 %) der Entwässerung, die Brüden- und Filtrataufbereitung (2,6 % und 0,8 %) sowie die bei der Verbrennung der Pyrolyseöle und Pyrolysegase entstehenden Treibhausgasemissionen (0,7 %). Die Bereitstellung der thermischen Energie aus Biogas für den Trocknungsprozess hat nicht nur einen hohen Einfluss auf das Treibhausgaspotential, sondern trägt maßgeblich zu den Emissionen in den Wirkungskategorien ODP (91,9 %), OFP (76,2 %), AP (75,2 %) und PM (72,5 %) bei. Insgesamt ergeben sich potentielle Emissionen an Feinstaub (PM) von 19,3 mg $PM_{2,5}$ -äq./FU, ein Ozonabbau (ODP) in Höhe von 61,7 ng CFC-11-äq./FU, eine potentielle bodennahe Oxidationsmittelbildung (OFP) von 58,4 mg NO_x -äq./FU und ein Versauerungspotential (AP) von 68,6 mg SO_2 -äq./FU. Andere Prozesse, die relevanten Einfluss auf ODP, OFP und PM haben, sind die Bereitstellung elektrischer Energie für den Trocknungsprozess (8,6-11,9 %) und die Pyrolyse (3,1-3,7 %), die Herstellung des polymeren Flockungshilfsmittels (4,6-10,2 %) und die Verbrennung der Pyrolysegase- und Öle (1,3-2,5 %). Demgegenüber spielen die Brüdenaufbereitung aus dem Trocknungsprozess, die Filtrataufbereitung und die elektrische Energie für die Entwässerung des Klärschlammes nur eine untergeordnete Rolle. Für die Menge an fossilem Ressourcenverbrauch (FFP) von 4,4 g oil-äq./FU und die Freisetzung ionisierender Strahlung (IRP) von 0,3 mBq. Co-60-äq./FU sind hauptsächlich die Versorgung mit elektrischer Energie für den Pyrolyseprozess (15,1 % und 37,6 %), die Klärschlamm-trocknung (46,7 % und 41,5 %) und die Entwässerung des Klärschlammes (3,0 % und 2,6 %) verantwortlich. Neben dem zugrunde gelegten Strom-Mix hat der generische Prozess des Flockungshilfsmittels mit 18,1 % und 11,6 %, wie schon in den anderen Kategorien zu beobachten, einen relevanten Einfluss auf die Gesamtemissionen. Darüber hinaus beeinflusst die Bereitstellung des Polyacrylamids vor allem die toxizitätsbewertenden Kategorien mit einem Anteil von 56,7 % (FETP) und 63,7 % (TETP) maßgeblich, sodass Gesamtemissionen von 77,7 mg 1,4-DB-äq./FU (FETP) und 7,5 g 1,4-DB-äq./FU (TETP) auftreten. Neben dem Flockungshilfsmittel setzen sich die Emissionen im TETP zusätzlich aus der Strombereitstellung (21,1 %), der Filtrataufbereitung (4,3 %) und der Behandlung der Brüden (2,4 %) zusammen. Letztere bedingt mit 25,5 % ein Viertel der FETP Emissionen. Mit 33,0 % (HTPc) und 61,5 % (HTPnc) von insgesamt 0,14 g 1,4-DB-äq./FU (HTPc) und 15,2 g 1,4-DB-äq./FU (HTPnc) hat die Brüdenaufbereitung den höchsten Anteil an den Gesamtemissionen dieser beiden Wirkungskategorien. Weitere Einflussfaktoren auf die Gesamtemissionen in den Kategorien HTPc und HTPnc sind die Wärmebereitstellung (12,8 % und 10,7 %), das polymere Flockungshilfsmittel (23,8 % und 6,7 %) und die Filtrataufbereitung (26,5 % und 19,3 %). Für das Eutrophierungspotential (EP) in Höhe von 2,1 mg P-äq./FU trägt die Filtrataufbereitung mit 32,4 % einen relativ hohen Anteil bei, der hauptsächlich durch geringe Mengen an Phosphor im Filtrat hervorgerufen wird. Zusätzliche Einflussfaktoren auf das EP sind die Wärmebereitstellung für die Trocknung (51,4 %) und der Prozess zur Flockungshilfsmittelherstellung (12,5 %).

Insgesamt ergibt die Auswertung der Klärschlammbehandlung mittels Pyrolyse, dass in den meisten Kategorien die Bereitstellung der benötigten thermischen und elektrischen Energie den Großteil der Emissionen ausmacht. Die benötigte thermische Energie für

die Trocknung ist dabei der größte Einflussfaktor. Zusätzlich zeigt sich, dass die Emissionen aus der Bereitstellung des polymeren Flockungshilfsmittels speziell für die toxizitätsrelevanten Wirkungskategorien (TETP, FETP, HTPc und HTPnc) einen wesentlichen Einfluss auf die Umweltwirkungen hat.

4.3.3 Nutzungsszenarien der Biokohle

Der komplette Lebenszyklus des zu behandelnden Klärschlammes umfasst neben der Pyrolyse die weitergehende energetische oder stoffliche Nutzung der erzeugten Biokohle. Die daraus hervorgehenden Emissionen für die unterschiedlichen Anwendungspfade, spezifiziert für die untersuchten Szenarien SP1-SP4, sind in Abbildung 30 und Abbildung 31 dargestellt. Die entsprechenden tabellarischen Auswertungen befinden sich im Anhang (siehe Tabelle C.14-Tabelle C.16).

Die Auswertung der Treibhausgasemissionen (GWP) für die Szenarien SP1-SP4 zeigt, dass die beiden Anwendungen in der Landwirtschaft mit 9,1 g CO₂-äq./FU und 7,9 g CO₂-äq./FU insgesamt die höchsten Emissionen aufweisen (siehe Abbildung 30). Aufgrund der Gutschriften für den substituierten Torf kann die Biokohlenutzung im Gartenbau (SP2) Emissionseinsparungen in Höhe von 8,8 g CO₂-äq./FU generieren. Alle drei Szenarien der stofflichen Nutzung (SP1-SP3) bieten zudem den Vorteil, dass durch den Einsatz der Biokohle eine Kohlenstoffsequestrierung erfolgt, welche mit einer negativen Emission in Höhe von -8,06 g CO₂-äq./FU auf die Treibhausgasemissionen angerechnet wird (siehe Kapitel 3.1.7). Weitere Gutschriften, die sich aus der Substitution von Düngemitteln ergeben (SP1 und SP3), führen zu einer weiteren Reduktion des GWP um 1,57 g CO₂-äq./FU. Im Szenario zur kaskadenförmigen Nutzung der Biokohle in der Landwirtschaft (SP3) können durch die Substitution von Maissilage als Biogassubstrat zudem weitere 1,31 g CO₂-äq./FU eingespart werden. Die höchsten Einsparungen und damit die niedrigsten Gesamtemissionen in Höhe von -11,7 g CO₂-äq./FU ergeben sich im Szenario (SP4), in dem durch die energetische Anwendung der Biokohle die fossile Energiebereitstellung mittels Braunkohle ersetzt wird und dadurch Treibhausgasemissionen vermieden werden können (-30,5 g CO₂-äq./FU). Weitere Prozesse, die der Nutzung in den einzelnen Szenarien zugeordnet werden, wie der Transport der Biokohle zu den jeweiligen Anwendungsorten, die Ausbringung der Biokohle auf die Felder und die Einarbeitung sowie die direkten Emissionen der Biokohle, spielen für das GWP nur eine untergeordnete Rolle. In Bezug auf die zugrundeliegenden Flüsse innerhalb der einzelnen Prozesse zeigt sich, dass der größte Teil der Treibhausgasemissionen auf die Freisetzung oder Bindung von CO₂ zurückzuführen ist. Bei den energetischen Aufwendungen für die Pyrolyse geschieht dies bei der Verbrennung fossiler Energieträger und bei den Gutschriften zum einen durch die Kohlenstoffsequestrierung durch Biokohle und zum anderen durch die Gutschriften für fossile Rohstoffe (Torf und Braunkohle).

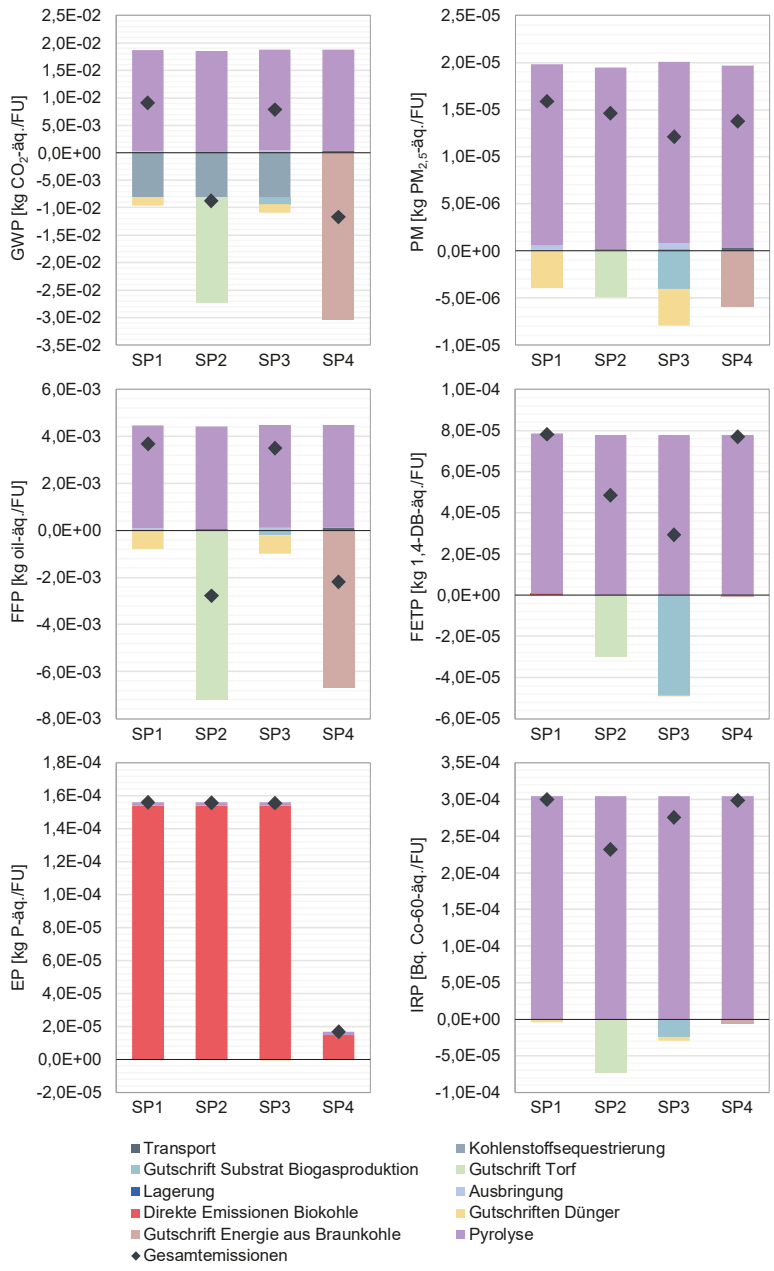


Abbildung 30: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Szenarien SP1-SP4 (Teil 1)

Für die Partikelemissionen (PM) verdeutlichen die Ergebnisse, dass der größte Anteil innerhalb der einzelnen Prozessketten aus der Pyrolyse resultiert. Im Vergleich der Szenarien untereinander wird deutlich, dass die geringsten Gesamtemissionen in SP3 auftreten (12,1 mg $PM_{2,5}$ - $\dot{a}q./FU$), wohingegen die alleinige Nutzung der Biokohle in der Landwirtschaft (SP1) die höchsten Partikelemissionen aufweist (15,9 mg $PM_{2,5}$ - $\dot{a}q./FU$). Die Gutschriften in den landwirtschaftlichen Szenarien (SP1 und SP3) sind größtenteils auf die eingesparten Schwefeldioxidemissionen aus der Bereitstellung von P-Dünger und in geringem Umfang auf eingesparte, direkte Staubemissionen zurückzuführen. Zudem werden im Szenario SP3 Ammoniakemissionen aus dem Maisanbau vermieden, was sich ebenfalls auf die Emissionsbilanz auswirkt. Szenario SP2 weist trotz Gutschriften für den Torf mit 14,6 mg $PM_{2,5}$ - $\dot{a}q./FU$ die zweithöchsten Partikelemissionen auf, wobei die vergleichsweise geringen Gutschriften zu einem großen Anteil auf die Einsparungen aus den vermiedenen Stickstoffmonoxid- und Schwefeldioxidemissionen aus dem Torfransport und -abbau sowie aus den freigesetzten Staubemissionen zurückzuführen sind. Die energetische Nutzung der Biokohle (SP4) weist neben den positiven Emissionen aus der Pyrolyse und dem Transportprozess zusätzlich Einsparungen an Stickoxiden auf, sodass sich Gesamtemissionen von 13,8 mg $PM_{2,5}$ - $\dot{a}q./FU$ ergeben.

Für den fossilen Ressourcenabbau (FFP) zeigte sich, dass die Szenarien, in denen die Biokohle fossile Rohstoffe ersetzt, die höchsten Einsparungen generieren können. Die Gesamtemissionen liegen beim Torfersatz (SP2) bei -2,78 g oil- $\dot{a}q./FU$ und beim energetischen Braunkohleersatz bei (SP4) bei -2,19 g oil- $\dot{a}q./FU$. Die Szenarien SP1 und SP3 hingegen haben eine FFP von 3,68 g oil- $\dot{a}q./FU$ und 3,49 g oil- $\dot{a}q./FU$, wobei die Gutschriften in dem ersetzten Maisanbau und dem vermiedenen P-Dünger aus eingesparten Erdöl- und Erdgasverbräuchen in den Hintergrundprozessen bestehen.

Die Frischwassertoxizität (FETP) der vier Szenarien liegt zwischen 29,3 mg 1,4-DB- $\dot{a}q./FU$ (SP3) und 78,0 mg 1,4-DB- $\dot{a}q./FU$ (SP1). Die anderen beiden Szenarien haben mit 48,4 mg 1,4-DB- $\dot{a}q./FU$ (SP2) und 76,8 mg 1,4-DB- $\dot{a}q./FU$ (SP4) geringere Emissionen als die direkte landwirtschaftliche Anwendung der Biokohle (SP1). Gleichwohl stammt der Großteil der Emissionen aus der vorgeschalteten Pyrolyseprozesskette, in der die Herstellung des polymeren Flockungshilfsmittels einen hohen Anteil der Emissionen ausmacht. Speziell die dabei auftretenden Emissionen von Kupfer und in geringerem Umfang an Nickel und Silber führen zu den beobachteten Emissionen, wohingegen die Kupferemissionen ins Frischwasser im Szenario SP2 durch Substitution des Torfs eingespart und dadurch gutgeschrieben werden. Beim Szenario SP3 fallen die Einsparungen für Kupfer-, Nickel- und Zinkemissionen beim Maisanbau noch größer aus, sodass SP3 das geringste Frischwassertoxizitätspotential aufweist.

Das Eutrophierungspotential (EP) zeigt für alle Szenarien eine klare Dominanz der direkten Phosphoremissionen aus der Biokohle. Daraus ergeben sich für die stoffliche Nutzung (SP1, SP2 und SP3) potentielle Emissionen von 0,16 g P- $\dot{a}q./FU$ und für die thermische Anwendung (SH4) 0,017 g P- $\dot{a}q./FU$. Die anderen Prozesse innerhalb der Szenarien haben hingegen einen weitaus geringeren Einfluss auf die Emissionscharakteristik. Demnach können die Einflüsse des Phosphorgehaltes der Biokohle direkt anhand der Wirkungsabschätzung abgelesen werden.

Die Ergebnisse für die Wirkungskategorie der ionisierend wirkenden Strahlung (IRP) hängen zu einem großen Anteil von der Prozesskette der Pyrolyse und weniger von den einzelnen Anwendungsszenarien der Biokohle ab. In diesem Fall wirken die Emissionen aus der Strombereitstellung, speziell die Anteile aus Atomkraft, und die Herstellung des Flockungshilfsmittels als Hauptemittenten über den gesamten Lebenszyklus (siehe Kapitel 4.3.2). Demgegenüber stehen die Vermeidung von Radon-222 aus dem Torfabbau (SP2) sowie C-14- und Radon-222-Emissionen in die Luft und Cäsium- und Kobalt-Emissionen ins Frischwasser, die sonst bei der Herstellung des Phosphordüngers entstehen würden. Insgesamt ergeben sich daraus Emissionen in Höhe von 0,30 mBq. Co-60-äq./FU für die landwirtschaftliche Anwendung (SP1), 0,23 mBq. Co-60-äq./FU für den Torfersatz im Gartenbau (SP2), 0,28 mBq. Co-60-äq./FU für die landwirtschaftliche Kaskadennutzung (SP3) und 0,30 mBq. Co-60-äq./FU für die Verbrennung der Biokohle (SP4).

Die Umweltauswirkungen der einzelnen Szenarien SP1-SP4 weisen für den Ozonabbau (ODP) alle positive Werte auf (siehe Abbildung 31). Die höchsten Emissionen treten aufgrund geringer Gutschriften im Szenario SP1 auf (61 ng CFC-11-äq./FU.), wohingegen die vermiedenen Lachgasemissionen aus dem Hintergrundprozess des Maisanbaus (SP3) zu den geringsten Gesamtemissionen führt (35 ng CFC-11-äq./FU). Die zweitgeringsten Emissionen treten in SP4 (52 ng CFC-11-äq./FU) und die zweithöchsten in SP2 (60 ng CFC-11-äq./FU) auf.

Aus den Ergebnissen zur photochemischen Oxidationsmittelbildung (OPF) zeichnet sich folgendes Bild ab: Die größten Emissionen entstammen der Pyrolyseprozesskette, wohingegen in den landwirtschaftlichen Szenarien die Emissionen aus der Ausbringung der Biokohle einen kleineren Anteil ausmachen. Ebenso gering sind die Gutschriften für die Düngemittelsubstitution und die Verringerung des Maisanbaus zur Biogaserzeugung. Die dominierenden Flüsse innerhalb dieser Prozesse sind Stickstoffoxidemissionen, insbesondere in Form von Stickstoffmonoxid. Insgesamt werden so 56,8 mg NO_x-äq./FU im Szenario SP1 und 53,8 mg NO_x-äq./FU im Szenario SP3 emittiert. Im dritten Szenario ergeben sich die hohen Gutschriften aus den eingesparten, vergleichsweise langen Transportwegen des Torfs. Das Szenario SP3 weist somit die geringsten Emissionen von allen Szenarien auf (33,8 mg NO_x-äq./FU). Für das Szenario SP4 haben die Gutschriften für die eingesparten Stickstoffoxidemissionen der Braunkohleverbrennung die größten Auswirkungen auf das Emissionsprofil, sodass Gesamtemissionen von 40,2 mg NO_x-äq./FU auftreten. Da die Transportentfernung für die Beförderung der Biokohle in SP4 mit 200 km am größten ist, emittieren in SP4 zudem die höchsten transportseitigen Emissionen der Biokohleanwendung in Höhe von 2,8 mg NO_x-äq./FU.

Wie in den vorherigen Wirkungskategorien ebenfalls beobachtet, unterstreichen die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für das Versauerungspotential (AP), dass die maßgeblichen Einflüsse bereits während der Pyrolyseprozesskette auftreten und so für alle Szenarien die Pyrolyse den größten Anteil an den jeweiligen Lebenszyklusemissionen aufweist. Das Szenario mit den höchsten Emissionen (SP1) hat demnach ein Versauerungspotential von 59,6 mg SO₂-äq./FU, da die Gutschriften aus der Bereitstellung der Düngemittel und damit für eingesparte Stickstoffoxid- und Schwefeldioxidemissionen aus der Prozesskette des P-Düngers die geringsten in allen Szenarien darstellen. Als emissionsärmstes Szenario kann, wie schon beim Ozonabbau, der Einsatz der Biokohle

in einer Kaskade (SP3) identifiziert werden. Dort sind neben den Gutschriften für die Düngemittel die zusätzlichen Gutschriften aus dem eingesparten Biogassubstrat und damit einhergehende, vermiedene Schwefeldioxid- und Ammoniakemissionen, maßgeblich in der Emissionsreduktion, sodass in SP3 Gesamtemissionen von 36,7 mg SO₂-äq./FU auftreten. Die beiden anderen Szenarien befinden sich auf einem ähnlichen Niveau wie SP1 und zeigen durch eingesparte Stickoxidemissionen aus dem Torfabbau und Torfrtransport sowie vermiedene Schwefeldioxid- und Stickstoffoxidemissionen aus der Braunkohleverbrennung ein Versauerungspotential in Höhe von 56,5 mg SO₂-äq./FU (SP2) und 50,5 mg SO₂-äq./FU (SP4).

Das terrestrische Ökotoxizitätspotential (TETP) beläuft sich auf Werte zwischen 7,2 g 1,4-DB-äq./FU (SP1) und 2,8g 1,4-DB-äq./FU (SP4). Für die Gutschriften zeigt sich, dass durch den Biokohleeinsatz die Schwermetallemissionen vor allem von Zink, Quecksilber und Kupfer aus der Energiebereitstellung aus Braunkohle sowie Kupfer, Antimon und in geringem Umfang Zink, Blei und Vanadium aus dem Torfaufbau vermieden werden können. Im Szenario SP3 führen zudem eingesparte Kupfer- und Zinkemissionen im Maisanbau zu Gutschriften. Die anderen Prozesse innerhalb der Szenarien wie der Biokohletransport, die Lagerung der Biokohle, die Ausbringung oder speziell die direkten Emissionen aus der Biokohle ergeben hingegen einen deutlich geringeren Einfluss. Der Vergleich verdeutlicht, dass im Szenario SP2 mit 3,7g 1,4-DB-äq./FU ähnlich hohe Emissionen auftreten wie im Szenario SP3 mit 3,8g 1,4-DB-äq./FU.

Wie bereits beim Eutrophierungspotential beobachtet, zeigt sich auch beim karzinogenen Humantoxizitätspotential (HTPc) eine klare Dominanz eines einzelnen Flusses innerhalb der betrachteten Prozessketten. Alle Szenarien mit stofflicher Anwendung werden maßgeblich von geringen Restmengen an Dioxinen in der Biokohle nach der Pyrolyse beeinflusst, sodass sich für die stoffliche Anwendung der Biokohle (SP1-SP3) Emissionen in Höhe von ungefähr 3 g 1,4-DB-äq./FU ergeben, die im energetischen Szenario (SP4) eliminiert werden und dadurch Emissionen in Höhe von 0,14 g 1,4-DB-äq./FU auftreten.

Bei der nicht karzinogenen Humantoxizität (HTPnc) sind die Schermetallemissionen aus den Anwendungsszenarien maßgeblich bei der Emissionscharakteristik. Das Toxizitätspotential für das Szenario SP1 beläuft sich auf 21,9 g 1,4-DB-äq./FU und liegt auf einem ähnlichen Niveau wie bei SP2 mit 21,2 g 1,4-DB-äq./FU. Da die Schwermetallemissionen aus der Biokohle in der energetischen Anwendung nicht in die Umwelt eingebracht werden, ist das Toxizitätspotential mit 14,8 g 1,4-DB-äq./FU in SP4 am geringsten. Das höchste HTPnc zeigt sich im Szenario SP3, da gemäß Hintergrunddatensatz zur Bereitstellung der Maissilage Zinkemissionen gebunden werden, die bei der Gutschrift als Emissionen anfallen und entsprechend angerechnet werden. Daraus ergeben sich für SP3 Gesamtemissionen in Höhe von 41,2 g 1,4-DB-äq./FU.

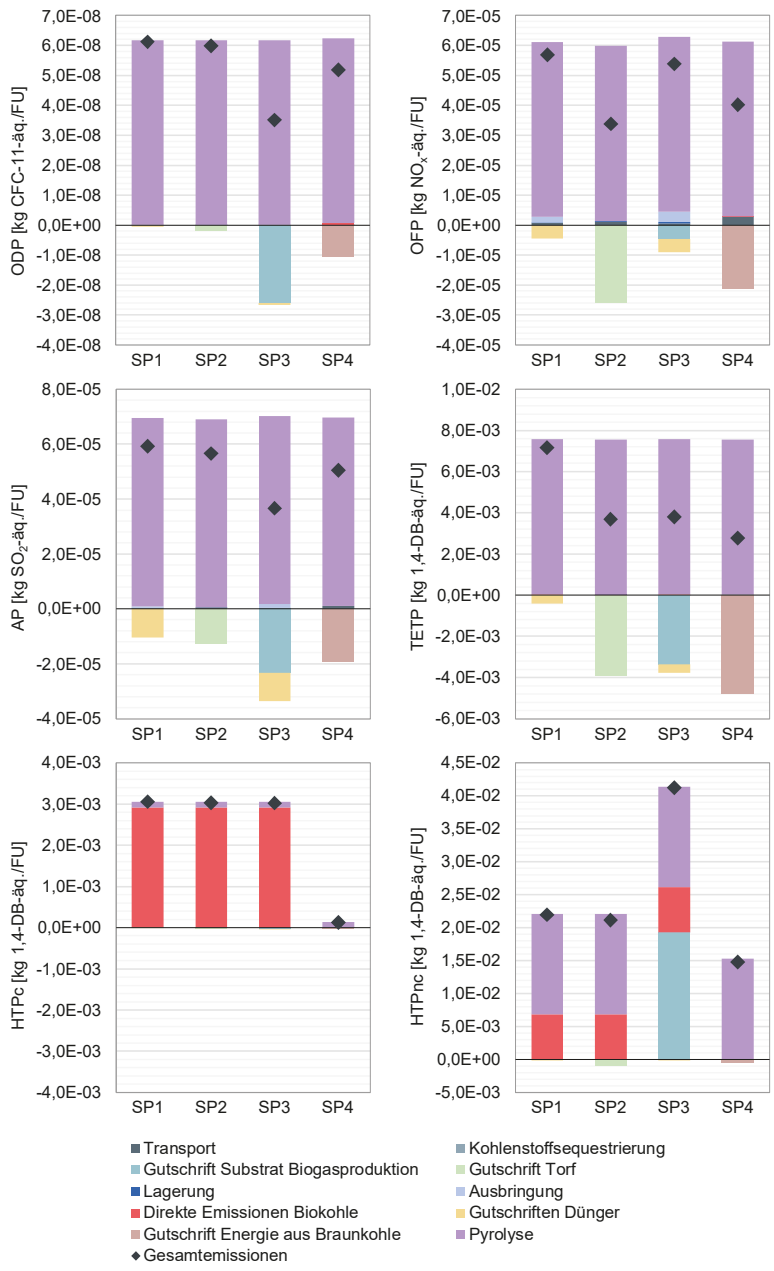


Abbildung 31: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Szenarien SP1-SP4 (Teil 2)

4.3.4 Sensitivitätsanalyse

Die Ermittlung der Sensitivität des Modells gegenüber einzelnen Anlagenkonfigurationen und zukünftigen Entwicklungen in der Energiebereitstellung erfolgt anhand des Austausches einzelner Prozesse innerhalb der Prozesskette zur Pyrolyse des Klärschlammes. Als Grundlage für die Ermittlung der Abweichungen dienen die Ergebnisse für das Basisszenario des Pyrolyseprozesses. Durch die Anpassungen einzelner Hintergrundprozesse innerhalb des Modells werden anschließend deren Einflüsse auf die Ökobilanz bestimmt sowie mittels Parametervariation die Varianz der Ergebnisse, die durch einzelne Prozessflüsse hervorgerufen wird, herausgearbeitet (siehe Kapitel 3.1.9). Die Ergebnisse zu den untersuchten Prozessszenarien sind in Abbildung 32 und Abbildung 33 dargestellt. Die Tabellen zu den Abbildungen befinden sich im Anhang (Tabelle C.17 und Tabelle C.18).

Ergebnisse der Szenarioanalyse

Die Auswertung der Ergebnisse zum Einsatz eines stärkebasierten Flockungshilfsmittels zeigt für das Treibhausgaspotential, wie schon bei der Sensitivitätsanalyse der HTC, keine signifikante Änderung (+0,6 %). In den Wirkungskategorien PM, AP, EP, IRP, ODP und OFP steigen die Emissionen um 6,5 % (IRP) bis 33 % (EP), wohingegen der fossile Ressourcenverbrauch (FFP) durch Verwendung des Flockungshilfsmittels auf Basis nachwachsender Rohstoffe um 9 % verringert wird (siehe Abbildung 32).

Die Umstellung der Wärmeversorgung der Pyrolyse auf eine Erdgasfeuerung führt zu einem Anstieg der Emissionen in den Wirkungskategorien GWP (39 %) und FFP (114 %). In den anderen Wirkungskategorien ohne Toxizitätsbezug verringern sich die Wirkungspotentiale um 4 % (IRP) bis 87 % (ODP). Werden zur Bereitstellung der benötigten Energie für den Betrieb der Pyrolyseanlage und der vorgeschalteten Trocknung anstatt des Biogases elektrisch betriebene Heizelemente verwendet, ergeben sich für die Wirkungskategorien GWP, FFP und IRP Emissionssteigerungen von 132 % (GWP) bis 197 % (FFP). Für die restlichen Kategorien treten hingegen Emissionsminderungen von bis zu 67 % (ODP) auf.

Bei Berücksichtigung zukünftiger Rahmenbedingungen in Form von veränderten Zusammensetzungen der Strombereitstellung, ergibt die Auswertung der Szenarien für das Jahr 2030 potentielle Emissionseinsparungen in Höhe von 0,9 % (EP) bis 28 % (GWP) und im Jahr 2050 von bis zu 38 % (FFP).

Die Ergebnisse zum Einsatz von elektrischer Energie aus Biogas zum Betrieb des Gesamtsystems zeigen, dass für das Treibhausgaspotential (-21 %), den fossilen Ressourcenverbrauch (-42 %) und die ionisierende Strahlung (-42 %) Emissionseinsparungen erreicht werden, wohingegen in den anderen Kategorien Erhöhungen um 23 % bis 38 % erfolgen.

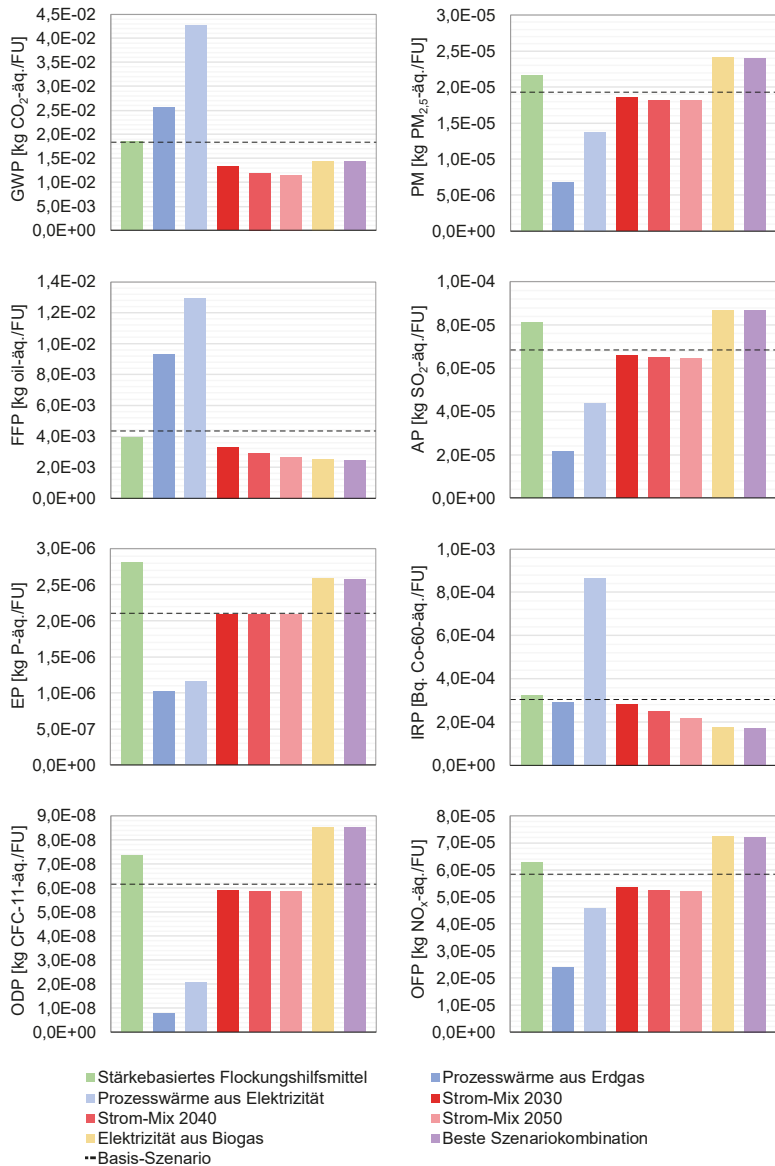


Abbildung 32: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Sensitivitätsszenarien Pyrolyse (Teil 1)

Die Kombination der vorteilhaftesten Prozesse und Parametervariationen zur Bewertung eines „Best Practice“-Szenarios (siehe Tabelle 27) wird hauptsächlich durch den Prozess zur Bereitstellung des benötigten Stroms aus Biogas bestimmt. Deshalb unterscheiden sich die Ergebnisse in den einzelnen Wirkungskategorien nur wenig von den Ergebnissen des vorherigen Szenarios. Die Kategorien, in denen sich Emissionseinsparungen ergeben, sind das GWP (-22 %), das FFP (-44 %) und das IRP (-43 %). Da nicht für alle Wirkungskategorien nur eine Verringerung der Emissionen erfolgen kann, führt das „Best Case“-Szenario zu einem Anstieg der Emissionen in den Kategorien PM, EP, ODP, OFP und AP in Höhe von 22 % bis 38 %.

Tabelle 27: Kombination der einzelnen Prozesse zur Erstellung des „Best Practice“-Szenarios der Pyrolyse

Parameter/Prozessschritt	Gewählter Prozess/Anpassung
Bereitstellungsquelle des Stroms	Biogas
Flockungshilfsmittelsatz	-10 %

Die Wirkungsabschätzung hinsichtlich einer Toxizitätsbewertung der betrachteten Szenarien ergab eine ähnliche Entwicklung der Ergebnisse wie bei den Szenarien für die Sensitivitätsermittlung bei der HTC (siehe Abbildung 33).

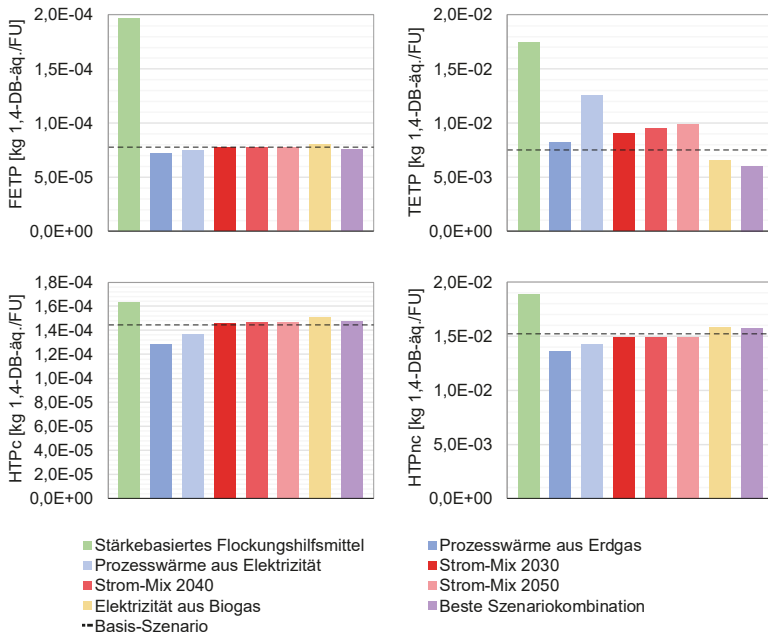


Abbildung 33: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Sensitivitätsszenarien Pyrolyse (Teil 2)

Die Verwendung eines alternativen Flockungshilfsmittels zeigt in allen toxizitätsrelevanten Wirkungskategorien einen Anstieg der Emissionen. Im Vergleich zu den anderen Sensitivitätsszenarien ist die Emissionserhöhung durch das Flockungshilfsmittel am größten. Für die Wirkungskategorie HTPc liegt der Anstieg bei 13 % und für das FETP sogar bei 153 %.

Die Ergebnisse zu verschiedenen Wärmequellen für den Pyrolyse- und den Trocknungsprozess weisen für drei der vier toxizitätsbeurteilenden Wirkungskategorien eine Minderung der Emissionen auf. Allgemein ist die Verringerung der Toxizitätsäquivalente für die Wärmeversorgung der Prozesse mit Erdgas größer als für die Bereitstellung der benötigten thermischen Energie mittels Elektrizität. In der Auswertung der terrestrischen Ökotoxizität hingegen ergeben sich Erhöhungen um 9 % (Erdgas) und 66 % (Elektrizität).

Der Einfluss der zukünftigen Stromzusammensetzung in den Jahren 2030, 2040 und 2050 hat mit Änderungen von -1,7 % bis +1,7 % nur geringe Auswirkungen auf die Emissionen der Kategorien FETP, HTPc und HTPnc. Demgegenüber ergeben sich für die Wirkungskategorie TETP im Jahr 2030 Emissionssteigerungen um 19 %, im Jahr 2040 um 26 % und im Jahr 2050 um 31 %.

Um neben der zukünftigen Elektrizitätserzeugung auch heutige, alternative Formen abzubilden, wird der Einfluss der Strombereitstellung aus Biogas untersucht. Die Ergebnisse zeigen im Vergleich zum Basisszenario für die Kategorien FETP, HTPc und HTPnc ein angestiegenes Toxizitätspotential in Höhe von 3 % bis 4 % und eine Emissionsreduktion um 8 % für das terrestrische Ökotoxizitätspotential.

Die ausgewählte Kombination einzelnen Parameter (siehe Tabelle 27) ergibt für die Wirkungskategorie TETP die höchste Reduktion aller Szenarien um -20 %, wohingegen für das HTPnc eine Erhöhung der Emissionen um 3 % erkennbar wird.

Ergebnisse der Parametervariation

Die Szenarien der Biokohlenutzung werden durch Variation ausgewählter Parameter auf die Sensitivität der Prozessketten überprüft (siehe Tabelle A.5). Die prozentualen Änderungen der jeweiligen Parametervariation in Bezug auf das beeinflusste Basisszenario und für die einzelnen Wirkungskategorien sind in Abbildung 34 und Tabelle C.17 aufgeführt.

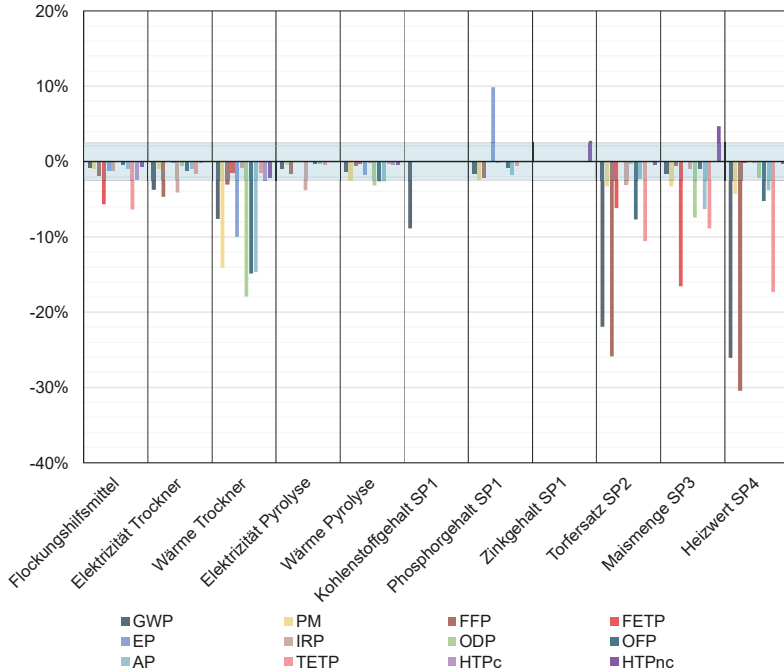


Abbildung 34: Ergebnisse der Parametervariation für die Sensitivitätsanalyse des Pyrolysemodells

Die Ergebnisse zur Ermittlung der Sensitivität des Modells bezüglich einer Verringerung des Flockungshilfsmittleinsatzes zeigen, dass sich nur in den Kategorien FETP (-5,7 %) und TETP (-6,4 %) eine mittlere Sensitivität ergibt.

Die Variation des Bedarfs an elektrischer Energie zur Trocknung und Pyrolyse des Klärschlammes ergibt wie der Flockungsmittleinsatz nur in wenigen Kategorien eine erhöhte Sensitivität. Für die Pyrolyse zeigen der Rückgang des IRP um -3,8 % und für die benötigte Strommenge des Trockners die Kategorien GWP (-3,8 %), FFP (-4,7 %) und IRP (-6,4 %) einen mittleren Einfluss auf die Ergebnisse des Modells.

Neben der benötigten Elektrizitätsmenge hat die benötigte Wärmeenergie für die Pyrolyse und die Trocknung ebenfalls eine mittlere bis hohe Sensitivität in einigen Wirkungskategorien. Bei der Variation des thermischen Energiebedarfs der Pyrolyse treten für die Kategorien ODP, OFP, AP und PM Emissionsreduktionen von bis zu 3,2 % auf. Aufgrund des allgemein höheren Wärmebedarfs der Trocknung liegen die Reduktionen hier mit bis zu 17,9 % wesentlich höher. Zudem ergeben sich beim verringerten Wärmebedarf zur Trocknung zusätzliche Sensitivitäten im GWP (-7,6 %), beim FFP (-3,0 %) und beim IRP (-4,2 %).

Die Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes der Biokohle für das Anwendungsszenario SP1 zeigt nur in einer Wirkungskategorie Auswirkungen auf das Emissionsverhalten. Die Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes führt zu einer höheren Bindung an CO₂ und damit zu einer Reduktion des GWP um 10 %.

Ähnlich wie beim Kohlenstoffgehalt zeigen der Phosphorgehalt und der Zinkgehalt der Biokohle in nur einer Wirkungskategorie eine gesteigerte Sensitivität, die über der festgelegten Schwelle von $\pm 2,5$ % liegt. Beim Phosphorgehalt erhöht sich das Eutrophierungspotential um 9,9 % und der erhöhte Zinkgehalt führt zu einer um 2,8 % gesteigerten Humantoxizität.

In der Parametervariation der kompletten Prozessketten (SP1-SP4) ergeben sich ähnlich hohe Sensitivitäten wie bei den HTC-Szenarien (SH1-SH4). Die Erhöhung der Menge des substituierten Torfs führt zu einer erheblichen Emissionsreduktion, vor allem in den Kategorien GWP (-21,9 %), FFP (-25,9 %) und TETP (-10,6 %). In den Kategorien PM, FETP, IRP und OFP treten ebenfalls hohe Emissionsminderungen auf. Beim Einsatz der Biokohle in einer Kaskade können im Szenario SP3 durch den gesteigerten Biogasertag und die dadurch verringerte Menge an benötigter Maissilage die Emissionen um bis zu 16,6 % (FETP) reduziert werden. Zusätzlich zur Frischwassertoxizität zeigen die Kategorien PM, ODP, AP und TETP eine erhöhte Sensitivität des Modells gegenüber der substituierten Menge an Maissilage. Die Variation des Heizwerts im Szenario SP4 ergibt für das GWP (-26,1 %), das FFP (-30,4 %) und das TETP (-17,3 %) eine hohe Sensitivität, die über der Änderung des Parameters liegt sowie für die Kategorien PM (-4,3 %), OFP (-5,2 %) und AP (-3,8 %) eine mittlere Sensitivität.

4.4 Vergleich von HTC und Pyrolyse mit dem Benchmark-Prozess

Um die ökologische Nachhaltigkeit verschiedener alternativer Verfahren zur Klärschlammverwertung zu beurteilen, bedarf es eines Vergleichs mit der konventionellen Prozesskette. Dafür werden zunächst die thermochemischen Verfahren untereinander und mit der Monoverbrennung verglichen, bevor eine ganzheitliche Bewertung der verschiedenen Szenarien zur Herstellung und Nutzung der Biokohle folgt. Obwohl für den verwendeten Benchmark-Prozess keine weitergehende Nutzung der in der Asche enthaltenen Nährstoffe vorgesehen ist und damit die Systemgrenzen mit denen der Prozessketten zur HTC und Pyrolyse ohne die Anwendung der Biokohle nicht genau deckungsgleich sind, können die Ergebnisse der Prozesskette zur Monoverbrennung dennoch als Anhaltspunkt für die meisten Wirkungskategorien dienen. Dadurch wird ein Vergleich der verschiedenen thermochemischen Konzepte ermöglicht und es werden potentielle Vor- und Nachteile einzelner Verfahrenskombinationen bezüglich einzelner Wirkungskategorien aufgezeigt. Die Gegenüberstellung der drei Verfahren ist in Abbildung 35 und Tabelle C.19 dargestellt. Die mittels Fehlerindikatoren angegebenen Bereiche für die Ergebnisse der HTC und der Pyrolyse spiegeln die maximalen und minimalen Werte aller durchgeführten Sensitivitätsanalysen wieder, die sowohl mittels Parametervariation als auch mittels Szenarioanalyse bestimmt wurden (siehe Kapitel 4.2.4 und Kapitel 4.3.4). Die Gesamtemissionen für die HTC, die Pyrolyse und das Benchmark-Szenario sind dabei den Auswertungen aus den Kapiteln 4.1, 4.2.2 und 4.3.2 entnommen.

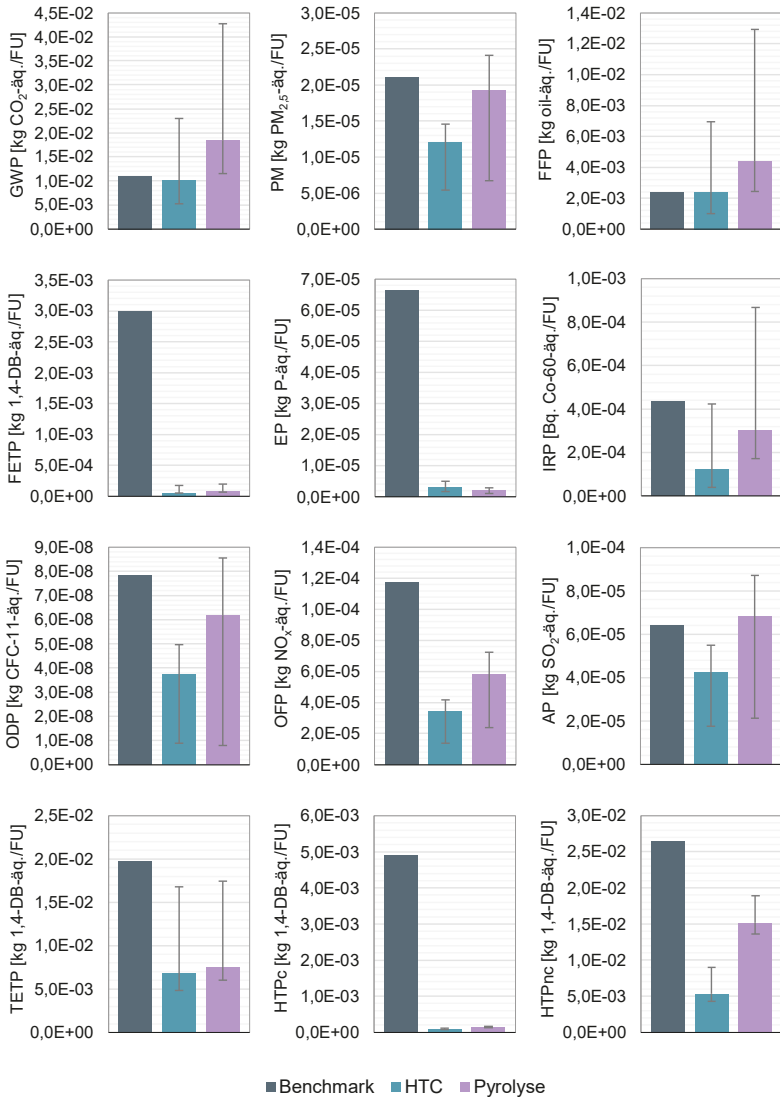


Abbildung 35: Ergebnisse der ökobilanziellen Bewertung der beiden thermochemischen Konversionsverfahren im Vergleich zum Benchmark-Prozess

Der Vergleich der beiden thermochemischen Konversionsverfahren mit dem Benchmark-Prozess zeigt für das Treibhausgaspotential wie auch für den fossilen Ressourcenverbrauch, dass die Pyrolyse aufgrund des hohen Energiebedarfs von allen drei Behandlungsmethoden die höchsten Werte aufweist (18,3 g CO₂-äq./FU und 4,3 g oil-äq./FU). Demgegenüber verursacht die HTC im Basisszenario mit

10,2 g CO₂-äq./FU die niedrigste Menge an Treibhausgasen und mit 2,4 g oil-äq./FU knapp den zweithöchsten Ressourcenverbrauch. Wird hingegen die bestmögliche Konfiguration der Prozesskette zugrunde gelegt, ergeben sich für die HTC Einsparungen im Vergleich zum Basisszenario von 49 % (GWP) und 58 % (FFP) und für die Pyrolyse von 37 % (GWP) und 44 % (FFP), obwohl der Wert für die Pyrolyse auch im „Best Case“-Szenario über dem der Monoverbrennung liegt. Im schlechtesten Szenario hingegen weisen alle thermochemischen Behandlungen einen weit höheres Emissionspotential auf als der Benchmark-Prozess. Die Feinstaubemissionen der HTC (12,1 mg PM_{2,5}-äq./FU) und der Pyrolyse (19,3 mg PM_{2,5}-äq./FU) liegen unter denen der Monoverbrennung (21,1 mg PM_{2,5}-äq./FU), wobei durch Wahl der entsprechenden Prozesskombination eine weitere Emissionsreduktion um 55 % (HTC) und 65 % (Pyrolyse) möglich ist. In den Wirkungskategorien FETP, EP und HTPc sind die Emissionen der beiden thermochemischen Verfahren weitaus geringer als die der Monoverbrennung, da hier der Hauptteil der Emissionen erst während der Anwendung der Biokohle entsteht, welche in dieser Auswertung nicht mitbetrachtet wird. Die Auswertungen der Wirkungskategorien IRP, ODP und OFP ergeben ebenfalls, dass die beiden thermochemischen Verfahren geringere Emissionen aufweisen als der Benchmark-Prozess. Im Fall des IRP liegen die Emissionen der HTC mit 0,13 mBq. Co-60-äq./FU bei ungefähr einem Viertel der Emissionen des Benchmark-Prozesses. Die Emissionen für die Pyrolyse dagegen weisen mit 0,30 mBq. Co-60-äq./FU einen Anteil von 70 % der Benchmark-Emissionen auf. Für den Ozonabbau zeigt sich eine Verringerung der Emissionen um 52 % (HTC) und 21 % (Pyrolyse) und für die photochemische Oxidationsmittelbildung erreichen die Minderungspotentiale eine Höhe von jeweils 71 % (HTC) und 50 % (Pyrolyse). Die ermittelte Bandbreite der Emissionen liegt dabei für die ionisierende Strahlung am höchsten und für die photochemische Oxidationsmittelbildung am niedrigsten, sodass in dieser Wirkungskategorie die gesamte Emissionsbandbreite unterhalb der Benchmark-Emissionen liegen. Die Ergebnisse zum Versauerungspotential liefern mit 42,4 mg SO₂-äq./FU ebenfalls geringere Emissionen für die HTC als für den Benchmark-Prozess (64,1 mg SO₂-äq./FU), wohingegen die Pyrolyse mit 68,6 mg SO₂-äq./FU leicht höhere Emissionen aufweist. Auch in dieser Wirkungskategorie können mittels geeigneter Prozesskombinationen die Emissionen stark reduziert werden, sodass sich Einsparungen im Vergleich zum Basisszenario in Höhe von 59 % (HTC) bis 69 % (Pyrolyse) ergeben. Bei der Betrachtung der Wirkungskategorien TETP und HTPnc fällt auf, dass beide thermochemischen Verfahren mit 6,8 g 1,4-DB-äq./FU und 5,3 g 1,4-DB-äq./FU (HTC) sowie 7,5 g 1,4-DB-äq./FU und 15,2 g 1,4-DB-äq./FU (Pyrolyse) geringere Emissionen aufweisen als der Benchmark-Prozess mit 19,7 g 1,4-DB-äq./FU (TETP) und 26,5 g 1,4-DB-äq./FU (HTPnc). Sogar die schlechteste Parameterkombination führt zu insgesamt geringeren Emissionen der HTC und der Pyrolyse als bei der Monoverbrennung auftreten. Zusammenfassend lässt sich aus den Ergebnissen ablesen, dass die Pyrolyse in fast allen Wirkungskategorien aufgrund des größeren Energiebedarfs höhere Emissionen aufweist als die HTC.

Um neben den Auswirkungen der reinen thermochemischen Prozesse die Ökobilanz der gesamten Prozessketten inklusive Nutzung der entstandenen Biokohlen auszuwerten, werden in Abbildung 36 und Abbildung 37 die Ergebnisse aller Szenarien der Biokohlenutzung im Vergleich zum Benchmark-Prozess dargestellt.

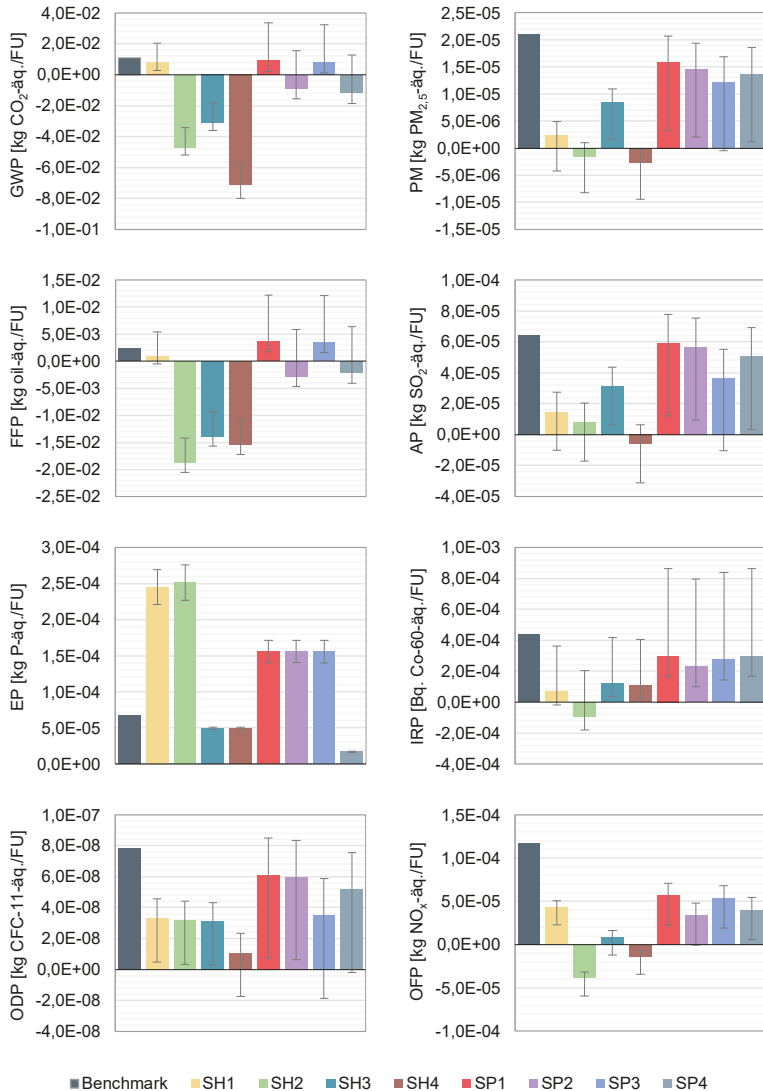


Abbildung 36: Ergebnisse der Ökobilanzierung verschiedener Prozessketten zur Herstellung und Nutzung von Biokohlen im Vergleich zur Monoverbrennung (Teil 1)

Die Gegenüberstellung der verschiedenen Szenarien zur Biokohlenutzung SH1-SH4 und SP1-SP4 sowie die Emissionscharakteristik des Benchmark-Prozesses für einzelne Wirkungskategorien sind in Abbildung 36 und für die toxizitätsbestimmenden Wirkungskategorien in Abbildung 37 dargestellt. Die angegebenen Fehlerindikatoren für die Ergebnisse der einzelnen Szenarien spiegeln die maximalen und minimalen Werte der

durchgeführten Sensitivitätsanalysen wieder (siehe Kapitel 4.2.4 und Kapitel 4.3.4). Die Gesamtemissionen für die Prozessketten zur Herstellung und Nutzung der Biokohle und des Benchmark-Szenarios sind dabei den Auswertungen aus den Kapiteln 4.1, 4.2.3 und 4.3.3 entnommen.

Der Vergleich der nicht toxizitätsbeurteilenden Wirkungskategorien zeichnet für die unterschiedlichen Anwendungsszenarien und die verschiedenen thermochemischen Behandlungsverfahren ein vielschichtiges Bild (siehe Abbildung 36).

Beim Betrachten des GWP fällt auf, dass die Treibhausgasemissionen in allen modellierten Szenarien unterhalb denen des Benchmark-Prozesses liegen. Die größten Emissionseinsparungen können mit $-31 \text{ g CO}_2\text{-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ (SH3) bis $-71 \text{ g CO}_2\text{-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ (SH4) in den Szenarien SH2-SH4 der HTC-Prozessketten generiert werden. Generell zeigen die Szenarien der Pyrolyseprozessketten geringere Einsparungen auf als die der HTC. Nur in den Szenarien der landwirtschaftlichen Anwendung der Biokohlen liegen die Szenarien der HTC mit $7,8 \text{ g CO}_2\text{-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ (SH1) und der Pyrolyse mit $9,1 \text{ g CO}_2\text{-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ (SP1) und $7,9 \text{ g CO}_2\text{-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ (SP3) auf einem ähnlichen Niveau. Zudem lassen die angegebenen Sensitivitätsbereiche für die einzelnen Szenarien auf größere Schwankungen der Treibhausgasemissionen in den Prozessketten zur Pyrolyse schließen.

Hinsichtlich der Feinstaubemissionen (PM) zeigen die Szenarien SP1-SP4 insgesamt höhere Emissionen als die Szenarien SH1-SH4 auf, allerdings liegen die Emissionen aller Szenarien mit $-2,8 \text{ mg PM}_{2,5}\text{-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ (SH4) bis $15,9 \text{ mg PM}_{2,5}\text{-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ (SP1) unter denen des Benchmark-Prozesses von $21,1 \text{ mg PM}_{2,5}\text{-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$. Die Bandbreiten der Emissionen aus der Sensitivitätsanalyse deuten an, dass die Feinstaubemissionen in allen Szenarien in hohem Maß reduziert werden können.

Die Ergebnisse für die Wirkungskategorie des FFP zeigen eine ähnliche Charakteristik wie das Treibhausgaspotential. Für die Szenarien SH2-SH4 können demnach ebenfalls hohe Einsparungen von $18,8 \text{ g oil-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ (SH2) bis $16,9 \text{ g oil-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ (SH3) beobachtet werden, wohingegen die Gutschriften in den Szenarien SP2 und SP4 mit $-2,8 \text{ g oil-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ und $-2,2 \text{ g oil-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ geringer ausfallen. Wird die Biokohle hingegen in der Landwirtschaft angewendet, betragen die Ressourcenverbräuche zwischen $0,9 \text{ g oil-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ (SH1) und $3,7 \text{ g oil-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$. Im Vergleich dazu liegt der FFP bei der Monoverbrennung bei $2,4 \text{ g oil-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$. Hinsichtlich des Schwankungsbereichs zeigt sich, dass die Bandbreite für die Pyrolyse-Szenarien höher ausfällt als für die HTC-Szenarien.

Bezogen auf das Versauerungspotential zeigt der Benchmark-Prozess die höchsten Emissionen in Höhe von $64,1 \text{ mg SO}_2\text{-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$. Dagegen haben alle Szenarien der HTC im Vergleich zu den Prozessketten der Pyrolyse die geringeren Emissionen. Auffällig ist in diesem Zusammenhang SH4, das negative Emissionen in Höhe von $6,3 \text{ mg SO}_2\text{-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ gutschreibt. Die Emissionen der Szenarien SP1-SP4 liegen hingegen zwischen $36,7 \text{ mg SO}_2\text{-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ (SP3) und $59,2 \text{ mg SO}_2\text{-}\ddot{\text{a}}\text{q./FU}$ (SP1). Wie schon in den anderen Wirkungskategorien und bei den Ergebnissen der beiden Behandlungsverfahren (vgl. Abbildung 35) zu beobachten, weisen die Szenarien zur Pyrolyse eine höhere Bandbreite auf als die Szenarien zur HTC.

Ein anderes Bild zeichnet sich bei der Auswertung des Eutrophierungspotentials ab. In den Szenarien zur HTC, in denen die Biokohle stofflich genutzt wird, ergeben sich für

das Eutrophierungspotential mit 245 mg P-äq./FU (SH1) und 251 mg P-äq./FU die höchsten Emissionswerte aller Szenarien. Gleiches zeigt sich für die stoffliche Anwendung der Biokohle in den Szenarien SP1-SP3, die alle Emissionen in Höhe von 156 mg P-äq./FU erzeugen. Demgegenüber liegen die Emissionen in den Szenarien zur energetischen Anwendung der Biokohlen mit 49,1 mg P-äq./FU (SH1 und SH2) sowie 16,5 mg P-äq./FU (SP4) sogar unter denen des Benchmark-Szenarios (66,4 mg P-äq./FU).

Die Ergebnisse zur ionisierenden Strahlung weisen für alle Szenarien niedrigere Wert auf als für die Monoverbrennung (434 mBq. Co-60-äq./FU), wobei auch in dieser Wirkungskategorie die Emissionen der HTC-Szenarien unter denen der Pyrolyse-Szenarien liegt. Die beiden geringsten Emissionen aller Szenarien weisen mit -94,1 mBq. Co-60-äq./FU und 66 mBq. Co-60-äq./FU die stofflichen Anwendungsszenarien SH1 und SH2 auf. Zudem zeigt sich, dass die oberen Werte der Sensitivität für alle Szenarien weit oberhalb von denen der jeweiligen Basissszenarien liegen.

Beim Ozonabbau wiederum sind für alle Szenarien die möglichen Einsparungen an Emissionen durch Anpassungen in den Prozessketten größer als die potentiellen Emissionssteigerungen. Zudem liegen beim ODP ebenfalls alle Szenarien unterhalb des Benchmark-Szenarios (78,4 ng CFC-11-äq./FU), wobei die geringsten Emissionen im Szenario SH4 (10,9 ng CFC-11-äq./FU) und die höchsten im Szenario SP1 (61,2 ng CFC-11-äq./FU) auftreten.

Die Ergebnisse der photochemischen Oxidationsmittelbildung (OPF) ergeben für zwei der Szenarien Emissionseinsparungen in Höhe von -38,8 mg NO_x-äq./FU (SH2) und -13,9 mg NO_x-äq./FU (SH4). Alle anderen Szenarien haben positive Emissionen zwischen 8,9 mg NO_x-äq./FU (SH3) und 56,8 mg NO_x-äq./FU (SP1), die allerdings unterhalb der Emissionen des Benchmark-Szenario (38,8 mg NO_x-äq./FU) angesiedelt sind. Zusätzlich fällt auf, dass die prozentuale Streuung der Ergebnisse geringer ist als beispielsweise in den Wirkungskategorien OPF und IRP.

Der Vergleich der toxizitätsbeurteilenden Wirkungskategorien zeigt, dass je nach gewähltem Szenario große Unterschiede in den Wirkungskategorien auftauchen können (siehe Abbildung 37). Im Fall der Süßwasserökotoxizität (FETP) liegen alle Emissionen aus den jeweiligen Szenarien mit Werten zwischen -29,3 mg 1,4-DB-äq./FU und 78,0 mg 1,4-DB-äq./FU weit unterhalb derer des Benchmark-Prozesses mit 2,99 g 1,4-DB-äq./FU.

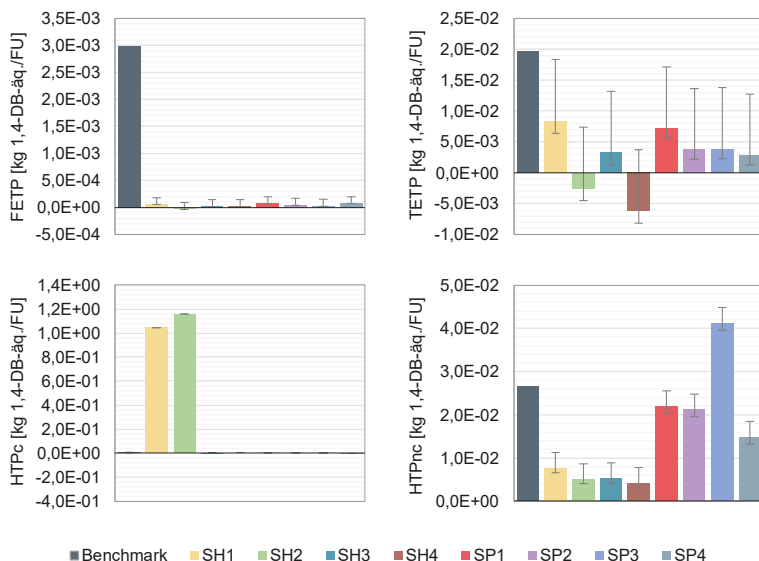


Abbildung 37: Ergebnisse der Ökobilanzierung verschiedener Prozessketten zur Herstellung und Nutzung von Biokohlen im Vergleich zur Monoverbrennung (Teil 2)

Für das terrestrische Ökotoxizitätspotential (TETP) liegen die Emissionspotentiale ebenfalls unterhalb derer der Prozesskette zur Monoverbrennung (19,7 g 1,4-DB-äq./FU). Die höchsten Emissionen erzeugt das Szenario SH1 (8,4 g 1,4-DB-äq./FU), wohingegen in SH4 Emissionen in Höhe von 6,2 g 1,4-DB-äq./FU eingespart werden können. Das Szenario mit den geringsten Emissionen in den Prozessketten zur Pyrolyse (2,8 g 1,4-DB-äq./FU) ist das Szenario SP4 mit energetischer Nutzung der Biokohle. Die Humantoxizitätspotentiale ergeben für die beiden Wirkungskategorien HTPc und HTPnc ein komplett unterschiedliches Bild hinsichtlich der Emissionscharakteristik der Szenarien. Das auf karzinogen wirkende Stoffe bezogene Potential (HTPc) wird von den Gehalten an PCDD und PCDF dominiert, welche nur in den stofflichen Anwendungsszenarien der HTC in signifikanter Höhe auftreten. Dadurch liegen die Emissionspotentiale der Szenarien SH1 und SH2 mit 1040 g 1,4-DB-äq./FU und 1160 g 1,4-DB-äq./FU weit über denen der Szenarien SP1-SP4 mit Werten zwischen -2,6 g 1,4-DB-äq./FU (SP4) und 3,1 g 1,4-DB-äq./FU (SP1) sowie dem Benchmark (4,9 g 1,4-DB-äq./FU). Bei thermischer Nutzung der Biokohle aus der HTC verringern sich die Emissionen erheblich, da die PCDD/F durch den Verbrennungsprozess eliminiert werden. In der Wirkungskategorie HTPnc zeigen die Ergebnisse, dass bis auf das Szenario SP3 (41,2 g 1,4-DB-äq./FU) alle Szenarien der Biokohlenutzung Emissionswerte unterhalb des Benchmark-Prozesses aufweisen. Wie schon in den anderen Wirkungskategorien beobachtet, liegen die Emissionen der Szenarien mit HTC eher unter denen der Szenarien mit Pyrolyse.

5 Bewertung und Diskussion

Eingangs wurde die Frage formuliert, ob die alternativen Klärschlammbehandlungsverfahren der HTC und der Pyrolyse ökologische Vorteile gegenüber der Monoverbrennung bieten können. In diesem Teil der Arbeit werden die gewonnenen Ergebnisse zu den Stoff- und Energieflüssen sowie den Umweltwirkungen der thermochemischen Konversionsverfahren und der angegliederten Szenarien zur Biokohlenutzung ausgewertet, untereinander verglichen und dem Szenario der Monoverbrennung gegenübergestellt. Des Weiteren werden die Ergebnisse mit Forschungsergebnissen aus der Literatur diskutiert, sodass die aufgestellten Arbeitshypothesen überprüft werden können. Am Ende des Kapitels werden die Ergebnisse in den Gesamtkontext eingeordnet und die Frage beantwortet, ob die Pyrolyse und die HTC im Vergleich zur konventionellen Monoverbrennung ökologische Vorteile bieten können.

5.1 Beurteilung der Massen- und Energieflüsse der thermochemischen Konversionstechnologien

Die Auswertung der auftretenden Massen- und Energieströme liefert einen ersten Anhaltspunkt zur Beurteilung der größten Einflussfaktoren auf die Emissionsmengen innerhalb der thermochemischen Konversionsverfahren (siehe Kapitel 4.2.1 und 4.3.1). Für die Massenströme beider thermochemischer Verfahren zeigt sich, dass ein Großteil des im Klärschlamm enthaltenen Wassers durch den ersten Prozessschritt der Entwässerung, sowohl für die HTC als auch für die Pyrolyse, abgeschieden werden kann (siehe Abbildung 19 und Abbildung 27). Eine möglichst effektive Entwässerung des Klärschlammes beeinflusst bekanntermaßen die späteren, meist energieintensiven Prozessschritte, da sich hohe Trockensubstanzgehalte positiv auf die Gesamteffizienz und damit auf die Umweltauswirkungen und Kosten der thermochemischen Prozesse auswirken (vgl. LIU und BALASUBRAMANIAN 2014; LUO et al. 2021). Im gegebenen Fall macht der entwässerte Klärschlamm nur noch ein Viertel der Ausgangsmenge an Klärschlamm aus. In der Prozesskette der HTC kann dieser direkt thermochemisch behandelt werden, wohingegen vor der Pyrolyse zunächst eine Trocknung erfolgt, bei der weitere 18,8 % der Gesamtmenge des Faulschlammes abgetrennt werden. Am Ende der Prozesskette stehen aus der HTC 8,2 % des Faulschlammes als Biokohle mit einem Restwassergehalt von 40 % zur Verfügung. In der Prozesskette mit Pyrolyse werden dagegen 2,5 % der Ausgangsmasse an Biokohle gewonnen, die nahezu frei von Feuchtigkeit ist. Aufgrund der höheren Temperaturen und damit strengeren Prozessbedingungen der Pyrolyse wird im Vergleich zur HTC ein weitaus größerer Teil der Trockensubstanz in die Gas- und Flüssigphase überführt. Bei der HTC gelangt zudem ein Teil der Organik in das Prozesswasser, das durch anschließende Vergärung ebenfalls energetisch genutzt werden kann. Aufgrund der unterschiedlichen Prozessmedien und der damit einhergehenden, unterschiedlichen Vor- und Nachbehandlungsschritte wird mittels Pyrolyse im Vergleich zur HTC zwar weniger Biokohle gewonnen, die Koppelprodukte (Pyrolyseöl und Pyrolysegas) können aufgrund ihres hohen Energiegehaltes allerdings direkt einen Teil der benötigten Wärme zur Pyrolyse und Trocknung des Klärschlammes bereitstellen.

Die Auswertung der Energie- und Massenströme zeigte, dass die in dieser Arbeit ermittelten Massenströme für Biokohle gut mit in der Literatur angegebenen Werten übereinstimmen. Zwar geben LEDAKOWICZ et al. (2019) für die Pyrolyse nur eine Biokohleausbeute von 1,75 % an, allerdings war die für diese Arbeit gewählte Prozesstemperatur der Pyrolyse (550 °C) geringer als die in der Studie (800 °C), sodass die Ergebnisse dieser Arbeit damit im plausiblen Bereich liegen, da eine höhere Temperatur mit einer geringeren Biokohleausbeute einhergeht (CATENACCI et al. 2022). In einer energetischen und stofflichen Bewertung von Prozessketten zur HTC von ausgefautem Klärschlamm ermittelten HÄMÄLÄINEN et al. (2021) mit einer Ausbeute an Biokohle von 8 % (50 % TS) einen ähnlichen massenbasierten Stofffluss, wie er in dieser Arbeit abgeleitet wird.

Die Integration des thermochemischen Prozesses zur Behandlung des anfallenden Faulschlammes benötigt im betrachteten Untersuchungsrahmen zusätzliche Energie in Form von Elektrizität zum Betrieb der Pumpen und thermischer Energie zum Aufheizen des Prozesses und zum Ausgleich der Wärmeverluste. Der Vergleich der Energieflüsse für die beiden thermochemischen Konversionsverfahren zeigt auf, dass bei der Pyrolyse aufgrund der höheren Prozesstemperaturen insgesamt größere Energieflüsse auftreten als bei der HTC (vgl. Abbildung 20 und Abbildung 28). Der Gesamtbedarf der HTC an thermischer Energie, bezogen auf die Trockenmasse des Klärschlammes, ist mit 648,9 kWh/Mg (TS) in etwa ein Drittel so hoch wie der zusätzliche Wärmebedarf für die Trocknung und Pyrolyse in Höhe von 1832,7 kWh/Mg (TS) (siehe Tabelle 28). Die benötigte elektrische Energie für den Betrieb der Pyrolyse und des Trockners ist mit 502,2 kWh/Mg (TS) um circa das Fünffache höher als die Menge, die für die HTC und den Betrieb der nachgeschalteten Filterpresse benötigt werden. Werden in der HTC-Prozesskette die Ergebnisse aus dem Szenario der anaeroben Prozesswasservergärung zugrunde gelegt, kann zusätzliche thermische Energie in Höhe von 391,1 kWh/Mg (TS) bereitgestellt werden, sodass die benötigte Wärme zu ca. 60 % aus der thermochemischen Prozesskette bereitgestellt werden kann.

Tabelle 28: Benötigte elektrische und thermische Energie für die Prozessketten der HTC und Pyrolyse

Prozess	Thermische Energie [kWh/Mg(TS)]	Elektrische Energie [kWh/Mg(TS)]
HTC	648,9	107,8
Pyrolyse und Trocknung	1832,7	502,2

Die HTC bietet somit einen klaren energetischen Vorteil gegenüber der Pyrolyse, die einen vorherigen Trocknungsschritt des entwässerten Klärschlammes benötigt. In Studien zur energetischen und ökobilanziellen Bewertung der Kombination von Pyrolyse und Klärschlammvergärung zeigten CAO und PAWŁOWSKI (2013) sowie LI und FENG (2018), dass die alleinige Pyrolyse ohne eine anaerobe Vorbehandlung aufgrund der für die Trocknung benötigten, zusätzlichen thermischen Energie die schlechtere Energiebilanz aufweist als die Pyrolyse von ausgefautem Klärschlamm in einer Kläranlage mit vorge-schalteter Faulung. Unter der Annahme, dass das Biogas aus der Vergärung des Klärschlammes, die dem Betrachtungsrahmen vorgeschaltet ist, in einem BHKW genutzt wird, stände zusätzliche elektrische Energie in Höhe von 582 kWh/Mg (TS) und thermische

Energie in Höhe von 832 kWh/Mg (TS) zur Verfügung (siehe GOURDET et al. 2017). Folglich könnte die HTC komplett mit der auf der Kläranlage erzeugten elektrischen und thermischen Energie betrieben werden, falls diese nicht schon anderweitig in der Abwasserbehandlung genutzt wird (vgl. GÖRLICH 2021). Zusätzlich ermittelten unter anderem MEISEL et al. (2019), HÄMÄLINEN et al. (2021) und MARIN-BATISTA et al. (2020), dass für die HTC die Einbringung einer anaeroben Vergärung in die Prozesskette nicht nur durch Nutzung der auf der Kläranlage vorhandenen Biogasmenge, sondern auch durch die zusätzliche Erzeugung von Biogas durch die Prozesswasservergärung energetische Vorteile mit sich bringt. Für den energieautarken Betrieb einer Prozesskette mit Trocknung und Pyrolyse müsste das komplette anfallende Biogas direkt thermisch genutzt werden, um einen Großteil der benötigten Wärme für die Trocknung bereitzustellen und darüber hinaus noch weitere Energie von extern zugeführt werden.

Daraus lässt sich für die ersten beiden der eingangs formulierten Arbeitshypothesen schlussfolgern, dass die Einbindung der HTC als Alternative zur Trocknung des Klärschlammes energetische Vorteile bietet und dadurch positive Auswirkungen auf die Emissionscharakteristik des verwendeten, thermochemischen Prozesses entstehen. Darüber hinaus ermöglicht die Einbindung einer Pyrolyse durch die lokale Bereitstellung und Nutzung von thermischer Energie und den im Klärschlamm enthaltenen Wertstoffen Synergien innerhalb der auftretenden Energie- und Stoffströme.

5.2 Umweltwirkungen der HTC und der Anwendung der Biokohle

Die ökologischen Auswirkungen der betrachteten Prozessketten zur HTC unterscheiden sich je nach Anwendungsszenario der Biokohle und gewähltem Prozessdesign. Die Auswertung der Emissionscharakteristik der HTC und die Gegenüberstellung der verschiedenen Szenarien zu Biokohlenutzung bilden die Grundlage für einen Vergleich der verschiedenen Behandlungsarten. Im folgenden Teil werden die Emissionsmengen in den einzelnen Wirkungskategorien näher beleuchtet und die gewonnenen Ergebnisse mit Forschungsergebnissen aus der Literatur verglichen.

Die Treibhausgasemissionen der HTC des Klärschlammes hängen zu einem großen Teil mit der Bereitstellung der für die Prozessführung benötigten Energiemengen zusammen. Im Basisszenario treten dabei Gesamtemissionen in Höhe von 10,2 g CO₂-äq./FU auf (siehe Abbildung 21). Allein die Bereitstellung der thermischen und elektrischen Energie zum Betrieb der HTC verursacht 62 % der gesamten Treibhausgasemissionen (vgl. Tabelle C.1). Um die Energieverbräuche und damit die Emissionen zu reduzieren, kann durch eine angepasste Prozessführung mittels Einbindung einer anaeroben Prozesswasseraufbereitung 30 % des GWP im Basisszenario eingespart werden (siehe Abbildung 24). Im „Best Practice“-Szenario der HTC, bei der neben der anaeroben Prozesswasseraufbereitung die Strombereitstellung auf Biogas umgestellt, die Wärmerückgewinnung optimiert sowie der Flockungshilfsmittel Einsatz reduziert werden (siehe Tabelle 26), halbieren sich die Treibhausgasemissionen nahezu (-49 %). Die Gesamtemissionen betragen in diesem Szenario ohne Biokohlenutzung noch 5,2 g CO₂-äq./FU (vgl. Abbildung 24). Demnach spielen die Ausgestaltung der Prozesskonfiguration und die Einbindung der HTC in die jeweils vorhandenen Prozesse auf der Kläranlage eine maßgebli-

che Rolle für einen möglichst emissionsarmen Betrieb. In den Szenarien mit Biokohle-
nutzung (SH1-SH4) zeigt sich, dass für die Substitution fossiler Rohstoffe und Energie-
träger die Einsparungen an Treibhausgasemissionen am größten sind (vgl. Abbildung
22). Insgesamt können unter der Annahme, dass die Nutzung von Torf, Erdgas oder
Braunkohle mithilfe der Biokohle reduziert wird, Emissionseinsparungen in Höhe von
31,2 g CO₂-äq./FU (SH3) bis 71,4 g CO₂-äq./FU (SH4) erreicht werden. Demgegenüber
erzeugt die Anwendung der Biokohle in der Landwirtschaft (SH1) weitaus geringere Gut-
schriften aus der Düngersubstitution, sodass in diesem Szenario Gesamtemissionen in
Höhe von 7,8 g CO₂-äq./FU auftreten.

Für die Gesamtbeurteilung der Treibhausgasemissionen der HTC-Szenarien legen die
Ergebnisse nahe, dass der Einfluss der Klärschlammbehandlung mittels HTC auf die
Emissionen der gesamten Prozesskette eher gering ist. Durch die Carbonisierung im
wässrigen Medium können die energieintensive Verdampfung des Wassers eingespart
und Biokohle mit hohem Trockensubstanzgehalt erzeugt werden. Dadurch werden die
benötigten Energieflüsse gegenüber der Trocknung reduziert und damit Treibhaus-
gasemissionen eingespart (vgl. Kapitel 5.1). Andererseits zeigen die Gutschriften für den
Ersatz fossiler Rohstoffe in den Anwendungsszenarien der Biokohle, dass hinsichtlich
der Substitutionsmenge eine hohe Sensitivität im Modell besteht und die gewonnenen
Emissionseinsparungen maßgeblich von den Referenzszenarien mit fossilbasierten Hin-
tergrundprozessen abhängen. Diese Konstellation der Emissionen auf der einen und
Gutschriften auf der anderen Seite, die zu einem großen Teil vom Einsatz fossiler Roh-
stoffe abhängen, spiegelt sich in der Wirkungskategorie zum fossilen Ressourcenver-
brauch wider, der eine ähnliche Charakteristik aufweist wie das GWP.

Mit Einsparungen von 15,3 g oil-äq./FU bietet das Szenario zur Substitution von Energie
aus Braunkohle (SH4) das höchste Emissionsminderungspotential, und Szenario SH1
weist mit 0,86 g oil-äq./FU insgesamt die höchsten Emissionen auf, da die Gutschriften
aus der Düngemittelherstellung geringer ausfallen als die Gutschriften für den Ersatz
fossiler Rohstoffe (siehe Abbildung 22). Gleichwohl können in SH1 fossile Ressourcen
in Form von Erdgas für die Herstellung der Stickstoff- und Phosphordünger eingespart
werden. Darüber hinaus wird in der Sensitivitätsanalyse deutlich, dass neben dem
Strom-Mix (vgl. Abbildung 24) alle genannten Substitutionsprozesse aus den Anwen-
dungsszenarien einen hohen Einfluss auf den fossilen Ressourcenverbrauch haben und
demnach relevant für die Emissionscharakteristik sind (vgl. Abbildung 26).

Für die Partikelemissionen zeigt die Auswertung der Wirkungsabschätzung, dass die
Feinstaubemissionen größtenteils aus dem generischen Hintergrundprozess zur Bereit-
stellung der benötigten Wärme für den HTC-Prozess stammen. In den Szenarien der
Biokohlenutzung entstehen die Emissionen aus verschiedenen Quellen, gleichwohl bei
den Szenarien eher die Gutschriften und nicht die Emissionen eine wesentliche Rolle
spielen (vgl. Abbildung 21 und Abbildung 22). Am geringsten fallen die Gutschriften für
die Energiebereitstellung aus Erdgas aus, da bei der Verbrennung von Erdgas allgemein
geringere Feinstaubemissionen freigesetzt werden als bei der Verbrennung von Braun-
kohle (SH4). Dadurch entstehen im Szenario mit Monoverbrennung der Biokohle (SH3)
die höchsten Gesamtemissionen (8,4 mg PM_{2,5}-äq./FU), wohingegen die geringsten
Emissionen im Szenario SH4 auftreten (-2,8 mg PM_{2,5}-äq./FU). Die Partikelemissionen
sind demnach in weiten Teilen von der gewählten Form der Energiebereitstellung und

der Substitution fossiler Ressourcen abhängig. Dies zeigt sich zudem in den Ergebnissen der Sensitivitätsanalyse, bei der geringe Änderungen des Phosphorgehaltes, der zu ersetzenden Torfmenge sowie der substituierten Braunkohlemenge hohe Emissionseinsparungen von bis zu 60 % hervorriefen (siehe Abbildung 26).

Die Ergebnisse für die Wirkungskategorie des Eutrophierungspotentials (EP) zeigen, dass hauptsächlich die modellierten Phosphorflüsse für die Genese der Emissionen verantwortlich sind. Der Phosphorgehalt der Biokohle führt deshalb nicht nur zur gewünschten Düngewirkung, sondern trägt in den Anwendungsszenarien auch zu einer (gewollten) Erhöhung des Eutrophierungspotentials bei. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die indirekte Eutrophierung im Vergleich zur direkten, gewollten Düngung vernachlässigbar ist.

Im Gegensatz zum Eutrophierungspotential zeigt die Auswertung für die ionisierende Strahlung (IRP), dass diese unter anderem vom gewählten Strom-Mix und im Fall der stofflichen Anwendung der Biokohle von den vermiedenen Emissionen aus der Düngemittelbereitstellung und dem Torfabbau abhängt (vgl. Abbildung 21 und Abbildung 22). Beim Betrachten der zukünftigen Strom-Mixe auf europäischer Ebene fällt zudem auf, dass die Wirkungspotentiale für die Jahre 2030 und 2040 zunächst ansteigen, bevor sie im Jahr 2050 unterhalb des Basisszenarios liegen (vgl. Abbildung 24). Dies lässt sich auf den Anteil von Atomstrom am europäischen Strom-Mix zurückführen, der nach den aus GaBi verwendeten Hintergrunddaten zunächst steigt und erst ab 2050 abnimmt (siehe ZAMPARA et al. 2016). Unter der Annahme, dass der in Deutschland geplante Atomausstieg zeitnah umgesetzt wird, sollten die Emissionen bezüglich des IRP bereits in naher Zukunft stark reduziert werden können. Trotzdem kann eine direkte Nutzung des auf der Kläranlage erzeugten Stroms, abgebildet im Sensitivitätsszenario zur Bereitstellung des Stroms aus Biogas, zu einer Reduktion nicht nur des IRP, sondern auch des GWP und FFP führen. Demnach ist es unter ökologischen Gesichtspunkten sinnvoll, für die HTC neben der anaeroben Behandlung des anfallenden Prozesswassers eine Eigenstromnutzung auf der Kläranlage zu forcieren, falls genügend Überschussstrom im BHKW der Klärgasverstromung anfällt.

In der Bewertung der Ökotoxizität (FETP, TETP, HTPc und HTPnc) ergeben die Wirkungsabschätzungen für die HTC, dass der größte Teil der Emissionen aus der Bereitstellung des polymeren Flockungshilfsmittels und der Filtrataufbereitung stammen und damit den Prozessschritten vor der thermochemischen Behandlung zuzuordnen sind (siehe Abbildung 21). Vor allem der Hintergrundprozess für die Bereitstellung des polymeren Flockungshilfsmittels (Polyacrylamid) hat einen signifikanten Einfluss auf die Emissionscharakteristik, obwohl die benötigte Menge mit 0,5 g pro FU einen relativ kleinen Fluss im Gesamtmodell darstellt. Darüber hinaus wird in der Sensitivitätsbeurteilung ersichtlich, dass durch den Einsatz von stärkebasierten Flockungshilfsmitteln ein hoher Anstieg der toxizitätsbezogenen Emissionen erfolgt (siehe Abbildung 25). Daraus wird ersichtlich, dass ein Teil der toxizitätsrelevanten Emissionen bereits vor den eigentlichen thermochemischen Prozessen und der anschließenden Verwertung der Biokohle auftritt. Weiterhin können die im Klärschlamm enthaltenen, organischen Schadstoffe zwar durch die Behandlung mittels HTC reduziert werden, die Konzentrationen in der Biokohle aus der HTC sind im Vergleich zur Biokohle aus der Pyrolyse allerdings merklich höher

(siehe Kapitel 3.3.1 und Kapitel 3.3.2). Daraus ergibt sich in den stofflichen Anwendungsszenarien speziell für die Kategorie HTPc ein großer Einfluss der Dioxinbelastungen (siehe Abbildung 23). Zudem zeigen insbesondere die Kupfer-, Cadmium- und Zinkemissionen bei der stofflichen Biokohleanwendung einen Einfluss auf die Toxizität. Demgegenüber haben die niedrigen extrahierbaren Bleigehalte der Biokohle nur einen sehr geringen Einfluss auf die toxizitätsbeurteilenden Wirkungskategorien. Die ermittelten Emissionswerte spiegeln dabei lediglich die ausgewählten Parameter wider und können je nach Klärschlammherkunft stark variieren. Entsprechend ist davon auszugehen, dass höher belastete Klärschlämme auch ein erhöhtes Toxizitätspotential auf die Biokohle übertragen. Darüber hinaus kann es bei einer Ausbringung über mehrere Jahrzehnte durch eine mögliche Anreicherung von persistenten Schwermetallen langfristig zu einer Erhöhung der tatsächlichen Toxizität im Boden kommen. Allerdings sollte bei der Interpretation der Toxizität beachtet werden, dass die Bewertungen mit einer hohen Unsicherheit behaftet sind. Somit können die gewonnenen Ergebnisse, bis auf die Toxizitätswirkung der PCDD in der Biokohle, dennoch als gleichwertig toxisch interpretiert werden, obwohl sie sich um mehrere Größenordnungen unterscheiden (vgl. HAUSCHILD und HUIJBREGTS 2015; HARDER et al. 2017). Darüber hinaus werden bei der Wirkungsabschätzung die schon vorhandenen Zn- und Cu-Gehalte im Boden nur unzureichend berücksichtigt. Da diese Elemente wichtige Pflanzennährstoffe und in geringen Konzentrationen für ein optimales Pflanzenwachstum erforderlich sind, können beispielsweise in Böden, die gar nicht oder nur mit Mineraldünger gedüngt wurden, Defizite an diesen Spurenelementen auftreten (YOSHIDA et al. 2018).

Zudem ist es schwierig, die in dieser Arbeit ermittelten, quantitativen Emissionsmengen der einzelnen Wirkungskategorien mit anderen Studien zu vergleichen, die andere Systemgrenzen, Referenzflüsse oder Wirkungsabschätzungsmethoden verwenden. Daher erfolgt der Vergleich der erzielten Ergebnisse mit denen aus veröffentlichten Forschungsarbeiten hauptsächlich auf qualitativer Basis. Nur wenn ein direkter quantitativer Vergleich möglich erscheint, werden die Emissionswerte direkt miteinander verglichen.

In einer Studie zu verschiedenen energetischen Anwendungspfaden von HTC-Biokohle aus Klärschlamm ermittelten STUCKI et al. (2015), dass durch den Einsatz der HTC im Vergleich zur Trocknung 62 % der benötigten thermischen und 69 % der eingesetzten elektrischen Energie eingespart werden kann. Zudem ergaben sich für die Anwendung der Biokohle in der Monoverbrennung Gesamtemissionen in Höhe von 10,2 g CO₂-äq./FU, wohingegen die Mitverbrennung in einem Braunkohlekraftwerk Emissionen von 32,2 g CO₂-äq./FU generierte, was sich in etwa mit den Ergebnissen dieser Arbeit deckt. Zusätzlich konnten Emissionsminderungen in den toxizitätsbeurteilenden Wirkungskategorien (HTP, FETP und TETP) beobachtet werden, die in hohem Maß von den Dioxin- und Schwermetallemissionen aus den Abfallverbrennungsanlagen und dem Schwermetalleintrag in die Umwelt durch die Verwendung des zurückgewonnenen Phosphors in der Landwirtschaft beeinflusst wurden. OWSIANIAK et al. (2016) arbeiteten in einer Ökobilanzstudie für verschiedene Bioabfallsubstrate mit einer energetischen Nutzung der Biokohle und einer agrarischen Anwendung des Prozesswassers für alle untersuchten Substrate eine negative Treibhausgasbilanz heraus. Demgegenüber stellten MEISEL et al. (2019) in einem ökobilanziellen Vergleich verschiedener Prozessketten zur Nutzung von Biokohlen aus Klärschlamm heraus, dass die hohen Emissionen

des HTC-Prozesses nicht durch zusätzliche landwirtschaftliche Erträge oder die erhöhte Energieproduktion durch Verbrennung der Biokohle kompensiert werden können.

In einer Studie von MANNARINO et al. (2022) wurde die Kombination einer Klärschlamm-aufbereitung mittels HTC und einer Vergärung über den gesamten Lebenszyklus ökobilanziell bewertet und mit der direkten Kompostierung als Benchmark verglichen. Die Ergebnisse zeigten für alle Biokohleszenarien ohne chemische P-Rückgewinnung niedrigere Treibhausgasemissionen als die Prozesskette mit Kompostierung. Darüber hinaus führte das Szenario mit HTC ohne Phosphorrückgewinnung in elf von sechzehn evaluierten Wirkungsindikatoren zu den geringsten Gesamtemissionen. Wie ebenfalls in dieser Arbeit festgestellt, konnten die höchsten Gutschriften dabei durch die Substitution von Braunkohle erzielt werden.

Analog zu den Ergebnissen dieser Arbeit konnten MEDINA-MARTOS et al. (2020) feststellen, dass die Ergebnisse der Treibhausgasbilanz für eine Kombination aus Vergärung und HTC stark von der Quelle der zu substituierenden Wärme abhängt. Die Sensitivitätsanalyse zeigte zudem eine starke Abhängigkeit des Modells hinsichtlich der Biokohleeigenschaften und damit der Einsparungen in anderen Wirkungskategorien.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Ökobilanz für die HTC-Prozessketten, dass die Emissionen für den HTC-Prozess innerhalb der einzelnen Wirkungskategorien vor allem aus der Entwässerung des Klärschlammes, der Bereitstellung der benötigten Energie und der Behandlung des entstandenen Prozesswassers stammen. In Bezug auf die konsequente Anwendung der Biokohle ergeben sich teils große Einflüsse der substituierten Prozesse auf die jeweilige Emissionsbilanz. Nur für die beiden Wirkungskategorien EP und HTPc sind die direkten Emissionen aus der Biokohle maßgeblich und zeigen sich hauptverantwortlich für das Toxizitätspotential.

5.3 Umweltwirkungen der Pyrolyse und der Anwendung der Biokohle

Die Umweltwirkungen der betrachteten Prozessketten zur Pyrolyse des Klärschlammes unterscheiden sich je nach Pyrolyseprozess und Anwendungsszenario der Biokohle. Die Auswertung der Prozessketten zur Pyrolyse und die Gegenüberstellung der verschiedenen Szenarien zur Biokohlenutzung bezüglich ihrer Emissionscharakteristiken erfolgt auf Basis der Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien. Zusätzlich werden die gewonnenen Ergebnisse mit denen aus der Literatur zu ähnlichen Fragestellungen verglichen.

Die Treibhausgasemissionen der Pyrolyse hängen zu einem großen Teil mit der Bereitstellung der für den vorgeschalteten Trocknungsprozess benötigten thermischen und elektrischen Energie zusammen, sodass im Basisszenario Gesamtemissionen in Höhe von 18,4 g CO₂-äq./FU auftreten (vgl. Abbildung 29). Aus der Sensitivitätsanalyse geht hervor, dass die Emissionen reduziert werden können, indem die Verbräuche an elektrischer und thermischer Energie für die Trocknung verringert werden oder die Bereitstellung der benötigten elektrischen Energie aus Biogas erfolgt (siehe Abbildung 32 und Abbildung 34). Die Treibhausgasemissionen können um bis zu 22 % reduziert werden,

sodass die Gesamtemissionen im „Best Practice“-Szenario bei 14,3 g CO₂-äq./FU liegen. Für die Anwendung der Biokohlen ergeben die Auswertungen der Szenarien SP1-SP4, dass die höchsten Gutschriften neben dem Ersatz von Düngemittel und der Kohlenstoffsequestrierung der Biokohle aus der Substitution fossiler Rohstoffe wie Torf und Braunkohle generiert werden. Daraus ergeben sich in den Szenarien SP2 (-8,8 g CO₂-äq./FU) und SP4 (-11,7 g CO₂-äq./FU) Emissionseinsparungen im gewählten Untersuchungsrahmen, wohingegen die Anwendung in der Landwirtschaft auch bei Berücksichtigung der Gutschriften insgesamt noch Treibhausgasemissionen in Höhe von 9,1 g CO₂-äq./FU (SP1) und 7,9 g CO₂-äq./FU (SP3) verursachen (vgl. Abbildung 30). Die hohen Gutschriften für die Torf- und die Braunkohleprozessketten bedingen zudem eine hohe Sensitivität, sodass eine geringe Anpassung (+10 %) der zu ersetzenden Menge Torf oder des Heizwerts der Biokohle zu zusätzlichen Emissionseinsparungen in Höhe von 22 % (SP2) bis 26 % (SP4) führt (vgl. Abbildung 34). Dieser Einfluss fossiler Ressourcen spiegelt sich ebenfalls in der zugehörigen Wirkungskategorie FFP wieder, in der eine sehr ähnliche Charakteristik für die einzelnen Szenarien abgelesen werden kann wie für das GWP (vgl. Abbildung 30 und Abbildung 34). Allerdings können durch die in der Biokohle langfristig gebundenen Kohlenstoffanteile aktiv Treibhausgase aus der Atmosphäre sequestriert werden, was nicht nur eine Emissionsgutschrift aus vermiedenen Prozessketten anderer Systeme darstellt, sondern eine reale Kohlenstoffsenke (siehe Kapitel 2.2.3 und Kapitel 2.3.3). In der Sensitivitätsanalyse zeigt die Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes der Biokohle (+10 %) für das Anwendungsszenario SP1 eine Reduktion des GWP um 10 %. Die Treibhausgasemissionen werden demnach maßgeblich von der in der Biokohle enthaltenen Kohlenstoffmenge mitbestimmt. Allerdings sind die Gutschriften aus der Kohlenstoffsequestrierung aufgrund des niedrigen Kohlenstoffgehaltes der Biokohle aus Klärschlamm im Vergleich zu beispielsweise Biokohlen aus holzartiger Biomasse so gering, dass die in der Prozesskette anfallenden Emissionen dadurch nicht aufgewogen werden können. In einer Übersichtsstudie zur Herstellung von Biokohlen aus Klärschlämmen ermittelten RACEK et al. (2020), dass je nach Ausgangskohlenstoffgehalt des Klärschlammes und den gewählten Prozessbedingungen der Pyrolyse die Kohlenstoffanteile in der Biokohle von 6 % bis 27 % schwanken. Zudem zeigten WOOLF et al. (2021), dass der über einen längeren Zeitraum speicherbare Anteil des Kohlenstoffes nicht nur von dem Ausgangssubstrat und der Prozesstemperatur, sondern ebenfalls von den vorherrschenden klimatischen und bodenphysiologischen Bedingungen abhängt. Daraus lässt sich schließen, dass die sequestrierbare Menge an Kohlenstoff stark von dem zugrundeliegenden Klärschlamm und den variablen Bodeneigenschaften abhängt und die Gutschriften sowie das Treibhausgaspotential der gesamten Prozesskette dadurch beeinflusst werden.

Wird das ermittelte Sequestrierungspotential in Höhe von -8,06 g CO₂/FU (-0,161 Mg CO₂/Mg(TS)) auf den Klärschlammanfall in Deutschland übertragen (siehe Kapitel 2.1.3), ergibt sich für den Fall, dass der gesamte anfallende Klärschlamm mittels Pyrolyse behandelt wird, eine mögliche Kohlenstoffsequestrierungsleistung von -280.572 Mg CO₂/Jahr, was 0,04 % der in Deutschland im Jahr 2021 emittierten CO₂-äq.-Emissionen entspricht (UMWELTBUNDESAMT 2022). Andererseits ergeben die Gesamtemissionen der Prozesskette im Szenario SP1 ein GWP in Höhe von 316.553 Mg CO₂-äq./Jahr. Um hier eine Netto-Sequestrierungsleistung zu erreichen, müssten auch die Hintergrundprozesse wie der Strom-Mix defossilisiert werden und die

Kohlenstoffgehalte in der Biokohle höher ausfallen. Auf Grundlage der modellierten Kohlenstoffgehalte bietet die Anwendung der Biokohle aus Pyrolyseprozessen als Kohlenstoffsenke demnach aktuell noch keine NET (siehe Kapitel 2.3.3).

Für die Gesamtbeurteilung der Treibhausgasemissionen kann aus den gewonnenen Ergebnissen abgeleitet werden, dass zum einen die für die Carbonisierung benötigte, energieintensive Trocknung einen Großteil der Emissionen verursacht. Zum anderen ergeben die hohen Gutschriften für eingesparte fossile Rohstoffe und deren hoher Einfluss bezüglich der Sensitivität des Modells, dass für eine detaillierte Abbildung realer Prozessketten weitere Daten aus langjährigen Anwendungsversuchen benötigt werden, um die zu substituierenden Mengen besser angepasst an die lokalen Gegebenheiten abzubilden.

Ähnlich zu den Prozessketten der HTC zeigen die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Kategorie Feinstaub (PM), dass die Emissionen größtenteils aus dem generischen Hintergrundprozess zur Bereitstellung der benötigten Wärme resultieren. Demgegenüber ergeben sich in allen Szenarien der Biokohlenutzung ähnlich hohe Gutschriften für die substituierten Prozesse (vgl. Abbildung 29 und Abbildung 30). Insgesamt fallen die Gesamtemissionen im Szenario SP1 aufgrund der alleinigen Substitution von Düngemitteln am höchsten aus, wohingegen die geringsten Gesamtemissionen im Szenario SP3 auftreten, wenn neben den Düngemitteln zusätzlich Biogassubstrat eingespart werden kann. Die Partikelemissionen sind demnach größtenteils von den gewählten landwirtschaftlichen Prozessketten sowie der gewählten Bereitstellungsform der thermischen Energie (Biogas) abhängig.

Ebenso wie für die Wirkungskategorie PM ergibt die Auswertung des Eutrophierungspotentials (EP) ein ähnliches Bild wie bei den Prozessketten zur HTC. Einen sehr großen Anteil ergeben die relevanten Emissionen aus dem Phosphorgehalt der Biokohle, so dass dieser das Eutrophierungspotential der gesamten Prozesskette bestimmt und andere Prozesse nur einen geringen Einfluss haben (siehe Abbildung 30). Gleichwohl bildet das Eutrophierungspotential auch die gewünschten Düngewirkungen ab, die der indirekten Eutrophierung gegenüberstehen. Im Vergleich zur direkten Düngung mittels Biokohle sind diese indirekten, diffusen Einträge allerdings vernachlässigbar.

Die ionisierend wirkende Strahlung (IRP) (siehe Abbildung 31) hängt zu einem großen Anteil von der Prozesskette der Pyrolyse mit den Emissionen aus der Strombereitstellung und der Herstellung des Flockungshilfsmittels und weniger von den einzelnen Anwendungsszenarien der Biokohle ab (siehe Abbildung 29 und Abbildung 30). Nur die Vermeidung von Radon-222 aus dem Torfabbau hat im Szenario SP2 eine signifikante Reduktion der Emissionen zur Folge. Es zeigt sich demnach, dass der gewählte Strom-Mix und damit der Anteil an atomarer Strombereitstellung einen maßgeblichen Einfluss auf die freigesetzte ionisierende Strahlung der betrachteten Prozessketten hat. Vor dem Hintergrund des beschlossenen Atomausstiegs und des sich damit veränderten Strom-Mixes sollten diese Emissionen zukünftig sinken und die Bedeutung der Wirkungskategorie innerhalb der Analyse abnehmen.

Bei der Auswertung der Szenarien SP1-SP4 bezüglich des Ozonabbaus (ODP) ergibt sich ein großer Einfluss der Wärmebereitstellung für die Trocknung auf das Gesamtergebnis. Lediglich die vermiedenen Lachgasemissionen aus dem Hintergrundprozess

des Maisanbaus (SP3) und der Energiebereitstellung aus Braunkohle (SP4) erzeugen Emissionsgutschriften in relevantem Umfang. Die Einflussnahme der Wärmebereitstellung zeigt sich neben dem ODP ebenso in den Wirkungskategorien OFP und AP, sodass der verwendete Hintergrundprozess zur Bereitstellung der thermischen Energie aus Biogas maßgeblich für die auftretenden Gesamtemissionen in allen drei Wirkungskategorien verantwortlich ist (vgl. Abbildung 29 und Abbildung 31). Der große Einfluss des Hintergrundprozesses zeigt sich zudem in den hohen Einsparungen der Szenarioanalyse in der Sensitivitätsbetrachtung (siehe Abbildung 32), in der eine Umstellung von Biogas auf beispielsweise Erdgas hohe Emissionseinsparungen hervorruft. Daraus kann geschlossen werden, dass eine Wärmeversorgung des Pyrolyseprozesses mit Biogas zwar niedrige Treibhausgasemissionen und einen geringen fossilen Ressourcenverbrauch mit sich bringt, andererseits für die fünf Wirkungskategorien PM, EP, ODP, OFP und AP mit höheren Gesamtemissionen gerechnet werden muss als bei einer Wärmeversorgung aus Erdgas. Gleichwohl wird in Kapitel 5.1 das Potential der Integration von bereits vorhandenen energetischen Potentialen durch eine effiziente Biogasnutzung aus der Faulung der Kläranlage und damit eine Optimierung der Energieeffizienz ohne zusätzliche fossile Energie in Form von Erdgas aufgezeigt.

Bei der Bestimmung der Toxizität anhand der vier Wirkungskategorien (FETP, TETP, HTPc und HTPnc) ergibt die Ergebnisauswertung, dass die Emissionen innerhalb der Prozesskette der Pyrolyse von der Brüden- und Filtrataufbereitung sowie dem Hintergrundprozess zum polymeren Flockungshilfsmittel dominiert werden (vgl. Abbildung 29). In den Anwendungsszenarien weisen die substituierten Prozesse für Torf und Maissilage und damit die Einsparung von enthaltenen Kupferflüssen eine Emissionsreduktion für die Frischwassertoxizität (FETP) auf (siehe Abbildung 30). Für das TETP liegen teilweise zwar dieselben, ursächlichen Flüsse zugrunde, allerdings unterscheiden sich dabei die Eintragspfade in die verschiedenen Umweltkompartimente und damit die Auswirkungen auf die Wirkungspotentiale. Die vermiedenen Zink-, Quecksilber- und Kupferflüsse aus der Energiebereitstellung aus Braunkohle sowie Kupfer und Antimon aus dem Torfaufbau dominieren die Emissionsgutschriften und bestimmen damit die Gesamtemissionen in den einzelnen Szenarien (vgl. Abbildung 31). Insgesamt erfolgt somit die größte Emissionsreduktion im Szenario SP4 und die geringste in SP1, sodass SP4 im Gesamtergebnis das geringste TETP aufweist, wohingegen das FETP im Szenario SP3 am geringsten ist.

Wie bereits bei den Ergebnissen zur HTC aufgezeigt, dominieren die modellierten PCDD/F-Flüsse auch bei den Szenarien mit Pyrolyse die Wirkungskategorie zur krebs-erzeugenden Humantoxizität (HTPc). Für die stofflichen Anwendungen (SP1-SP3) treten dabei die höchsten Emissionen auf und bei der thermischen Nutzung der Biokohle (SP4) können durch die hohen Temperaturen bei der Verbrennung der Biokohle die entsprechenden Stoffe zerstört und dadurch die Emissionen reduziert werden. Ferner zeigt die Auswertung der nicht karzinogenen Humantoxizität (HTPnc), dass dort ebenso die direkten Emissionen aus der Biokohle, allerdings in Form von Schwermetallen, die Anwendungsszenarien in deren Emissionscharakteristik zu einem großen Anteil beeinflussen. Zusätzlich ergeben sich bei der Prozesskette der Pyrolyse hohe Emissionen aus dem verwendeten Datensatz für die Brüden- und Filtrataufbereitung sowie eine erhöhte Toxizität in SP3, die durch den Hintergrundprozess zur Bereitstellung der Maissilage

verursacht wird. Darüber hinaus zeigt die Sensitivitätsanalyse, dass den größten Einfluss auf die Varianz der Ökotoxizität vor allem die Wahl und die Menge des Flockungshilfsmittels, die substituierte Mais- und Torfmenge sowie der Heizwert der Biokohle haben (vgl. Abbildung 33 und Abbildung 34).

In einer Studie zur Bestimmung der Toxizitätswirksamkeit von Biokohlen aus Klärschlamm bei der agrarischen Anwendung zeigten TOMCZYK et al. (2021), dass die Carbonsierung von Klärschlamm im Vergleich zur direkten Ausbringung des Klärschlammes eine nützliche Methode zur Verringerung der Toxizität sein kann und die Biokohle sicher für die landwirtschaftliche Anwendung ist. SOUZA et al. (2021) beobachteten ähnlich positive Effekte der Pyrolyse auf die Immobilisierung von Schwermetallen und damit auf eine Minderung der Toxizitätspotentiale, wohingegen FRIŠTÁK et al. (2018) zwar ebenfalls eine starke Abnahme der Schwermetallmobilität beobachteten, jedoch die Zinkexposition im Vergleich zur Kontrolle leicht erhöht war. Insgesamt kann demnach davon ausgegangen werden, dass die potentielle Toxizität des Klärschlammes, die sich aus den Schwermetallkonzentrationen und der Mobilität der Schwermetalle sowie den organischen Schadstoffen ergibt, durch Pyrolyse im Vergleich zu unbehandeltem Klärschlamm abnimmt. Obwohl unterschiedliche Wirkungsabschätzungsmethoden in der Ökobilanzierung unterschiedliche Toxizitätspotentiale für ähnliche Flüsse ergeben (RASHID und LIU 2021) und damit die Vergleichbarkeit verschiedener Ökobilanzstudien erschwert wird, liefern die Ergebnisse dennoch Anhaltspunkte für mögliche kritische Stoffströme und können im direkten Vergleich der Szenarien potentielle Trends zur Auswirkung verschiedener Prozessketten auf die Toxizitätspotentiale anzeigen.

TARPANI et al. (2020) zeigten in einer Ökobilanz zu verschiedenen Klärschlammbehandlungsmethoden, dass die im Klärschlamm enthaltenen Schwermetalle, vor allem Zink, bei der direkten landwirtschaftlichen Anwendung des Faulschlammes eine hohe Ökotoxizität hervorrufen können. Zudem führte eine Behandlung mittels Pyrolyse nur dann zu ökologischen Vorteilen, wenn eine Verwertung der entstandenen Biokohlen erfolgt. Für eine ähnliche Prozesskette und einen ähnlichen Untersuchungsrahmen wie in dieser Arbeit lieferten die Ermittlungen Treibhausgasemissionen zwischen 15,8 und -29,0 g CO₂-äq./FU, wobei die Anwendung der Biokohle nicht Teil der Modellierung war. Obwohl ein Vergleich nur bedingt Aussagekraft besitzt, liegen die Ergebnisse demnach im Bereich des ermittelten Wertes für das Basisszenario von 18,4 g CO₂-äq./FU (siehe Abbildung 29). HUANG et al. (2022) hingegen bestimmten ein Treibhausgaspotential für den modellierten Lebenszyklus mit Entwässerung und Trocknung aber ohne Biokohleanwendung von 45,4 g CO₂-äq./FU.

Der in dieser Arbeit festgestellte große Einfluss des Flockungshilfsmittels konnte ebenfalls von GOURDET et al. (2017) festgestellt werden. In deren Analyse zu ökologischen Einflüssen während der Klärschlammvergärung und -entwässerung zeigten die verwendeten Flockungshilfsmittel einen hohen Anteil an den auftretenden Emissionen, die sich vor allem auf die toxizitätsbeurteilenden Wirkungskategorien bezogen.

In einer energetischen und ökologischen Modellierung der Klärschlammpyrolyse ermittelten BARRY et al. (2019), dass die Pyrolyse mit Verwertung der Biokohle als Ersatzbrennstoff für Braunkohle von allen untersuchten Szenarien die höchsten Treibhausga-

seinsparungen und die geringste Süßwasserökotoxizität aufwies, was mit den Ergebnissen dieser Arbeit übereinstimmt. Darüber hinaus konnten sie negative Treibhausgasemissionen für die landwirtschaftliche Anwendung der Biokohle ermitteln wohingegen die höchsten Treibhausgasmissionen bei der direkten Verbrennung des Klärschlammes beobachtet wurden.

In ihren Untersuchungen zur energetischen und ökologischen Bewertung verschiedener Prozessketten zur Vergärung und Pyrolyse von Klärschlamm konnten FENG et al. (2022) herausarbeiten, dass die Kombination beider Verfahren die energetisch beste Bilanz mit den geringsten Emissionen erzeugte. Allerdings zeigten die Ergebnisse in Übereinstimmung mit denen dieser Arbeit, dass die Umweltauswirkungen der Prozessketten stark von den gewählten Energieströmen, vor allem für die Trocknung, sowie den Eigenschaften des Klärschlammes abhingen. Das Ergebnis, dass der Feuchtigkeits- und Kohlenstoffgehalt des Klärschlammes sowie die benötigte Energie zur Trocknung die wichtigsten Faktoren mit Einfluss auf die Treibhausgasbilanz der Klärschlammopyrolyse darstellen, arbeiteten SUN et al. (2022) ebenfalls in ihrer Bilanzierung der Biokohleherstellung heraus.

Demnach sind die Umweltauswirkungen der Pyrolyse stark von der Energiebereitstellungsform und der benötigten Strom- und Wärmemenge abhängig, sodass der Trocknungsprozess eine wichtige Rolle bei der Ermittlung der Ergebnisse für die Prozessketten der Pyrolyse einnimmt. Zudem hat die spätere Anwendung der Biokohle einen maßgeblichen Einfluss auf die Umweltauswirkungen. Die Sequestrierungsleistung für den langfristigen Entzug von Kohlenstoffdioxid aus der Atmosphäre hat in der Gesamtbeurteilung zwar einen positiven Effekt auf die ermittelten Treibhausgasemissionen, kann aber aufgrund des geringen Kohlenstoffgehaltes der Biokohle und der teilweise durch fossile Rohstoffe dominierten Hintergrundprozesse noch nicht als eine NET genutzt werden. Weitere positive Aspekte bei der Pyrolyse von Klärschlamm, die bislang unzureichend in den ökobilanziellen Wirkungskategorien abgebildet werden, sind die Elimination der im Klärschlamm vorkommenden Störstoffe wie das enthaltene Mikroplastik und die zugegebenen polymeren Flockungshilfsmittel (vgl. Ni et al. 2020 und Kapitel 2.1.1),

5.4 Varianz des Benchmark-Prozesses

Die Grundlage für die Emissionsermittlung des Benchmark-Prozesses basiert auf einem generischen Datensatz aus der Ökobilanzierungsdatenbank von ecoinvent. Die darin abgebildete Prozesskette beinhaltet keine P-Rückgewinnung aus den Aschen, sondern geht von einer vollständigen Deponierung der anfallenden Reststoffe aus (siehe Kapitel 3.1.6). Daraus ergibt sich für die Betrachtung des Untersuchungsrahmens, dass für einen gleichwertigen Vergleich des Benchmark-Prozesses mit den thermochemischen Behandlungsverfahren und den Szenarien der direkten stofflichen Nutzung eine Phosphorrückgewinnung aus der Asche mit in die Auswertung einbezogen werden müsste. Deshalb werden im Folgenden die Varianz der Umweltwirkungen des Benchmark-Prozesses mithilfe eines Literaturvergleichs für die Wirkungskategorie GWP eruiert sowie die Umweltauswirkungen verschiedener Phosphorrückgewinnungsverfahren vorgestellt.

CHEN et al. (2022) untersuchten verschiedene Prozesskonstellationen der Klärschlammvergärung und Klärschlammverbrennung hinsichtlich der Energiebilanz und der Treibhausgasemissionen in Abhängigkeit vom organischen Trockensubstanzgehalt des Klärschlammes. Ausgehend von einer erweiterten Systemgrenze waren die Emissionen aus der direkten Verbrennung des gewählten Schlammes, der ein oTS/TS Verhältnis von 50 % aufwies, mit ca. 20 g CO₂-äq./FU fast doppelt so hoch wie die ermittelten Emissionen aus dem Benchmark-Prozess mit 11 g CO₂-äq./FU (siehe Tabelle 25). Einen relativ ähnlichen Wert in Höhe von 9,8 g CO₂-äq./FU ermittelten STUCKI et al. (2015) für die Monoverbrennung von ausgefaultem Klärschlamm, wohingegen LOMBARDI et al. (2017) die Treibhausgasemissionen auf 32,8 g CO₂-äq./FU bezifferten. In ihren Literaturrecherchen zur Ökobilanzierung der Monoverbrennung von Klärschlämmen bestimmten YOSHIDA et al. (2013) mit Werten zwischen 1,8 g CO₂-äq./FU und 159 g CO₂-äq./FU und MORENO und ESPADA (2020) mit ermittelten Emissionen zwischen 6,6 g CO₂-äq./FU und 33,4 g CO₂-äq./FU eine weitaus größere Spannweite. In einer Untersuchung zur Energieeffizienz verschiedener Prozessketten mit Klärschlammverbrennung zeigten LAM et al. (2020), dass je nach Verwertungspfad und Anlagenkonfiguration der Verbrennung und Vergärung eine unterschiedliche Effizienz des Gesamtsystems auftrat und die thermischen Aufwendungen für die Trocknung teilweise nicht aus den energetischen Überschüssen der Verbrennung gedeckt werden konnten. Zu den gleichen Ergebnissen kamen auch CHANG et al. (2022), die in einer Literaturstudie die Datenlage zur Verbrennung von Klärschlamm untersuchten und darüber hinaus nur wenige Daten zur Rauchgasreinigung und zu den Luftemissionen der Klärschlammverbrennung ermitteln konnten. Zudem arbeiteten sie ebenfalls heraus, dass bei der Verbrennung von entwässertem, nicht vorgetrockneten Schlamm mehr Energie verbraucht wird als zurückgewonnen werden kann.

Daraus lässt sich schlussfolgern, dass für die Umweltauswirkungen der Klärschlammverbrennung allgemein eine hohe Varianz vorherrscht und die ermittelten Umweltwirkungen sehr stark von den zugrunde gelegten Rahmenbedingungen abhängen. Der Vergleich von den in dieser Arbeit berechneten Treibhausgasemissionen mit denen aus der Literatur und der Umstand, dass die Daten aus der verlässlichen Ökobilanzierungsdatenbank stammen, lassen allerdings darauf schließen, dass die ermittelten Emissionen das Benchmark-System der Monoverbrennung des Klärschlammes hinreichend genau abgebildet werden.

In einer umfassenden Studie zum ökobilanziellen Vergleich der P-Rückgewinnung aus Klärschlämmen mit der Düngemittelproduktion aus Rohphosphaten konnten KRAUS et al. (2019) ermitteln, dass je nach Rückgewinnungsverfahren, Anwendungsfall und dem zum Vergleich herangezogenen mineralischen P-Dünger die Umweltauswirkungen stark schwanken können. Bei der Rückgewinnung aus Monoverbrennungsgaschen konnten die Autoren weitgehend ähnliche Ergebnisse hinsichtlich der Umweltauswirkungen zwischen den untersuchten Rückgewinnungsverfahren aus der Asche und der konventionellen P-Düngemittelherstellung feststellen. Allerdings ergab die Wirkungsabschätzung im Hinblick auf das Humantoxizitätspotential und das Süßwassereutrophierungspotential vergleichsweise hohe Sensitivitäten bezüglich der direkten Emissionen der Düngemittel, die ebenfalls in dieser Arbeit auftraten. Demgegenüber zeigten PRADEL und AISANI (2019) in einer Vergleichsstudie zur Ökobilanz verschiedener Phosphordünger aus Klärschlamm im Vergleich zu mineralischem P-Dünger, dass die P-Rückgewinnung aus

Klärschlammaschen aufgrund des hohen Bedarfs an Energie und Reaktanten weitaus größere Umweltauswirkungen hat als die Bereitstellung von konventionellen Phosphatdüngern. Zudem wird in der Studie hervorgehoben, dass die Erschöpfung der mineralischen P-Ressourcen in der Methode der Ökobilanz bislang unzureichend abgebildet wird und besser in die Wirkungsabschätzung integriert werden müsste. TONINI et al. (2019) hingegen ermittelten geringere Auswirkungen auf die Umwelt und die Gesundheit im Lebenszyklus von Phosphordüngern aus Sekundärrohstoffen als durch die Produkte aus Rohphosphat. Die untersuchte Prozesskette zur Pyrolyse, allerdings mit kompostierter Schweinegülle, brachte von allen untersuchten Verfahren das höchste Treibhausgasminderungspotential und die höchsten Toxizitätseinflüsse hervor. Aufgrund der gesetzlichen Vorgaben der Klärschlammverordnung ist die Lagerung der Klärschlammmasche ausdrücklich erlaubt, wenn die zukünftige Rückgewinnung des Phosphoranteils möglich bleibt. Es ist jedoch nicht bekannt, inwieweit die lange Lagerung, bis geeignete Recyclingtechnologien für den Phosphor entwickelt werden, die Qualität der Asche und ihre Eignung für die Phosphorrückgewinnung beeinflusst (SCHNELL et al. 2020). Daher ist zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht absehbar, wie die technische Ausgestaltung der P-Rückgewinnung aus der Asche zukünftig aussehen wird.

Aufgrund der Vielzahl an möglichen Rückgewinnungsverfahren, der noch fehlenden Verbreitung in der Praxis und eines ähnlichen Emissionsverhaltens in Bezug auf die Umweltauswirkungen bei der Phosphorrückgewinnung aus Monoverbrennung und aus mineralischem Dünger (KRAUS et al. 2019) werden die Emissionen aus möglichen P-Rückgewinnungsverfahren in der Auswertung nicht weiter berücksichtigt.

5.5 Vergleich von HTC und Pyrolyse mit dem Benchmark-Prozess

Nachfolgend werden die Energie- und Stoffflüsse sowie die Ergebnisse der Umweltwirkungsabschätzung für die einzelnen Herstellungs- und Anwendungspfade der Biokohlen ausgewertet. Dazu werden zunächst die thermochemischen Prozesse und anschließend die Prozessketten zur Nutzung der Biokohle betrachtet. Der Vergleich der beiden thermochemischen Konversionsverfahren untereinander zeigt, dass die Pyrolyse aufgrund der höheren Prozesstemperaturen und damit der allgemein höheren Energieflüsse (vgl. Abbildung 20 und Abbildung 28) für alle untersuchten Wirkungskategorien im Basisszenario höhere Emissionen aufweist als die Prozesskette zur HTC (siehe Abbildung 35).

Vor allem in den Wirkungskategorien des Treibhausgaspotentials und des fossilen Ressourcenverbrauchs ergeben sich für die Prozesskette der Pyrolyse höhere Werte als für die HTC oder den Benchmark-Prozess. Selbst das „Best Practice“-Szenario der Pyrolyse weist in den beiden Wirkungskategorien höhere Emissionen auf als die anderen beiden Verfahren in ihren Basisszenarien. Im schlechtesten Szenario hingegen emittieren die beiden thermochemischen Behandlungsverfahren weitaus höhere Mengen an Treibhausgasen und tragen mehr zum fossilen Ressourcenverbrauch bei als der Benchmark-Prozess. Allerdings wurde hierbei von einer Bereitstellung der thermischen Energie aus Elektrizität ausgegangen, wodurch mit aktuell noch sehr fossilbasiertem Strom-Mix hohe Treibhausgasemissionen resultieren. Eine direkte Nutzung der auf der Kläran-

lage vorhandenen thermischen und elektrischen Energie aus der Faulschlammverstromung würde zudem größere Vorteile und geringere Treibhausgasemissionen mit sich bringen.

Bei der Auswertung der gesamten Prozesskette mit den verschiedenen Anwendungsszenarien der Biokohle liegen die Treibhausgasemissionen allerdings in allen modellierten Szenarien unterhalb derer des Benchmark-Prozesses und für das FFP zeigen nur Szenario SP1 und SP3 einen höheren fossilen Ressourcenverbrauch (vgl. Abbildung 36). Darüber hinaus weisen alle Szenarien mit Substitution fossiler Ressourcen (SH2-SH4, SP2 und SP4) sowohl für die HTC als auch für die Pyrolyse Emissionsminderungen auf, wobei die Gutschriften für den Ersatz fossiler Rohstoffe bei der HTC aufgrund der größeren Menge an Biokohle und substituierter Energiemenge höher ausfallen. Für die Szenarien der landwirtschaftlichen Anwendung der Biokohlen liegen allerdings alle Prozessketten auf einem ähnlichen Niveau und weisen insgesamt eine positive Emissionslast auf, sowohl für die HTC als auch für die Pyrolyse. Es zeigt sich demnach, dass die Nährstoffgehalte der Biokohle und auch eine Kaskadennutzung der Biokohle für die Treibhausgasbilanz geringere Gutschriften generieren als die Substitution fossiler Rohstoffe wie Torf, Erdgas und Braunkohle. Dennoch ergeben sich insgesamt geringere Treibhausgasemissionen als beim Benchmark-Prozess. Legt man darüber hinaus das „Best Practice“-Szenario zugrunde, gleichen sich die Emissionen und Gutschriften nahezu aus, sodass ein klarer Vorteil der thermochemischen Verfahren gegenüber der Monoverbrennung entsteht. Da bei der Treibhausgasermittlung die direkten CO₂ Emissionen aus der Verbrennung oder der HTC aufgrund des biogenen Ursprungs nicht mit in die Wirkungskategorie des GWP einberechnet werden, ist neben den reinen CO₂-äq.-Emissionen für die Szenarien zusätzlich die Bewertung der Energie- und Stoffflüsse wichtig, um nicht nur die Substitution fossiler Ressourcenpfade abzubilden, sondern auch die effizientesten Behandlungswege für die jeweiligen Stoffströme auszuwählen. Wenn zukünftig die Verwendung fossiler Rohstoffe und Energieträger eingeschränkt oder sogar eingestellt werden sollte, können so die Behandlungspfade mit den geringsten Gesamtemissionen beziehungsweise dem höchsten Treibhausgasminderungspotential ausgewählt werden.

In Bezug auf die Varianz der Ergebnisse ist in den meisten Fällen die Verwendung alternativer Prozesse innerhalb der Prozessketten hauptverantwortlich für die höchsten und geringsten Emissionen und nicht die Ergebnisse aus der Parametervariation. Die oberen Grenzen des Intervalls markieren meistens die Resultate der Sensitivitätsprozesskette mit dem Einsatz von Strom als Wärmebereitstellungsform oder von stärkebasiertem Flockungshilfsmittel. Die unteren Werte der Spannweite spiegeln größtenteils das „Best Practice“-Szenario wieder und bieten so einen Anhaltspunkt für die emissionsärmsten Verfahrenskombinationen (siehe Abbildung 24, Abbildung 25, Abbildung 32, Abbildung 33). Gleichzeitig verdeutlichen die Ergebnisse aus dem Vergleich der einzelnen Anwendungsszenarien, dass die Menge an substituierten Rohstoffen einen hohen Einfluss auf die jeweilige Emissionscharakteristik hat. In der Sensitivitätsanalyse konnte dementsprechend nachgewiesen werden, dass eine minimale Anpassung der Substitutionsmenge teilweise große Auswirkungen auf die jeweiligen Gutschriften erzeugt (vgl. Abbildung 26 und Abbildung 34). Vor diesem Hintergrund sind die gewählten Mengen an fossilen Rohstoffen hinsichtlich der Substitutionsfähigkeit kritisch zu hinterfragen, da aufgrund fehlender Daten von real existierenden Prozessketten, speziell für die stoffliche Anwendung

der Biokohlen aus Klärschlamm, größtenteils auf Annahmen zurückgegriffen werden musste. Daraus wird ersichtlich, dass weitere Forschungsvorhaben und weitere Praxisversuche nötig sind, um die Datenlage zu verbessern. Dennoch unterstreicht der Trend der Ergebnisse die Möglichkeit einer potentiellen Emissionsreduktion deutlich.

Hinsichtlich der Wirkungskategorien PM, AP, IRP, ODP und OFP weisen die Szenarien SP1 bis SP4 insgesamt höhere Emissionen auf als die Szenarien SH1 bis SH4. Allerdings liegen die Gesamtemissionen aller Anwendungsszenarien (siehe Abbildung 36) wie auch der Behandlungen ohne Nutzung der Biokohlen (siehe Abbildung 35) unterhalb derer des Benchmark-Szenarios. Zudem lässt die Bandbreite der Emissionen in den Kategorien PM, AP, ODP und OFP darauf schließen, dass bei Anwendung des „Best Practice“-Szenarios die Emissionen im Vergleich zum Basisszenario erheblich reduziert werden können. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass für diese Wirkungskategorien die Pyrolyse und die HTC ökologische Vorteile gegenüber der Monoverbrennung ergeben, sowohl für die energetischen als auch für die stofflichen Anwendungen der Biokohle. Zusammen mit den Ergebnissen zu den Treibhausgasemissionen und dem fossilen Ressourcenverbrauch zeigt sich ein klarer Vorteil der Prozessketten der HTC gegenüber den Prozessketten der Pyrolyse, der hauptsächlich auf den Entfall des energie- und emissionsintensiven Prozesses der Trocknung zurückzuführen ist. Zudem ergibt sich aus dem Vergleich, dass keine eindeutige Präferenz zur stofflichen oder energetischen Nutzung der Biokohle vorliegt, da sowohl innerhalb der thermochemischen Prozesse als auch innerhalb der Wirkungskategorien je nach Anwendungsszenario unterschiedliche Rangfolgen in der Emissionscharakteristik auftreten. Ein weiteres Problem, das bei der Einbeziehung von Gutschriften aus substituierten fossilen Prozessketten durch Verbrennungsprozesse berücksichtigt werden sollte, besteht darin, dass die Ergebnisse der Ökobilanz manchmal die Verbrennung dem stofflichen Recycling vorziehen (siehe EKVALL et al. 2021). Vor dem Hintergrund sich ändernder Energiesysteme, zum Beispiel durch eine konsequente Umsetzung der Energiewende, kann ein stoffliches Recycling auf lange Sicht allerdings die bessere Alternative zur Substitution fossiler Energieträger darstellen, die in zukünftigen Energiesystemen keine, oder nur noch eine untergeordnete Rolle einnehmen werden. Bei Betrachtung der Süßwassereutrophierung fällt auf, dass für die Szenarien zur stofflichen Anwendung der Biokohle aufgrund der in die Umweltkompartimente eingetragenen Nährstoffmengen ein weitaus höheres Wirkungspotential besteht als für die Szenarien der energetischen Nutzung (vgl. Abbildung 36) oder die thermochemische Behandlung ohne Anwendung der Biokohlen (vgl. Abbildung 35). Dieses Emissionspotential liegt für die HTC-Szenarien SH1 und SH2 sogar noch höher als für die Szenarien der Pyrolyse (SP1-SP3), da zum einen die Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors in der Biokohle aus dem HTC-Prozess und damit die Menge an potentiell freiwerdendem Phosphat höher ist (siehe Tabelle 18 und Tabelle 22) und zum anderen ein Teil des P bei der HTC mit dem Prozesswasser ausgetragen wird und anschließend in kleinen Mengen über diesen Pfad in die Umwelt gelangt. Aufgrund der fehlenden Daten zur Wirkung der Biokohlen aus Klärschlamm in der Praxis wurden die Stickstoffflüsse, wie beispielsweise die minimierten Lachgasemissionen bei Biokohlen aus holzigen Biomassen (vgl. BORCHARD et al. 2019) oder eine verbesserte Stickstoffeffizienz (SCHMIDT et al. 2021), die über die direkten Gutschriften für die Düngemittel hinausgehen, nicht ausgewertet. Daher wurde in der Wirkungsabschätzung zur Eutrophierung

der Ansatz nach ReCiPe 2016 gewählt (siehe Kapitel 3.1.7), der das Eutrophierungspotential anhand der Süßwassereutrophierung abschätzt und das marine Eutrophierungspotential gesondert ausweist (vgl. HUIJBREGTS et al. 2017).

Der Vergleich der toxizitätsbeurteilenden Wirkungskategorien zeigt, dass für das HTPc bei der Prozesskette der thermochemischen Verfahren (vgl. Abbildung 35, Abbildung 36 und Abbildung 37) die Emissionen ähnlich wie beim EP hauptsächlich durch Anwendung beziehungsweise Deponierung der Feststoffe entstehen und deshalb weit unter denen des Benchmark-Prozesses liegen. Daraus ergeben sich in den Szenarien teils große Unterschiede in der Wirkungskategorien, wobei die Prozessketten der HTC ein Vielfaches an Emissionen im Vergleich zu den anderen Verfahren verursacht (siehe Abbildung 37). Der Grund für dieses hohe Toxizitätspotential sind die Gehalte an PCDD/F in der Biokohle, die durch Behandlung mittels HTC in der Menge zwar reduziert werden können, deren Toxizitätspotential durch die Prozessbedingungen während der HTC jedoch vergrößert werden kann (vgl. BROOKMAN et al. 2018; LIBERATORI et al. 2022). Im Gegensatz dazu werden bei der Pyrolyse und der Verbrennung durch die höheren Prozesstemperaturen diese organischen Schadstoffe zu einem großen Teil eliminiert (vgl. BUSS 2021), sodass die potentielle Toxizität in diesen Anwendungsszenarien weitaus geringer ausfällt.

Für die beiden Wirkungskategorien TETP und HTPnc fällt auf, dass beide thermochemischen Verfahren geringere Emissionen aufweisen als der Benchmark-Prozess, sowohl für die Basisszenarien als auch für die maximalen Emissionen in fast allen der Anwendungsszenarien. Der Großteil der Emissionen ergibt sich dabei aus Prozessen wie die Bereitstellung des eingesetzten polymeren Flockungshilfsmittels sowie die Filtrat- oder Brüdenaufbereitung. Im Fall der Süßwasserökotoxizität (FETP) liegen alle Emissionen aus den jeweiligen Szenarien weit unterhalb derer des Benchmark-Prozesses. Der vergleichsweise hohe Wert des Benchmark-Prozesses resultiert aus dem Hintergrundprozess zur Monoverbrennung, bei dem große Mengen an Kupferemissionen für ein erhöhtes Toxizitätspotential sorgen, was so nicht in den thermochemischen Szenarien abgebildet wird. Wie schon in den anderen Wirkungskategorien beobachtet, liegen die Emissionen für die Wirkungskategorien FETP, TETP und HTPnc in den HTC-Szenarien fast immer unter denen der Szenarien mit Pyrolyse, sodass die HTC-Szenarien zur stofflichen Nutzung diesbezüglich ein etwas geringeres Toxizitätspotential aufweisen. Demgegenüber erzeugen die in der Biokohle enthaltenen, organischen Schadstoffe bei der stofflichen Anwendung der HTC-Kohlen allerdings ein stark erhöhtes Toxizitätspotential in der Wirkungskategorie HTPc. Die stoffliche Anwendung von Biokohle aus der HTC kann demnach ein hohes Toxizitätspotential mit sich bringen, wohingegen die stoffliche Anwendung der pyrolytischen Biokohlen kein höheres Potential aufweist als der Benchmark-Prozess. Darüber hinaus zeigt die Zusammensetzung und Menge des polymeren Flockungshilfsmittels einen großen Einfluss auf die Ergebnisse der toxizitätsbestimmenden Wirkungspotentiale (siehe Abbildung 21, Abbildung 26, Abbildung 29 und Abbildung 33). Im Gegensatz zu dieser Arbeit (10 kg Polymer/Mg (TS) Klärschlamm, siehe Tabelle 7) verwendeten TARPANI et al. (2020) mit 5 kg Polymer/Mg (TS) Klärschlamm und GOURDET et al. (2017) mit 6 kg Polymer/ Mg (TS) Klärschlamm (mit einer Spannweite von 4-14 kg Polymer/ Mg (TS) Klärschlamm) eine weitaus geringere Menge Flockungshilfsmittel in ihren ökobilanziellen Bewertungen von Prozessen zur Klärschlammbehandlung. Obwohl die Menge geringer war, konnten GOURDET et al. (2017) ebenfalls einen relativ

hohen Einfluss auf die Toxizität beobachten (siehe Kapitel 5.3). Demgegenüber legten LOMBARDI et al. (2017) 18 kg Polymer/Mg (TS) Faulschlamm zugrunde und konnten ebenfalls einen hohen Einfluss des Flockungshilfsmittels auf die Emissionsmengen in den untersuchten Umweltwirkungskategorien feststellen. In der Szenarioanalyse zur Ermittlung der Sensitivität des Systems zeigte sich darüber hinaus, dass der Austausch des polymeren Flockungshilfsmittels gegen ein stärkebasiertes Flockungshilfsmittel zu einer weiteren Erhöhung der Emissionen in fast allen Wirkungskategorien führt (vgl. Abbildung 24, Abbildung 25, Abbildung 32 und Abbildung 33), sodass demnach allgemein von einem hohen Einfluss des Flockungshilfsmittels auf die Umweltwirkungen in der Klärschlammaufbereitung ausgegangen werden kann. TARPANI et al. (2020) ermittelten in einer Ökobilanz zu verschiedenen Klärschlammbehandlungsmethoden, dass im Szenario der Pyrolyse die höchsten Treibhausgasemissionen aller Szenarien auftraten. Grundlage war dabei eine Trocknung des Klärschlammes mithilfe von Erdgas und eine Deponierung der Biokohlen ohne Gutschrift der Kohlenstoffsequestrierung. In den Wirkungskategorien zur Toxizitätsbeurteilung (FETP und HTP) sowie bei den Partikelemissionen und dem Versauerungspotential hingegen konnten durch die Pyrolyse im Vergleich zur Verbrennung Einsparungen erzielt werden. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen HAVUKAINEN et al. (2022) in ihren Untersuchungen. Sie ermittelten, dass die Co-Pyrolyse von Klärschlamm und Holzabfällen höhere Emissionen verursachte als die Verbrennung des ausgefaulten Klärschlammes; nicht nur für das GWP, sondern auch für die Wirkungskategorien PM, TETP, und EP. Einzig in den Wirkungskategorien HTPc und teilweise AP ergaben die Prozessketten mit Pyrolyse geringere Emissionen als die Verbrennung. MAYER et al. (2021) untersuchten in einer Ökobilanzierung die HTC, Pyrolyse und Monoverbrennung von ausgefaultem Klärschlamm inklusive der anschließenden Verbrennung der Biokohlen und Rückgewinnung des P aus den Aschen. Die Ergebnisse zeigten für die HTC geringere Umweltauswirkungen als für die direkte Ausbringung, wohingegen die Pyrolyse höhere Emissionen als die Monoverbrennung und die direkte Ausbringung des Klärschlammes verursachte. In Analogie zu den Ergebnissen dieser Arbeit hatte demzufolge die HTC-Prozesskette die geringsten Emissionen. Der Hauptgrund für die hohen Treibhausgasemissionen der Pyrolyse war die der Bereitstellung der benötigten Wärmemenge für die Trocknung des Klärschlammes. Ebenfalls konnte eine hohe Varianz der Ergebnisse über alle Wirkungskategorien hinweg beobachtet werden. Beispielsweise lagen die Emissionen für das GWP der Pyrolyse zwischen -18 g CO₂-äq./FU und 29 g CO₂-äq./FU, wohingegen die Spannweite für die Verbrennung mit Werten zwischen -25 bis 35 g CO₂-äq./FU noch höher ausfiel. Hinsichtlich weiterer Wirkungskategorien zeigte sich, dass in den Wirkungskategorien PM und AP für die Pyrolyse ebenfalls die höchsten Emissionen beobachtet werden konnten und die HTC die geringsten Emissionen aufwies. Die höchsten Emissionen für das HTPnc ergaben sich aus der Prozesskette zur Monoverbrennung, wohingegen die Werte für die Pyrolyse und die HTC vergleichsweise gering waren, was sich ebenfalls mit den Ergebnissen dieser Arbeit deckt.

Der Vergleich der gewonnenen Ergebnisse dieser Arbeit mit denen aus anderen Forschungsarbeiten zu den ökologischen Auswirkungen verschiedener thermochemischer Konversionsprozesse zeigt, dass in der Literatur erhebliche Diskrepanzen bei verschiedenen Untersuchungen zu finden sind, da viele Faktoren die Ergebnisse und damit die gezogenen Schlussfolgerungen beeinflussen (siehe Kapitel 5.3 und Kapitel 5.4). Ein Grund für die große Bandbreite an Ergebnissen ist die Definition der Systemgrenzen.

Obwohl bei einer ökobilanziellen Bewertung immer das komplette System von der Wiege bis zur Bahre analysiert werden sollte, unterscheiden sich die Analysen oft darin, wo das System beginnt und endet (MATUŠTIK et al. 2020; MORENO und ESPADA 2020). Weitere Unterschiede, die einen direkten Vergleich erschweren, sind die getroffenen technischen Annahmen sowie die schlechte Datenlage, die sich aufgrund fehlender Erfahrungen aus langjährigen Anwendungen der verschiedenen Prozessketten ergibt (DING et al. 2021; HAVUKAINEN et al. 2022). Infolge rechtlicher Hürden gibt es bislang nur sehr wenige Arbeiten über die Verwendung von Biokohle aus Klärschlamm (PAZ-FERREIRO et al. 2018; CATENACCI et al. 2022). Klärschlamm, der in seiner Zusammensetzung stark unterschiedlich sein kann (siehe Kapitel 2.1), hat aufgrund seiner Eigenschaften wie der Kohlenstoffgehalt, Wassergehalt, Aschegehalt sowie die Vorbelastung des Schlammes mit Schadstoffen große Auswirkungen auf den Energie- und Schadstoffgehalt der entstehenden Biokohlen sowie die Energieflüsse für die thermochemischen oder thermischen Behandlungen. Es stellte sich heraus, dass sich aufgrund dieser Einflussfaktoren, selbst bei gleichen Behandlungsverfahren, die Ergebnisse der Ökobilanzen maßgeblich unterscheiden können und dadurch unterschiedliche Schlussfolgerungen abgeleitet wurden (vgl. TEOH und LI 2020).

In dieser Arbeit wurden die Auswirkungen des Anlagenbaus und der Schaffung der Infrastruktur nicht berücksichtigt, da im Allgemeinen bei thermochemischen Prozessen hohe Energieflüsse auftreten und deshalb der Einfluss des Anlagenbaus auf die Umweltwirkungen gering ist. Doch je kleiner die Anlage und je weniger energieintensiv der Prozess ist, desto mehr Einfluss haben der Bau und der Abriss auf die Umweltbelastung (COROMINAS et al. 2020). Hinzu kommt, dass Zuordnungsprobleme in Ökobilanzen für Abwasserbehandlungspfade und die Klärschlammverwertung auftauchen können (HEIMERSSON et al. 2019). Hätte zum Beispiel die Rückgewinnung von Phosphor im Mittelpunkt der Arbeit gestanden, würden durch eine Änderung der funktionalen Einheit die Ergebnisse der Arbeit stark verändert. Aufgrund der komplexen, sich gegenseitig bedingenden Parameterzusammenhänge sowie der allgemeinen hohen Variabilität in den Ausgangsstoffen und Produkten der thermochemischen Behandlungen sind die gewonnenen Ergebnisse darüber hinaus nur schwer auf einzelne Anlagen zu übertragen. Gleichwohl zeigen die Ergebnisse, dass die Rückgewinnung von Wertstoffen und Energie einen positiven Beitrag zu den Umweltauswirkungen der Klärschlammbehandlung leistet, wobei das Ausmaß des Beitrags hauptsächlich von den verschiedenen Behandlungs- und Anwendungsszenarien und den unterschiedlichen Wirkungskategorien abhängt. Die in der Ökobilanzierung üblicherweise verwendeten Visualisierungstechniken stellen die untersuchten Systeme und Wirkungskategorien nur selten anschaulich dar (siehe CERDAS et al. 2017). Deshalb werden die konsolidierten Ergebnisse dieser Arbeit in einer Heatmap überblickartig zusammengefasst (siehe Abbildung 38).

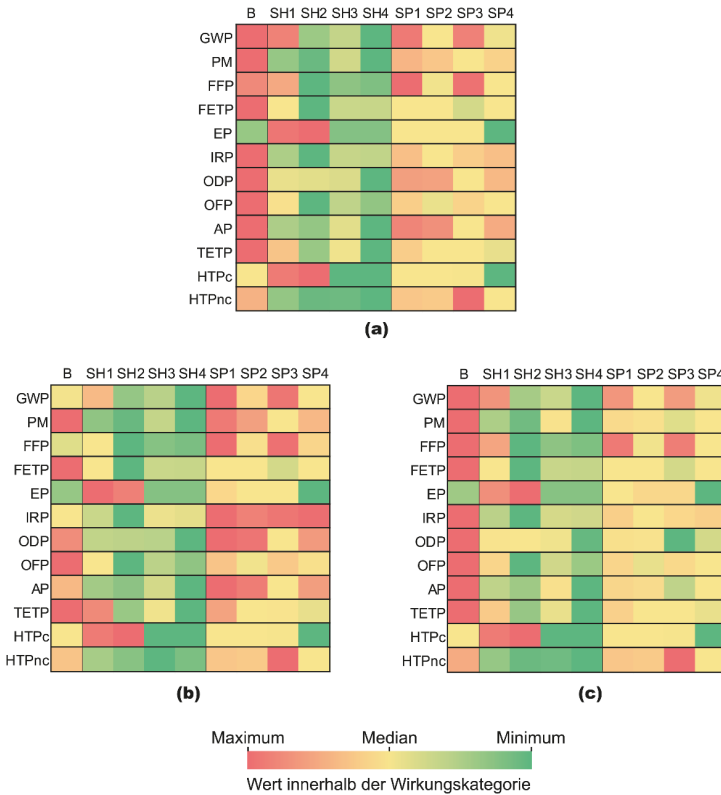


Abbildung 38: Zusammenfassung der Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien und Szenarien (Benchmark (B), SH1-SH4 und SP1-SP4), aufgeteilt in (a) Basisszenario, (b) maximale Emissionen innerhalb der Szenarien und (c) minimale Emissionen innerhalb der Szenarien²

Es wird deutlich, dass die HTC-Prozessketten generell geringere Emissionen aufweisen als die Prozessketten mit Pyrolyse. Zudem zeigen die thermochemischen Verfahrensketten in fast allen Wirkungskategorien bis auf das EP und HTP geringere Emissionen als der Benchmark-Prozess. Darüber hinaus schneiden die energetischen Anwendungen der Biokohlen in manchen Kategorien besser ab als die stofflichen Anwendungen. Zudem weisen die modellierten Prozessketten größtenteils schon im Basis-Szenario geringere Emissionen als das Benchmark-Szenario auf, während selbst bei den maximal zu erwartenden Emissionen in einigen Wirkungskategorien weiterhin Vorteile zu beobachten sind. Bei Berücksichtigung der minimal auftretenden Emissionen und damit einer optimalen Anlagenkonfiguration sind die Vorteile der HTC und Pyrolyse sogar noch deutlicher.

² Die farbliche Auswertung jeder Wirkungskategorie bezieht sich auf die maximalen und minimalen Emissionswerte und die Einordnung der weiteren Werte anhand ihrer Abstände zum Medianwert.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Durch die Novellierung der Klärschlammverordnung und die Anpassung des Düngerechts wird geplant, zukünftig ein Großteil des anfallenden Klärschlammes in Deutschland in Monoverbrennungsanlagen zu behandeln. Vor dem Hintergrund wachsender Herausforderungen im Zusammenhang mit dem Klimawandel und dem Schwinden endlicher Ressourcen müssen angepasste Verwertungswege implementiert werden, die eine nachhaltige Kreislaufwirtschaft für kritische Ressourcen berücksichtigen und gleichzeitig ein möglichst emissionsarmes Umweltprofil besitzen. Deshalb wurden im Rahmen dieser Arbeit alternative Prozessketten zur Herstellung und Nutzung von Biokohlen aus Klärschlämmen betrachtet und mithilfe einer vergleichenden Ökobilanz ausgewertet. Als Benchmark-Prozess wurde die Monoverbrennung des Klärschlammes definiert, deren Emissionspotential auf Basis generischer Datensätze aus Ökobilanzdatenbanken ermittelt wurde. Anschließend erfolgte die Bestimmung der Emissionsprofile der Klärschlammbehandlung mittels Pyrolyse und HTC sowie verschiedener Anwendungspfade der entstehenden Biokohlen. Insgesamt wurden so acht verschiedene Szenarien analysiert, die Vergleiche der Behandlungsverfahren untereinander und mit dem Benchmark-Prozess ermöglichten sowie die ökologischen Auswirkungen der unterschiedlichen Anwendungspfade der Biokohle aufzeigten. Abschließend erfolgte die Einordnung der verschiedenen Klärschlammverwertungspfade in den Gesamtkontext einer nachhaltigen Abfallwirtschaft für Klärschlamm.

Mit den gewonnenen Ergebnissen und deren Bewertung lassen sich die eingangs formulierten Thesen folgendermaßen beantworten.

1. *Die Einbindung der hydrothermalen Carbonisierung als Alternative zur Trocknung des Klärschlammes bietet energetische Vorteile und positive Auswirkungen auf die Emissionscharakteristik der Klärschlammverwertung.*

Die Auswertung der Energie- und Massenflüsse sowie die ökobilanzielle Bewertung der HTC im Vergleich zur Pyrolyse und Monoverbrennung ergab, dass die Einbindung der HTC als Alternative zur Klärschlamm-trocknung energetische Vorteile bietet und dadurch positive Auswirkungen auf die Emissionscharakteristik entstehen. Im Vergleich zur Trocknung können durch die HTC Trockensubstanzgehalte in den Biokohlen von 60 % und mehr erreicht werden. Parallel dazu entfällt der sehr energieaufwändige Verdampfungsprozess des Wassers, sodass Wärmeenergie und elektrische Energie eingespart werden und dadurch Emissionen aus der Wärmebereitstellung minimiert werden können.

2. *Die energetische Optimierung der Klärschlammbehandlung auf Kläranlagen mittels Pyrolyse ermöglicht es, Synergien innerhalb der auftretenden Energie- und Stoffströme zu nutzen.*

Anhand der modellierten Energieflüsse konnte gezeigt werden, dass der Trocknungsprozess einen Großteil der thermischen und elektrischen Energie innerhalb der gesamten Prozesskette benötigt. Durch die Verbrennung der Pyrolyseöle und Pyrolysegase, die bei der Pyrolyse entstehenden, kann ein Teil der zur Trocknung benötigten Wärmemenge und die Wärme für den Pyrolyseprozess bereitgestellt werden, was zu einer

Emissionsreduktion führt. Darüber hinaus könnte durch die Nutzung des auf der Kläranlage anfallenden Biogases die benötigte Energie zu einem großen Teil bereitgestellt werden. Mithilfe der Pyrolyse können dadurch Synergien bezüglich der auftretenden Energie- und Stoffströme in der Kläranlage genutzt werden.

- 3. Thermochemische Konversionsprozesse können durch den stofflichen Einsatz der Biokohle ein direktes Nährstoffrecycling, eine stabile Kohlenstoffsенke und den Ersatz fossiler Ressourcen ermöglichen ohne dabei signifikant negative Umweltauswirkungen zu verursachen.*

Der direkte stoffliche Einsatz der Biokohle aus der HTC zeigt aufgrund der enthaltenen, organischen Schadstoffe ein erhöhtes Toxizitätspotential, sodass dieser für HTC-Biokohlen aus vorbelastetem Klärschlamm kritisch zu prüfen ist. Für andere Schadstoffe konnte für beide Verfahren keine maßgebliche Erhöhung des Toxizitätspotentials festgestellt werden. Dennoch ist anzumerken, dass dieses Ergebnis durch die hohe Varianz der Klärschlammigenschaften nicht allgemeingültig ist und für Klärschlämme mit hohen Schwermetallgehalten ein erhöhtes Toxizitätspotential auftreten kann. Hinsichtlich einer stabilen Kohlenstoffsенke konnte nur für die Biokohle aus der Pyrolyse eine längerfristige Speicherung von Kohlenstoff attestiert werden. Trotzdem ist deren Höhe unter den modellierten Rahmenbedingungen zu gering, um die entstehenden Treibhausgasmissionen der Prozesskette zu kompensieren. Durch die zukünftige Defossilisierung der Energiesysteme könnten Biokohlen aus Klärschlamm allerdings für einen aktiven Kohlenstoffentzug genutzt werden. Darüber hinaus ist ein direktes Nährstoffrecycling, vor allem für Phosphor, durch die Biokohlen beider thermochemischer Konversionsverfahren möglich, wodurch mineralische Düngemittel substituiert werden können.

- 4. Die energetische Nutzung der entstehenden Biokohlen bietet ökologische Vorteile gegenüber der fossilen Energiebereitstellung.*

Gegenüber der stofflichen Nutzung zeigen die Ergebnisse aus der energetischen Anwendung der Biokohlen, dass die erzielten Gutschriften aus der Substitution fossiler Bereitstellungspfade sowohl für die HTC als auch für die Pyrolyse ökologische Vorteile in nahezu allen Umweltwirkungskategorien bietet.

- 5. Aus ökobilanzieller Sicht ist die Monoverbrennung von Klärschlamm nicht die einzige, zu priorisierende Behandlungsmethode.*

Der Vergleich der Emissionsprofile beider thermochemischer Verfahrensketten mit der Monoverbrennung von Klärschlamm zeigt ein geringeres Emissionspotential für beide alternativen Verfahren in nahezu allen Wirkungskategorien. Dieser Vorteil beruht bei der HTC zu großen Teilen auf der höheren Energieeffizienz durch die Einsparung des Trocknungsprozesses und bei der Pyrolyse auf Synergieeffekten bei den Stoff- und Energieströmen. Für die anschließende Anwendung der Biokohlen aus beiden Verfahren können zudem hohe Gutschriften aus der Substitution fossiler Rohstoffe generiert werden. Insgesamt zeigte die Auswertung der Ökobilanz der gesamten Prozessketten, dass die HTC-Prozessketten tendenziell geringere Emissionen aufwiesen als die Prozessketten mit Pyrolyse. Nur bei den stofflichen Anwendungsszenarien der Biokohlen ergaben die Bewertungen der Eutrophierung sowie der krebserzeugenden Humantoxizität höhere

Emissionspotentiale. Für das Eutrophierungspotential führt die gewollte Nährstoffversorgung der agrarisch genutzten Böden mit Phosphor zu einer Erhöhung und in Bezug auf das Toxizitätspotential konnte für die HTC ein klarer Nachteil hinsichtlich der Stoffströme von organischen Schadstoffen wie PCDD/F herausgearbeitet werden. Aufgrund der Gutachten aus den fossilen Energiebereitstellungspfaden hatten die Szenarien der energetischen Anwendungen in manchen Wirkungskategorien geringere Emissionen als die stofflichen Anwendungen der Biokohlen. Bei einer angepassten Verwertungsstrategie können sowohl die Pyrolyse als auch die HTC gegenüber der Monoverbrennung Vorteile bieten, sodass die Monoverbrennung von Klärschlamm aus ökobilanzieller Sicht nicht die einzige, zu priorisierende Behandlungsmethode darstellt.

Aufbauend auf den Ergebnissen dieser Arbeit wurde weiterer Forschungsbedarf identifiziert, welcher die ökologische Bewertung der avisierten Prozessketten stützen und deren Implementierung in der Praxis erleichtern würden. Die Endlichkeit der natürlichen Phosphorreserven im Zusammenhang mit einer wachsenden Weltbevölkerung wird zukünftig zu einem steigenden Nutzungsdruck auf mineralische Nährstoffressourcen führen. Dies wird wiederum Auswirkungen auf die ökologischen Folgen der Düngemittelbereitstellung haben, sodass sich die Referenzprozesse verändern werden. Deshalb sollten die zukünftige Bereitstellung der Düngemittel und andere Rückgewinnungsverfahren (z.B. aus Klärschlammaschen) ökobilanziell bewertet werden, um nicht nur den Status Quo auf Basis zurückliegender Daten zu ermitteln, sondern auch eine zukünftige Entwicklung hinreichend genau abzubilden. Zudem ist die Integration der Phosphorrückgewinnung aus der Biokohle, besonders in den Prozessketten der HTC, eine in der Praxis und Forschungslandschaft viel diskutierte Verfahrensanpassung, um die Herstellung eines marktfähiges Düngemittels bei gleichzeitiger Minimierung der Toxizitätspotentiale der Biokohle zu ermöglichen. Allerdings sind die ökologischen Auswirkungen dieser Verfahrensanpassung ebenfalls noch unbekannt.

Bei Implementierung einer funktionierenden Kreislaufwirtschaft und den damit einhergehenden Wandel in der Betrachtung des Klärschlammes von einem Abfall hin zu einer Ressource ist es demnach unerlässlich, auch die vorgeschalteten Prozesse der Abwasserbehandlung mit in die ökobilanzielle Betrachtung einzubeziehen und dadurch die Multifunktionalität des Systems abzubilden. So könnte unter anderem evaluiert werden, inwieweit die gesamte Abwasserbehandlungskette einen Einfluss auf die Lebenszyklusemissionen der Düngemittelherstellung hat und ob sich eventuell weitere Synergien für eine noch umweltschonendere Abwasserbehandlung ergeben.

Die Verfahren der Pyrolyse und der HTC für die Klärschlammbehandlung sind seit mehreren Jahrzehnten bekannt und im industriellen Maßstab verfügbar. Dennoch konnte sich bislang in Deutschland aufgrund der legislativen und ökonomischen Rahmenbedingungen keines der Verfahren in breiter Fläche durchsetzen. Für weitere Untersuchungen wären es wünschenswert, auf eine breitere Datenbasis aus langjährigen Versuchen zurückgreifen zu können, um die in dieser Arbeit modellierten Prozessketten zu validieren und zu präzisieren. Zudem ist die Möglichkeit zur Nutzung der Biokohlen in weitere Anwendungen noch nicht eindeutig geklärt. Denkbar wäre in diesem Zusammenhang eine weitergehende Aufbereitung der Kohlen zu einer Aktivkohle oder die chemische Extraktion des Phosphors. Hierzu existieren in der Literatur unterschiedliche Ergebnisse, die weiterführend untersucht werden müssten.

Mit Blick auf die Wirtschaftlichkeit existieren für die untersuchten Szenarien bisher noch keine aussagekräftigen Ergebnisse. Zwar waren monetäre Aspekte der thermochemischen Konversionspfade nicht Bestandteil dieser Arbeit, spielen bei der Implementierung neuer Technologien allerdings eine wichtige Rolle. Deshalb sollten in weiterführenden Forschungsarbeiten nicht nur die ökologischen Auswirkungen der angedachten Prozessketten evaluiert werden, sondern mithilfe eines Life Cycle Costing (LCC) und einer Sozialbilanz (S-LCA) zusätzlich die ökonomischen und sozialen Aspekte beleuchtet werden. Dies würde einen vollständigen Überblick über die Nachhaltigkeit der betrachteten Systeme ermöglichen.

Für die Kaskadennutzung der entstehenden Biokohlen sprechen die vielfältigen Vorteile und Synergien, die ansatzweise in dieser Arbeit berücksichtigt wurden. Allerdings sind die Bewertung dieser komplexen Prozessketten in der Praxis aufgrund der Fülle an Parametern sehr schwer. Deshalb sollten in einer systematischen Untersuchung entlang der gesamten Prozesskette die Vor- und Nachteile einer Mehrfachnutzung innerhalb der Nährstoffkreisläufe von landwirtschaftlichen Produktionssystemen eruiert werden. Vor diesem Hintergrund sind die Rückgewinnung des im Prozesswasser der HTC und in den Brüden der Trocknung enthaltenen Stickstoffes ebenfalls zu diskutieren. Daraus ergeben sich weitere Möglichkeiten die Prozessketten zu optimieren und so die Umweltauswirkungen zu senken.

Zusammenfassend ist festgehalten, dass die Ergebnisse dieser Arbeit das Potential der HTC und Pyrolyse für eine nachhaltige Verwertung der anfallenden Klärschlämme unterstreichen. Mithilfe der durchgeführten Ökobilanz wurden zudem kritische Aspekte zur stofflichen und energetischen Nutzung der dabei entstehenden Biokohlen näher beleuchtet und das Optimierungspotential verschiedener Anlagenkonfigurationen evaluiert. Aufbauend auf den Ergebnissen dieser Arbeit können die ökologischen Auswirkungen der beiden thermochemischen Konversionsverfahren zur Klärschlammbehandlung bei zukünftigen Planungen nachhaltiger Abfallwirtschaftssysteme berücksichtigt werden, so dass optimierte Lösungsansätze für die jeweiligen Kläranlagenstandorte gefunden werden können.

Literaturverzeichnis

- Abendt, R.; Balzer, W.; Hosseinpour, J.; Pluschke, P. (1993): Thermische Schlammkonditionierung nach dem Porteous-Verfahren. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 5(5), S. 246–251, <https://doi.org/10.1007/BF02937955>
- AbfKlärV (2017): Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost (Klärschlammverordnung - AbfKlärV), In der Fassung vom 19.6.2020
- Agrafioti, E.; Bouras, G.; Kalderis, D.; Diamadopoulos, E. (2013): Biochar production by sewage sludge pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 101, S. 72–78, <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.02.010>
- Aragón-Briceño, C.; Ross, A.B.; Camargo-Valero, M.A. (2017): Evaluation and comparison of product yields and bio-methane potential in sewage digestate following hydrothermal treatment. *Applied Energy* 208, S. 1357–1369, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.09.019>
- Aragón-Briceño, C.I.; Grasham, O.; Ross, A.B.; Dupont, V.; Camargo-Valero, M.A. (2020): Hydrothermal carbonization of sewage digestate at wastewater treatment works: Influence of solid loading on characteristics of hydrochar, process water and plant energetics. *Renewable Energy* 157, S. 959–973, <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.05.021>
- Aragón-Briceño, C.I.; Pozarlik, A.K.; Bramer, E.A.; Niedzwiecki, L.; Pawlak-Kruczek, H.; Brem, G. (2021): Hydrothermal carbonization of wet biomass from nitrogen and phosphorus approach: A review. *Renewable Energy* 171(17), S. 401–415, <https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.02.109>
- Arauzo, P.J.; Atienza-Martínez, M.; Ábrego, J.; Olszewski, M.P.; Cao, Z.; Kruse, A. (2020): Combustion Characteristics of Hydrochar and Pyrochar Derived from Digested Sewage Sludge. *Energies* 13(16), S. 4164, <https://doi.org/10.3390/en13164164>
- Axegård, P. (2019): C-Green's HTC-solution for conversion of biosludge to hydrochar, HTC-Symposium, Berlin
- Azzi, E.S.; Karlton, E.; Sundberg, C. (2021): Assessing the diverse environmental effects of biochar systems: An evaluation framework. *Journal of Environmental Management* 286, p. 112154, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112154>
- Balzer, W.; Pluschke, P. (1994): Secondary formation of PCDD/F during the thermal stabilization of sewage sludge. *Chemosphere* 29(9-11), pp. 1889–1902, [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)90354-9](https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)90354-9)
- Barber, B. (2020): *Sludge Thermal Hydrolysis. Application and Potential*, Ashland, IWA Publishing
- Barry, D.; Barbiero, C.; Briens, C.; Berruti, F. (2019): Pyrolysis as an economical and ecological treatment option for municipal sewage sludge. *Biomass and Bioenergy* 122, S. 472–480, <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.041>
- Baskyr, I.; Weiner, B.; Riedel, G.; Poerschmann, J.; Kopinke, F.-D. (2014): Wet oxidation of char–water-slurries from hydrothermal carbonization of paper and brewer's spent grains. *Fuel Processing Technology* 128, pp. 425–431, <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2014.07.042>
- Basso, D.; Patuzzi, F.; Castello, D.; Baratieri, M.; Rada, E.C.; Weiss-Hortala, E.; Fiori, L. (2016): Agro-industrial waste to solid biofuel through hydrothermal carbonization. *Waste management (New York, N.Y.)* 47(Pt A), pp. 114–121, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.05.013>
- Bergius, F. (1932): Chemical reactions under high pressure - Nobel Lecture
- Bhatt, D.; Shrestha, A.; Dahal, R.; Acharya, B.; Basu, P.; MacEwen, R. (2018): Hydrothermal Carbonization of Biosolids from Waste Water Treatment Plant. *Energies* 11(9), S. 2286, <https://doi.org/10.3390/en11092286>
- BImSchG (1974): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG), In der Fassung vom 19.10.2022
- Björkman, Å. (1969): Thermische Klärschlammbehandlung. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 31(2), S. 632–645, <https://doi.org/10.1007/BF02543692>
- Bora, R.R.; Lei, M.; Tester, J.W.; Lehmann, J.; You, F. (2020): Life Cycle Assessment and Technoeconomic Analysis of Thermochemical Conversion Technologies Applied to Poultry

- Litter with Energy and Nutrient Recovery. Supporting Information. ACS Sustainable Chemistry & Engineering 8(22), S. 8436–8447, <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.0c02860>
- Borchard, N.; Schirrmann, M.; Cayuela, M.L.; Kammann, C.; Wrage-Mönnig, N.; Estavillo, J.M.; Fuertes-Mendizábal, T.; Sigua, G.; Spokas, K.; Ippolito, J.A.; Novak, J. (2019): Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: A meta-analysis. *The Science of the total environment* 651(Pt 2), pp. 2354–2364, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.060>
- Brandão, M.; Martin, M.; Cowie, A.; Hamelin, L.; Zamagni, A. (2017): Consequential Life Cycle Assessment: What, How, and Why? In: *Encyclopedia of Sustainable Technologies. Consequential Life Cycle Assessment: What, How, and Why?* Hg. Brandão, M., Elsevier, S. 277–284
- Breulmann, M.; Schulz, E.; van Afferden, M.; Müller, R.A.; Fühner, C. (2017a): Hydrochars derived from sewage sludge. Effects of pre-treatment with water on char properties, phytotoxicity and chemical structure. *Archives of Agronomy and Soil Science*, pp. 1–13, <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1396318>
- Breulmann, M.; van Afferden, M.; Müller, R.A.; Schulz, E.; Fühner, C. (2017b): Process conditions of pyrolysis and hydrothermal carbonization affect the potential of sewage sludge for soil carbon sequestration and amelioration. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 124, S. 256–265, <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2017.01.026>
- Brookman, H.; Gievers, F.; Zelinski, V.; Ohlert, J.; Loewen, A. (2018): Influence of Hydrothermal Carbonization on Composition, Formation and Elimination of Biphenyls, Dioxins and Furans in Sewage Sludge. *Energies* 11(6), p. 1582, <https://doi.org/10.3390/en11061582>
- Busch, D.; Stark, A.; Kammann, C.I.; Glaser, B. (2013): Genotoxic and phytotoxic risk assessment of fresh and treated hydrochar from hydrothermal carbonization compared to biochar from pyrolysis. *Ecotoxicology and environmental safety* 97, pp. 59–66, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.07.003>
- Buss, W. (2021): Pyrolysis Solves the Issue of Organic Contaminants in Sewage Sludge while Retaining Carbon—Making the Case for Sewage Sludge Treatment via Pyrolysis. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* 9(30), S. 10048–10053, <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.1c03651>
- Buttmann, M. (2019): TerraNova® Ultra Sludge Drying and Phosphorous Recovery by Ultrade-watering of Sludge, HTC-Symposium, Berlin
- Cao, Y.; Pawlowski, A. (2012): Sewage sludge-to-energy approaches based on anaerobic digestion and pyrolysis: Brief overview and energy efficiency assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16(3), S. 1657–1665, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.12.014>
- Cao, Y.; Pawlowski, A. (2013): Life cycle assessment of two emerging sewage sludge-to-energy systems: evaluating energy and greenhouse gas emissions implications. *Bioresource Technology* 127, pp. 81–91, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.135>
- Catenacci, A.; Boniardi, G.; Mainardis, M.; Gievers, F.; Farru, G.; Asunis, F.; Malpei, F.; Goi, D.; Cappai, G.; Canziani, R. (2022): Processes, applications and legislative framework for carbonized anaerobic digestate: Opportunities and bottlenecks. A critical review. *Energy Conversion and Management* 263(12), S. 115691, <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.115691>
- Cavali, M.; Libardi Junior, N.; Mohedano, R.d.A.; Belli Filho, P.; da Costa, R.H.R.; Castilhos Junior, A.B. de (2022): Biochar and hydrochar in the context of anaerobic digestion for a circular approach: An overview. *The Science of the total environment* 822, p. 153614, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153614>
- Cerdas, F.; Kaluza, A.; Erkisi-Arici, S.; Böhme, S.; Herrmann, C. (2017): Improved Visualization in LCA Through the Application of Cluster Heat Maps. *Procedia CIRP* 61, pp. 732–737, <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.11.160>
- Chang, H.; Zhao, Y.; Zhao, S.; Damgaard, A.; Christensen, T.H. (2022): Review of inventory data for the thermal treatment of sewage sludge. *Waste management (New York, N.Y.)* 146, pp. 106–118, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.05.002>
- Chen, R.; Yuan, S.; Chen, S.; Ci, H.; Dai, X.; Wang, X.; Li, C.; Wang, D.; Dong, B. (2022): Life-cycle assessment of two sewage sludge-to-energy systems based on different sewage sludge characteristics: Energy balance and greenhouse gas-emission footprint analysis.

- Journal of environmental sciences (China) 111, pp. 380–391, <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.04.012>
- Chen, T.; Zhang, Y.; Wang, H.; Lu, W.; Zhou, Z.; Zhang, Y.; Ren, L. (2014): Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge. *Bioresource Technology* 164, pp. 47–54, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.048>
- Chiappero, M.; Berruti, F.; Mašek, O.; Fiore, S. (2021): Analysis of the influence of activated biochar properties on methane production from anaerobic digestion of waste activated sludge. *Biomass and Bioenergy* 150, S. 106129, <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021.106129>
- Chiappero, M.; Norouzi, O.; Hu, M.; Demichelis, F.; Berruti, F.; Di Maria, F.; Mašek, O.; Fiore, S. (2020): Review of biochar role as additive in anaerobic digestion processes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 131, S. 110037, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110037>
- Christensen, T.H.; Damgaard, A.; Levis, J.; Zhao, Y.; Björklund, A.; Arena, U.; Barlaz, M.A.; Starostina, V.; Boldrin, A.; Astrup, T.F.; Bisinella, V. (2020): Application of LCA modelling in integrated waste management. *Waste management (New York, N.Y.)* 118, pp. 313–322, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.034>
- Cohen, J.; Cohen, P.; West, S.G.; Aiken, L.S. (2002): *Applied Multiple Regression/Correlation Analysis for the Behavioral Sciences*, New York, Routledge
- Cooper, J.; Dubey, L.; Hawkes, A. (2022): Life cycle assessment of negative emission technologies for effectiveness in carbon sequestration. *Procedia CIRP* 105(4), S. 357–361, <https://doi.org/10.1016/j.procir.2022.02.059>
- Cornelissen, G.; Pandit, N.R.; Taylor, P.; Pandit, B.H.; Sparrevik, M.; Schmidt, H.P. (2016): Emissions and Char Quality of Flame-Curtain “Kon Tiki” Kilns for Farmer-Scale Charcoal/Biochar Production. *PLoS one* 11(5), pp. e0154617, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154617>
- Corominas, L.; Byrne, D.M.; Guest, J.S.; Hospido, A.; Roux, P.; Shaw, A.; Short, M.D. (2020): The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: A best practice guide and critical review. *Water research* 184, p. 116058, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116058>
- Corradini, F.; Meza, P.; Eguiluz, R.; Casado, F.; Huerta-Lwanga, E.; Geissen, V. (2019): Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *The Science of the total environment* 671, pp. 411–420, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>
- Dai, Q.; Jiang, X.; Jiang, Y.; Jin, Y.; Wang, F.; Chi, Y.; Yan, J. (2014): Formation of PAHs during the pyrolysis of dry sewage sludge. *Fuel* 130, S. 92–99, <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.04.017>
- Dai, Q.; Wen, J.; Jiang, X.; Dai, L.; Jin, Y.; Wang, F.; Chi, Y.; Yan, J. (2018): Distribution of PCDD/Fs over the three product phases in wet sewage sludge pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 133, S. 169–175, <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2018.04.005>
- Danso-Boateng, E.; Holdich, R.G.; Martin, S.J.; Shama, G.; Wheatley, A.D. (2015): Process energetics for the hydrothermal carbonisation of human faecal wastes. *Energy Conversion and Management* 105, pp. 1115–1124, <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2015.08.064>
- Denkert, R.; Kopp, J.; Melsa, A.; Wolf, R. (2003): *Organische Flockungshilfsmittel – Polyelektrolyte – und ihre Auswirkungen bei der stofflichen Verwertung von kommunalem Klärschlamm*. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 06/2003
- Denkert, R.; Kopp, J.; Meyer, H.; Wolf, S.; Ewert, W.; Lou, U.; Melsa, A.; Roediger, M.; Sievers, M. (2013): *Merkblatt DWA-M 366. Maschinelle Schlammwässerung*, Hennef (Sieg), Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall, 2013. Aufl.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, A.u.A.e.V. (Hg.) (2015): *Schlammfäulung oder gemeinsame aerobe Stabilisierung bei Kläranlagen kleiner und mittlerer Größe*, Hennef (Sieg)
- Dieguez-Alonso, A.; Funke, A.; Anca-Couce, A.; Rombolà, A.; Ojeda, G.; Bachmann, J.; Behrendt, F. (2018): Towards Biochar and Hydrochar Engineering—Influence of Process Conditions on Surface Physical and Chemical Properties, Thermal Stability, Nutrient Availability, Toxicity and Wettability. *Energies* 11(3), p. 496, <https://doi.org/10.3390/en11030496>
- DIN EN ISO 14040:2021-02, *Umweltmanagement - Ökobilanz-Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006 + Amd 1:2020)*; Deutsche Fassung EN ISO 14040:2006+A1:2020, Berlin

- DIN EN ISO 14044:2021-02, Umweltmanagement – Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006 + Amd 1:2017 + Amd 2:2020); Deutsche Fassung EN ISO 14044:2006 + A1:2018 + A2:2020, Berlin
- Ding, A.; Zhang, R.; Ngo, H.H.; He, X.; Ma, J.; Nan, J.; Li, G. (2021): Life cycle assessment of sewage sludge treatment and disposal based on nutrient and energy recovery: A review. *The Science of the total environment* 769, p. 144451, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144451>
- Drechsel, P.; Qadir, M.; Wichelns, D. (Hg.) (2015): *Wastewater*, Dordrecht, Springer Dordrecht Heidelberg New York London
- DüMV (2012): Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV), In der Fassung vom 2. Oktober 2019
- DüV (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV), In der Fassung vom 10.8.2021
- EBC (2022): European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar
- ecoinvent (2020): Dataset documentation: treatment of digester sludge, municipal incineration, future - CH
- Egle, L.; Rechberger, H.; Krampe, J.; Zessner, M. (2016): Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *The Science of the total environment* 571, pp. 522–542, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.019>
- Egle, L.; Rechberger, H.; Zessner, M. (2015): Overview and description of technologies for recovering phosphorus from municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling* 105, S. 325–346, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.016>
- Ekvall, T.; Assefa, G.; Björklund, A.; Eriksson, O.; Finnveden, G. (2007): What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste management (New York, N.Y.)* 27(8), pp. 989–996, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.015>
- Ekvall, T.; Gottfridsson, M.; Nellström, M.; Nilsson, J.; Rydberg, M.; Rydberg, T. (2021): Modeling incineration for more accurate comparisons to recycling in PEF and LCA. *Waste management (New York, N.Y.)* 136, pp. 153–161, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.09.036>
- Etia (2019): pyroSLUDGE-sludge drying & pyrolysis. Complete solution for sewage sludge valorization into syngas and biochar. www.biogreen-energy.com/pyrosludge, Zugriff am 02.3.2020
- European Commission (EC) (2012): *Product Environmental Footprint (PEF) Guide*, Ispra, Italien
- European Commission (EC) (2022): *Sewage Sludge*. https://environment.ec.europa.eu/topics/waste-and-recycling/sewage-sludge_en, Zugriff am 05.9.2022
- Evans, R.J.; Milne, T.A. (1987): Molecular characterization of the pyrolysis of biomass. *Energy & Fuels* 1(2), S. 123–137, <https://doi.org/10.1021/ef00002a001>
- Farru, G.; Dang, C.H.; Schultze, M.; Kern, J.; Cappai, G.; Libra, J.A. (2022): Benefits and Limitations of Using Hydrochars from Organic Residues as Replacement for Peat on Growing Media. *Horticulturae* 8(4), S. 325, <https://doi.org/10.3390/horticulturae8040325>
- Feng, Y.; Feng, Y.; Liu, Q.; Chen, S.; Hou, P.; Poinern, G.; Jiang, Z.; Fawcett, D.; Xue, L.; Lam, S.S.; Xia, C. (2022): How does biochar aging affect NH₃ volatilization and GHGs emissions from agricultural soils? *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 294, p. 118598, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118598>
- Ferrentino, R.; Merzari, F.; Fiori, L.; Andreottola, G. (2020): Coupling Hydrothermal Carbonization with Anaerobic Digestion for Sewage Sludge Treatment: Influence of HTC Liquor and Hydrochar on Biomethane Production. *Energies* 13(23), S. 6262, <https://doi.org/10.3390/en13236262>
- Fettig, J.; Austermann-Haun, U.; Liebe, H.; Meier, J.-F.; Wichern, M. (2015): Ein Konzept zur Behandlung von Prozesswässern aus der Hydrothermalen Carbonisierung. *Korrespondenz Abwasser, Abfall* (62)(6), <https://doi.org/10.3242/kae2015.06.003>
- Figueiredo; Coser; Moreira; Leão; Vale; Paz-Ferreiro (2019): Carbon Mineralization in a Soil Amended with Sewage Sludge-Derived Biochar. *Applied Sciences* 9(21), S. 4481, <https://doi.org/10.3390/app9214481>

- Fijalkowski, K.; Rorat, A.; Grobelak, A.; Kacprzak, M.J. (2017): The presence of contaminations in sewage sludge - The current situation. *Journal of Environmental Management* 203(Pt 3), pp. 1126–1136, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.068>
- Finnveden, G.; Arvidsson, R.; Björklund, A.; Guinée, J.; Heijungs, R.; Martin, M. (2022): Six areas of methodological debate on attributional life cycle assessment. *E3S Web of Conferences* 349, S. 3007, <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202234903007>
- Fitzer, E.; Kochling, K.-H.; Boehm, H.P.; Marsh, H. (1995): Recommended terminology for the description of carbon as a solid (IUPAC Recommendations 1995). *Pure and Applied Chemistry* 67(3), S. 473–506, <https://doi.org/10.1351/pac199567030473>
- Fonts, I.; Azuara, M.; Lázaro, L.; Gea, G.; Murillo, M.B. (2009): Gas Chromatography Study of Sewage Sludge Pyrolysis Liquids Obtained at Different Operational Conditions in a Fluidized Bed. *Industrial & Engineering Chemistry Research* 48(12), S. 5907–5915, <https://doi.org/10.1021/ie900421a>
- Frišták, V.; Pipiška, M.; Soja, G. (2018): Pyrolysis treatment of sewage sludge. A promising way to produce phosphorus fertilizer. *Journal of Cleaner Production* 172, pp. 1772–1778, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.015>
- Fryda, L.; Visser, R.; Schmidt, J. (2018): BIOCHAR REPLACES PEAT IN HORTICULTURE: ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT OF COMBINED BIOCHAR & BIOENERGY PRODUCTION. *Detritus Volume 05 - March 2019(0)*, <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2019.13778>
- Funke, A.; Reeb, F.; Kruse, A. (2013): Experimental comparison of hydrothermal and vapor-thermal carbonization. *Fuel Processing Technology* 115, pp. 261–269, <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2013.04.020>
- Fuss, S.; Lamb, W.F.; Callaghan, M.W.; Hilaire, J.; Creutzig, F.; Amann, T.; Beringer, T.; Oliveira Garcia, W. de; Hartmann, J.; Khanna, T.; Luderer, G.; Nemet, G.F.; Rogelj, J.; Smith, P.; Vicente, J.L.V.; Wilcox, J.; del Mar Zamora Dominguez, M.; Minx, J.C. (2018): Negative emissions—Part 2: Costs, potentials and side effects. *Environmental Research Letters* 13(6), S. 63002, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabf9f>
- Gai, C.; Chen, M.; Liu, T.; Peng, N.; Liu, Z. (2016): Gasification characteristics of hydrochar and pyrochar derived from sewage sludge. *Energy* 113, pp. 957–965, <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.07.129>
- Galán-Martín, Á.; Vázquez, D.; Cobo, S.; Mac Dowell, N.; Caballero, J.A.; Guillén-Gosálbez, G. (2021): Delaying carbon dioxide removal in the European Union puts climate targets at risk. *Nature communications* 12(1), p. 6490, <https://doi.org/10.1038/s41467-021-26680-3>
- Gao, N.; Kamran, K.; Quan, C.; Williams, P.T. (2020): Thermochemical conversion of sewage sludge: A critical review. *Progress in Energy and Combustion Science* 79(1), S. 100843, <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2020.100843>
- Gerasimov, G.; Khaskhachikh, V.; Potapov, O.; Dvoskin, G.; Kornileva, V.; Dudkina, L. (2019): Pyrolysis of sewage sludge by solid heat carrier. *Waste management (New York, N.Y.)* 87, pp. 218–227, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.02.016>
- Gerner, G.; Meyer, L.; Wanner, R.; Keller, T.; Krebs, R. (2021): Sewage Sludge Treatment by Hydrothermal Carbonization: Feasibility Study for Sustainable Nutrient Recovery and Fuel Production. *Energies* 14(9), S. 2697, <https://doi.org/10.3390/en14092697>
- Ghodke, P.K.; Sharma, A.K.; Pandey, J.K.; Chen, W.-H.; Patel, A.; Ashokkumar, V. (2021): Pyrolysis of sewage sludge for sustainable biofuels and value-added biochar production. *Journal of Environmental Management* 298, p. 113450, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113450>
- Gievers, F.; Loewen, A.; Nelles, M. (2019): Hydrothermal Carbonization (HTC) of Sewage Sludge: GHG Emissions of Various Hydrochar Applications. In: *Progress in Life Cycle Assessment*. Hg. Schebek, L.; Herrmann, C. et al., Cham, Springer International Publishing, S. 59–68
- Gievers, F.; Loewen, A.; Nelles, M. (2021): LIFE CYCLE ASSESSMENT OF SEWAGE SLUDGE PYROLYSIS: ENVIRONMENTAL IMPACTS OF BIOCHAR AS CARBON SEQUESTRATOR AND NUTRIENT RECYCLER. *Detritus Volume 16 - September 2021(16)*, S. 94–105, <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2021.15111>
- Glaser, B.; Lehr, V.-I. (2019): Biochar effects on phosphorus availability in agricultural soils: A meta-analysis. *Scientific reports* 9(1), p. 9338, <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45693-z>

- Goglio, P.; Williams, A.G.; Balta-Ozkan, N.; Harris, N.R.P.; Williamson, P.; Huisingh, D.; Zhang, Z.; Tavoni, M. (2020): Advances and challenges of life cycle assessment (LCA) of greenhouse gas removal technologies to fight climate changes. *Journal of Cleaner Production* 244, S. 118896, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118896>
- Goldan, E.; Nedeff, V.; Barsan, N.; Culea, M.; Tomozei, C.; Panainte-Lehadus, M.; Mosnegutu, E. (2022): Evaluation of the Use of Sewage Sludge Biochar as a Soil Amendment—A Review. *Sustainability* 14(9), S. 5309, <https://doi.org/10.3390/su14095309>
- González, R.; Ellacuriaga, M.; Aguilar-Pesantes, A.; Carrillo-Peña, D.; García-Cascallana, J.; Smith, R.; Gómez, X. (2021): Feasibility of Coupling Anaerobic Digestion and Hydrothermal Carbonization: Analyzing Thermal Demand. *Applied Sciences* 11(24), S. 11660, <https://doi.org/10.3390/app112411660>
- Görlich, C. (2021): Desintegration kommunaler Klärschlämme mittels Thermodruckhydrolyse. Dissertation, TU Braunschweig
- Gourdet, C.; Girault, R.; Berthault, S.; Richard, M.; Tosoni, J.; Pradel, M. (2017): In quest of environmental hotspots of sewage sludge treatment combining anaerobic digestion and mechanical dewatering: A life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production* 143, S. 1123–1136, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.007>
- Gronwald, M.; Helfrich, M.; Don, A.; Fuß, R.; Well, R.; Flessa, H. (2018): Application of hydrochar and pyrochar to manure is not effective for mitigation of ammonia emissions from cattle slurry and poultry manure. *Biology and Fertility of Soils* 54(4), S. 451–465, <https://doi.org/10.1007/s00374-018-1273-x>
- Gronwald, M.; Vos, C.; Helfrich, M.; Don, A. (2016): Stability of pyrochar and hydrochar in agricultural soil - a new field incubation method. *Geoderma* 284(7), S. 85–92, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.08.019>
- Hagemann, N.; Spokas, K.; Schmidt, H.-P.; Kägi, R.; Böhler, M.; Bucheli, T. (2018): Activated Carbon, Biochar and Charcoal. Linkages and Synergies across Pyrogenic Carbon's ABCs. *Water* 10(2), p. 182, <https://doi.org/10.3390/w10020182>
- Hämäläinen, A.; Kokko, M.; Kinnunen, V.; Hilli, T.; Rintala, J. (2021): Hydrothermal carbonisation of mechanically dewatered digested sewage sludge—Energy and nutrient recovery in centralised biogas plant. *Water research* 201, p. 117284, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117284>
- Harder, R.; Peters, G.M.; Svanström, M.; Khan, S.J.; Molander, S. (2017): Estimating human toxicity potential of land application of sewage sludge: the effect of modelling choices. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 22(5), S. 731–743, <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1182-x>
- Hauschild, M.Z.; Huijbregts, M.A.J. (Hg.) (2015): *Life Cycle Impact Assessment*, Dordrecht, Springer Netherlands; Imprint: Springer, 1. Aufl.
- Hauschild, M.Z.; Rosenbaum, R.K.; Olsen, S.I. (Eds.) (2018): *Life Cycle Assessment. Theory and Practice*, Cham, Springer International Publishing
- Havukainen, J.; Saud, A.; Astrup, T.F.; Peltola, P.; Horttanainen, M. (2022): Environmental performance of dewatered sewage sludge digestate utilization based on life cycle assessment. *Waste management (New York, N.Y.)* 137, pp. 210–221, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.11.005>
- Haynes, R.J.; Murtaza, G.; Naidu, R. (2009): Chapter 4 Inorganic and Organic Constituents and Contaminants of Biosolids. In: Elsevier, S. 165–267
- Heilmann, S.M.; Molde, J.S.; Timler, J.G.; Wood, B.M.; Mikula, A.L.; Vozhdayev, G.V.; Colosky, E.C.; Spokas, K.A.; Valentas, K.J. (2014): Phosphorus reclamation through hydrothermal carbonization of animal manures. *Environmental science & technology* 48(17), pp. 10323–10329, <https://doi.org/10.1021/es501872k>
- Heimerson, S.; Svanström, M.; Ekvall, T. (2019): Opportunities of consequential and attributional modelling in life cycle assessment of wastewater and sludge management. *Journal of Cleaner Production* 222, S. 242–251, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.248>
- Horttanainen, M.; Deviatkin, I.; Havukainen, J. (2017): Nitrogen release from mechanically dewatered sewage sludge during thermal drying and potential for recovery. *Journal of Cleaner Production* 142(80), S. 1819–1826, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.102>
- Huang, C.; Mohamed, B.A.; Li, L.Y. (2022): Comparative life-cycle assessment of pyrolysis processes for producing bio-oil, biochar, and activated carbon from sewage sludge. *Resources,*

- Conservation and Recycling 181, S. 106273, <https://doi.org/10.1016/j.rescon-rec.2022.106273>
- Huang, L.; Gu, M.; Yu, P.; Zhou, C.; Liu, X. (2020): Biochar and Vermicompost Amendments Affect Substrate Properties and Plant Growth of Basil and Tomato. *Agronomy* 10(2), S. 224, <https://doi.org/10.3390/agronomy10020224>
- Huezo, L.; Shah, A. (2022): Effect of Hydrochar from Anaerobically Digested Sewage Sludge and Manure as a Soil Amendment on Soil Properties and Plant Responses. *BioEnergy Research* 140(9), S. 309, <https://doi.org/10.1007/s12155-022-10479-1>
- Huijbregts, M.A.J.; Steinmann, Z.J.N.; Elshout, P.M.F.; Stam, G.; Verones, F.; Vieira, M.; Zijp, M.; Hollander, A.; van Zelm, R. (2017): ReCiPe2016. A harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 22(2), pp. 138–147, <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>
- Hušek, M.; MOŠKO, J.; POHOŘELÝ, M. (2022): Sewage sludge treatment methods and P-recovery possibilities: Current state-of-the-art. *Journal of Environmental Management* 315, p. 115090, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115090>
- IPCC (2019): Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Appendix 4: Method for Estimating the Change in Mineral Soil Organic Carbon Stocks from Biochar Amendments: Basis for Future Methodological Development
- IPCC (2022): Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Working Group III contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg3/>, Zugriff am 04.5.2022
- Jacobs, U.; Fehr, G.; Geyer J.; Heindl, A.; Husmann, M.; Kellermann, H.-G.; Lehrmann, F.; Ritterbusch, S.; Schönfeld, R.; Tomalla, M. (2021): Klärschlamm-trocknung, Hennef, Deutschland, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V., 1. Aufl.
- Jager, M. de; Giani, L. (2021): An investigation of the effects of hydrochar application rate on soil amelioration and plant growth in three diverse soils. *Biochar* 3(3), S. 349–365, <https://doi.org/10.1007/s42773-021-00089-z>
- Jimenez, J. (2022): Anaerobic digestate as fertilizer for land application. In: *Anaerobic Digestate Management*. Hg. Tyagi, V.K.; Aboudi, K. et al., IWA Publishing, S. 25–44
- Jindo, K.; Audette, Y.; Higashikawa, F.S.; Silva, C.A.; Akashi, K.; Mastrolonardo, G.; Sánchez-Monedero, M.A.; Mondini, C. (2020): Role of biochar in promoting circular economy in the agriculture sector. Part 1: A review of the biochar roles in soil N, P and K cycles. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture* 7(1), S. 1139, <https://doi.org/10.1186/s40538-020-00182-8>
- Joint Research Centre (European Commission) (2010a): International Reference Life Cycle Data System (ILCD) handbook. Framework and requirements for life cycle impact assessment models and indicators, Luxembourg,
- Joint Research Centre (European Commission) (2010b): International Reference Life Cycle Data System (ILCD) handbook. General guide for life cycle assessment : detailed guidance, Luxembourg,
- Jungbluth, N.; Chudacoff, M.; Dauriat, A.; Dinkel, F.; Doka, G.; Faist-Emenegger, M.; Gnansounou, E.; Kijun, N.; Schleiss, K.; Spielmann, M.; Stettler, C.; Sutter, J. (2007): Life Cycle Inventories of Bioenergy. *Ecoinvent Report* 17
- Kaegi, R.; Voegelin, A.; Sinnet, B.; Zuleeg, S.; Hagendorfer, H.; Burkhardt, M.; Siegrist, H. (2011): Behavior of metallic silver nanoparticles in a pilot wastewater treatment plant. *Environmental science & technology* 45(9), pp. 3902–3908, <https://doi.org/10.1021/es1041892>
- Kaltschmitt, M.; Hartmann, H.; Hofbauer, H. (2016): *Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren*, Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg, 3. Aufl.
- Kammann, C.; Ratering, S.; Eckhard, C.; Müller, C. (2012): Biochar and hydrochar effects on greenhouse gas (carbon dioxide, nitrous oxide, and methane) fluxes from soils. *Journal of environmental quality* 41(4), pp. 1052–1066, <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0132>
- Karaca, C.; Sözen, S.; Orhon, D.; Okutan, H. (2018): High temperature pyrolysis of sewage sludge as a sustainable process for energy recovery. *Waste management (New York, N.Y.)* 78, pp. 217–226, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.034>

- Karatas, O.; Khataee, A.; Kalderis, D. (2022): Recent progress on the phytotoxic effects of hydrochars and toxicity reduction approaches. *Chemosphere* 298, p. 134357, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134357>
- Kern, J.; Tammeorg, P.; Shanskiy, M.; Sakrabani, R.; Knicker, H.; Kammann, C.; Tuhkanen, E.-M.; Smidt, G.; Prasad, M.; Tiilikkala, K.; Sohi, S.; Gascó, G.; Steiner, C.; Glaser, B. (2017): Synergistic use of peat and charred material in growing media – an option to reduce the pressure on peatlands? *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 25(2), pp. 160–174, <https://doi.org/10.3846/16486897.2017.1284665>
- Khosravi, A.; Zheng, H.; Liu, Q.; Hashemi, M.; Tang, Y.; Xing, B. (2022): Production and characterization of hydrochars and their application in soil improvement and environmental remediation. *Chemical Engineering Journal* 430, S. 133142, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.133142>
- Kim, B.; Murayama, M.; Colman, B.P.; Hochella, M.F. (2012): Characterization and environmental implications of nano- and larger TiO₂ particles in sewage sludge, and soils amended with sewage sludge. *Journal of environmental monitoring* : JEM 14(4), pp. 1129–1137, <https://doi.org/10.1039/C2EM10809G>
- Kim, D.; Lee, K.; Park, K.Y. (2014): Hydrothermal carbonization of anaerobically digested sludge for solid fuel production and energy recovery. *Fuel* 130, S. 120–125, <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.04.030>
- Kleiber, M.; Joh, R. (2013): Berechnungsmethoden für Stoffeigenschaften. In: VDI-Wärmeatlas, Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg, 140-174
- Klöpffer, W.; Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA), Wiley
- Kraus, F.; Zamzow, M.; Conzelmann, L.; Remy, C.; Kleyböcker, A.; Seis, W.; Miehe, U.; Hermann, L.; Hermann, R.; Kabbe, C. (2019): Ökobilanzieller Vergleich der P-Rückgewinnung aus dem Abwasserstrom mit der Düngemittelproduktion aus Rohphosphaten unter Einbeziehung von Umweltfolgeschäden und deren Vermeidung, Dessau-Roßlau
- KrWG (2012): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG), In der Fassung vom 27.07.2021
- Kuhles, A. (2019): HYDROTHERMAL CARBONIZATION AND BIOGAS - SYNERGY EFFECTS. EXAMPLE OF THE HTC INNOVATION CAMPUS RHEINMÜHLE, SWITZERLAND, Berlin
- La Rubia, M.A. de; Villamil, J.A.; Rodriguez, J.J.; Mohedano, A.F. (2018): Effect of inoculum source and initial concentration on the anaerobic digestion of the liquid fraction from hydrothermal carbonisation of sewage sludge. *Renewable Energy* 127, S. 697–704, <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.05.002>
- Lam, C.M.; Hsu, S.-C.; Alvarado, V.; Li, W.M. (2020): Integrated life-cycle data envelopment analysis for techno-environmental performance evaluation on sludge-to-energy systems. *Applied Energy* 266, S. 114867, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114867>
- Lamastra, L.; Suci, N.A.; Trevisan, M. (2018): Sewage sludge for sustainable agriculture: contaminants' contents and potential use as fertilizer. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture* 5(1), <https://doi.org/10.1186/s40538-018-0122-3>
- Langone, M.; Basso, D. (2020): Process Waters from Hydrothermal Carbonization of Sludge: Characteristics and Possible Valorization Pathways. *International journal of environmental research and public health* 17(18), <https://doi.org/10.3390/ijerph17186618>
- Laurent, A.; Clavreul, J.; Bernstad, A.; Bakas, I.; Niero, M.; Gentil, E.; Christensen, T.H.; Hauschild, M.Z. (2014): Review of LCA studies of solid waste management systems—part II: methodological guidance for a better practice. *Waste management (New York, N.Y.)* 34(3), pp. 589–606, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004>
- Ledakowicz, S.; Stolarek, P.; Malinowski, A.; Lepez, O. (2019): Thermochemical treatment of sewage sludge by integration of drying and pyrolysis/autogasification. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 104, S. 319–327, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.01.018>
- Lefebvre, D.; Williams, A.; Kirk, G.J.D.; Meersmans, J.; Sohi, S.; Goglio, P.; Smith, P. (2021): An anticipatory life cycle assessment of the use of biochar from sugarcane residues as a greenhouse gas removal technology. *Journal of Cleaner Production* 312, S. 127764, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127764>

- Lehmann, J.; Joseph, S. (2015): Biochar for environmental management. Science, technology and implementation, London/New York, Routledge Taylor & Francis Group
- Leiva-Suárez, B.; Paneque, M.; La Rosa, J.M. de; González-Pérez, J.A.; Leiva, M.J.; Knicker, H. (2020): Soil amendment with sewage sludge-derived chars increases C-sequestration potential and provides N and P for plant growth during a second cropping period with *Lolium perenne*. *European Journal of Soil Science* 199, S. 360, <https://doi.org/10.1111/ejss.13000>
- Li, H.; Feng, K. (2018): Life cycle assessment of the environmental impacts and energy efficiency of an integration of sludge anaerobic digestion and pyrolysis. *Journal of Cleaner Production* 195, S. 476–485, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.259>
- Liberatori, G.; Mazzoli, C.; Ferraro, F.; Sturba, L.; Vannuccini, M.L.; Baroni, D.; Behnisch, P.A.; Puccini, M.; Vitolo, S.; Corsi, I. (2022): Aryl hydrocarbon reporter gene bioassay for screening polyhalogenated dibenzo-p-dioxins/furans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in hydrochar and sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials* 428, p. 128256, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128256>
- Libra, J.A.; Ro, K.S.; Kammann, C.; Funke, A.; Berge, N.D.; Neubauer, Y.; Titirici, M.-M.; Fühner, C.; Bens, O.; Kern, J.; Emmerich, K.-H. (2011): Hydrothermal carbonization of biomass residuals. A comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. *Biofuels* 2(1), pp. 71–106, <https://doi.org/10.4155/BFS.10.81>
- Liu, H.; Basar, I.A.; Nzihou, A.; Eskicioglu, C. (2021): Hydrochar derived from municipal sludge through hydrothermal processing: A critical review on its formation, characterization, and valorization. *Water research* 199, p. 117186, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117186>
- Liu, X.; Meng, Q.; Wu, F.; Zhang, C.; Tan, X.; Wan, C. (2022): Enhanced biogas production in anaerobic digestion of sludge medicated by biochar prepared from excess sludge: Role of persistent free radicals and electron mediators. *Bioresource Technology* 347, p. 126422, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126422>
- Liu, Z.; Balasubramanian, R. (2014): Upgrading of waste biomass by hydrothermal carbonization (HTC) and low temperature pyrolysis (LTP). A comparative evaluation. *Applied Energy* 114, pp. 857–864, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.06.027>
- Liu, Z.; Singer, S.; Tong, Y.; Kimbell, L.; Anderson, E.; Hughes, M.; Zitomer, D.; McNamara, P. (2018): Characteristics and applications of biochars derived from wastewater solids. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 90, S. 650–664, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.02.040>
- Lombardi, L.; Nocita, C.; Bettazzi, E.; Fibbi, D.; Carnevale, E. (2017): Environmental comparison of alternative treatments for sewage sludge: An Italian case study. *Waste management (New York, N.Y.)* 69, pp. 365–376, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.040>
- Longo, S.; d'Antoni, B.M.; Bongards, M.; Chaparro, A.; Cronrath, A.; Fatone, F.; Lema, J.M.; Mauricio-Iglesias, M.; Soares, A.; Hospido, A. (2016): Monitoring and diagnosis of energy consumption in wastewater treatment plants. A state of the art and proposals for improvement. *Applied Energy* 179, S. 1251–1268, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.043>
- Lu, H.; Zhang, W.; Wang, S.; Zhuang, L.; Yang, Y.; Qiu, R. (2013): Characterization of sewage sludge-derived biochars from different feedstocks and pyrolysis temperatures. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 102(2), S. 137–143, <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.03.004>
- Lucian, M.; Fiori, L. (2017): Hydrothermal Carbonization of Waste Biomass. Process Design, Modeling, Energy Efficiency and Cost Analysis. *Energies* 10(2), p. 211, <https://doi.org/10.3390/en10020211>
- Lucian, M.; Volpe, M.; Gao, L.; Piro, G.; Goldfarb, J.L.; Fiori, L. (2018): Impact of hydrothermal carbonization conditions on the formation of hydrochars and secondary chars from the organic fraction of municipal solid waste. *Fuel* 233, S. 257–268, <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.06.060>
- Luo, H.; Cheng, F.; Yu, B.; Hu, L.; Zhang, J.; Qu, X.; Yang, H.; Luo, Z. (2021): Full-scale municipal sludge pyrolysis in China: Design fundamentals, environmental and economic assessments, and future perspectives. *The Science of the total environment* 795, p. 148832, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148832>
- Mannarino, G.; Caffaz, S.; Gori, R.; Lombardi, L. (2022): Environmental Life Cycle Assessment of Hydrothermal Carbonization of Sewage Sludge and Its Products Valorization Pathways. Waste and biomass valorization, pp. 1–20, <https://doi.org/10.1007/s12649-022-01821-x>

- Marin-Batista, J.D.; Mohedano, A.F.; Rodríguez, J.J.; La Rubia, M.A. de (2020): Energy and phosphorous recovery through hydrothermal carbonization of digested sewage sludge. *Waste management* (New York, N.Y.) 105, pp. 566–574, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.03.004>
- Marin-Batista, J.D.; Villamil, J.A.; Rodríguez, J.J.; Mohedano, A.F.; La Rubia, M.A. de (2019): Valorization of microalgal biomass by hydrothermal carbonization and anaerobic digestion. *Bioresour Technol* 274, pp. 395–402, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.11.103>
- Matušítk, J.; Hnátková, T.; Kočí, V. (2020): Life cycle assessment of biochar-to-soil systems: A review. *Journal of Cleaner Production* 259, S. 120998, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120998>
- Matušítk, J.; POHOŘELÝ, M.; Kočí, V. (2022): Is application of biochar to soil really carbon negative? The effect of methodological decisions in Life Cycle Assessment. *The Science of the total environment* 807(Pt 3), p. 151058, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151058>
- Mayer, F.; Bhandari, R.; Gäth, S.A. (2021): Life cycle assessment of prospective sewage sludge treatment paths in Germany. *Journal of Environmental Management* 290, p. 112557, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112557>
- Medina-Martos, E.; Istrate, I.-R.; Villamil, J.A.; Gálvez-Martos, J.-L.; Dufour, J.; Mohedano, Á.F. (2020): Techno-economic and life cycle assessment of an integrated hydrothermal carbonization system for sewage sludge. *Journal of Cleaner Production*, S. 122930, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122930>
- Meisel, K.; Clemens, A.; Fühner, C.; Breulmann, M.; Majer, S.; Thrän, D. (2019): Comparative Life Cycle Assessment of HTC Concepts Valorizing Sewage Sludge for Energetic and Agricultural Use. *Energies* 12(5), S. 786, <https://doi.org/10.3390/en12050786>
- Melo, T.M.; Bottlinger, M.; Schulz, E.; Leandro, W.M.; de Aguiar Filho, Adelmo Menezes; Ok, Y.S.; Rinklebe, J. (2017): Effect of biosolid hydrochar on toxicity to earthworms and brine shrimp. *Environmental geochemistry and health* 39(6), pp. 1351–1364, <https://doi.org/10.1007/s10653-017-9995-5>
- Méndez, A.; Cárdenas-Aguiar, E.; Paz-Ferreiro, J.; Plaza, C.; Gascó, G. (2017): The effect of sewage sludge biochar on peat-based growing media. *Biological Agriculture & Horticulture* 33(1), pp. 40–51, <https://doi.org/10.1080/01448765.2016.1185645>
- Méndez, A.; Terradillos, M.; Gascó, G. (2013): Physicochemical and agronomic properties of biochar from sewage sludge pyrolysed at different temperatures. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 102, S. 124–130, <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.03.006>
- Merzari, F.; Goldfarb, J.; Andreottola, G.; Mimmo, T.; Volpe, M.; Fiori, L. (2020): Hydrothermal Carbonization as a Strategy for Sewage Sludge Management: Influence of Process Withdrawal Point on Hydrochar Properties. *Energies* 13(11), S. 2890, <https://doi.org/10.3390/en13112890>
- Merzari, F.; Langone, M.; Andreottola, G.; Fiori, L. (2019): Methane production from process water of sewage sludge hydrothermal carbonization. A review. *Valorising sludge through hydrothermal carbonization. Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 216(1), S. 1–42, <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1561104>
- Mohammadi, A.; Sandberg, M.; Eskandari, S.; Granström, K. (2019): Life cycle assessment of combination of anaerobic digestion and pyrolysis: focusing on different options for biogas use. *Advances in Geosciences* 49, S. 57–66, <https://doi.org/10.5194/adgeo-49-57-2019>
- Moreno, J.; Espada, J.J. (2020): Environmental and techno-economic assessment of thermochemical treatment systems for sludge. In: *Wastewater Treatment Residues as Resources for Biorefinery Products and Biofuels*, Elsevier, S. 201–223
- Moško, J.; Pohorely, M.; SKOBLIA, S.; BEŇO, Z.; Jeremiáš, M. (2020): Detailed Analysis of Sewage Sludge Pyrolysis Gas: Effect of Pyrolysis Temperature. *Energies* 13(16), S. 4087, <https://doi.org/10.3390/en13164087>
- Mumme, J.; Srocke, F.; Heeg, K.; Werner, M. (2014): Use of biochars in anaerobic digestion. *Bioresour Technol* 164, pp. 189–197, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.008>
- Muñoz, I.; Schmidt, J.H. (2016): Methane oxidation, biogenic carbon, and the IPCC's emission metrics. Proposal for a consistent greenhouse-gas accounting. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21(8), pp. 1069–1075, <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1091-z>
- Ni, B.-J.; Zhu, Z.-R.; Li, W.-H.; Yan, X.; Wei, W.; Xu, Q.; Xia, Z.; Dai, X.; Sun, J. (2020): Microplastics Mitigation in Sewage Sludge through Pyrolysis: The Role of Pyrolysis Temperature.

- Environmental Science & Technology Letters 7(12), S. 961–967, <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00740>
- Niero, M.; Pizzol, M.; Bruun, H.G.; Thomsen, M. (2014): Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. *Journal of Cleaner Production* 68(6), S. 25–35, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.051>
- o.A. (1968): Porteous Process Unit Readied for Startup. *Environmental Science & Technology* 2(12), S. 1068–1073, <https://doi.org/10.1021/es60023a603>
- Oberbacher, B.; Nikodem, H.; Klöpffer, W. (1996): An early systems analysis of packaging for liquids. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 1(2), S. 62–65, <https://doi.org/10.1007/BF02978644>
- Ohtake, H.; Tsuneda, S. (Eds.) (2019): *Phosphorus Recovery and Recycling*, Singapore, Springer
- Owsianiak, M.; Ryberg, M.W.; Renz, M.; Hitzl, M.; Hauschild, M.Z. (2016): Environmental Performance of Hydrothermal Carbonization of Four Wet Biomass Waste Streams at Industry-Relevant Scales. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.6b01732>
- Paneque, M.; Knicker, H.; Kern, J.; La Rosa, J.M. de (2019): Hydrothermal Carbonization and Pyrolysis of Sewage Sludge: Effects on *Lolium perenne* Germination and Growth. *Agronomy* 9(7), S. 363, <https://doi.org/10.3390/agronomy9070363>
- Paneque, M.; La Rosa, J.M. de; Kern, J.; Reza, M.T.; Knicker, H. (2017): Hydrothermal carbonization and pyrolysis of sewage sludges. What happen to carbon and nitrogen? *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 128, pp. 314–323, <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2017.09.019>
- Paneque, M.; La Rosa, J.M. de; Patti, A.F.; Knicker, H. (2021): Changes in the Bio-Availability of Phosphorus in Pyrochars and Hydrochars Derived from Sewage Sludge after Their Amendment to Soils. *Agronomy* 11(4), S. 623, <https://doi.org/10.3390/agronomy11040623>
- Patel, S.; Kundu, S.; Halder, P.; Ratnmayake, N.; Marzbali, M.H.; Aktar, S.; Selezneva, E.; Paz-Ferreiro, J.; Surapaneni, A.; Figueiredo, C.C. de; Sharma, A.; Megharaj, M.; Shah, K. (2020): A critical literature review on biosolids to biochar: an alternative biosolids management option. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 19(4), S. 807–841, <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09553-x>
- Paz-Ferreiro, J.; Nieto, A.; Méndez, A.; Askeland, M.P.J.; Gascó, G. (2018): Biochar from Biosolids Pyrolysis: A Review. *International journal of environmental research and public health* 15(5), <https://doi.org/10.3390/ijerph15050956>
- Peng, N.; Li, Y.; Liu, T.; Lang, Q.; Gai, C.; Liu, Z. (2017): Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Toxic Heavy Metals in Municipal Solid Waste and Corresponding Hydrochars. *Energy & Fuels* 31(2), pp. 1665–1671, <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.6b02964>
- Peters, J.F.; Iribarren, D.; Dufour, J. (2015): Biomass Pyrolysis for Biochar or Energy Applications? A Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology* 49(8), pp. 5195–5202, <https://doi.org/10.1021/es5060786>
- Ponomarenko, E.V.; Anderson, D.W. (2001): Importance of charred organic matter in Black Chernozem soils of Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* 81(3), S. 285–297, <https://doi.org/10.4141/S00-075>
- Pradel, M.; Aissani, L. (2019): Environmental impacts of phosphorus recovery from a “product” Life Cycle Assessment perspective: Allocating burdens of wastewater treatment in the production of sludge-based phosphate fertilizers. *The Science of the total environment* 656, pp. 55–69, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.356>
- Pradel, M.; Aissani, L.; Villot, J.; Baudez, J.-C.; Laforest, V. (2016): From waste to added value product: towards a paradigm shift in life cycle assessment applied to wastewater sludge – a review. *Journal of Cleaner Production* 131, S. 60–75, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.076>
- Puccini, M.; Ceccarini, L.; Antichi, D.; Seggiani, M.; Tavarini, S.; Hernandez Latorre, M.; Vitolo, S. (2018): Hydrothermal Carbonization of Municipal Woody and Herbaceous Prunings: Hydrochar Valorisation as Soil Amendment and Growth Medium for Horticulture. *Sustainability* 10(3), S. 846, <https://doi.org/10.3390/su10030846>
- PYREG (2020): sewage sludge. https://dev.pyreg.de/wp-content/uploads/2020_PYREG_flyer_sludge_EN.pdf, Zugriff am 02.01.2021

- Quicker, P.; Weber, K. (Hg.) (2016): Biokohle, Wiesbaden, Springer Fachmedien Wiesbaden
- Racek, J.; Sevcik, J.; Chorazy, T.; Kucerik, J.; Hlavinek, P. (2020): Biochar – Recovery Material from Pyrolysis of Sewage Sludge: A Review. *Waste and Biomass Valorization* 11(7), S. 3677–3709, <https://doi.org/10.1007/s12649-019-00679-w>
- Rashid, S.S.; Liu, Y.-Q. (2021): Comparison of life cycle toxicity assessment methods for municipal wastewater treatment with the inclusion of direct emissions of metals, PPCPs and EDCs. *The Science of the total environment* 756, p. 143849, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143849>
- Remy C.; Stübner J. (2015): Weiterentwicklung des Klima- und Ressourceneffizienzpotentials durch HTC-Behandlung ausgewählter Berliner Klärschlämme – HTC-Berlin
- Remy, C.; Warneke Jonas; Lesjean, B.; Chauzy, J.; Sartet, C. (2013): Energiebilanz und Carbon footprint von Referenztechnologien und HTC-Prozess bei der Klärschlammensorgung. Potentialstudie „HTC-Check“, Berlin
- Roehrdanz, M.; Greve, T.; Jager, M. de; Buchwald, R.; Wark, M. (2019): Co-composted hydrochar substrates as growing media for horticultural crops. *Scientia Horticulturae* 252, S. 96–103, <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.03.055>
- Rosenwinkel, K.-H.; Kroiss, H.; Dichtl, N.; Seyfried, C.-F.; Weiland, P. (Hg.) (2015): Anaerob-technik. Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung, Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg, 3. Aufl.
- Roskosch, A.; Heidecke, P. (2018): Klärschlammensorgung in der Bundesrepublik Deutschland
- Salemdeeb, R.; Saint, R.; Pomponi, F.; Pratt, K.; Lenaghan, M. (2022): Beyond recycling: An LCA-based decision-support tool to accelerate Scotland’s transition to a circular economy. *Resources, Conservation & Recycling Advances* 13, S. 200069, <https://doi.org/10.1016/j.rcradv.2022.200069>
- Schaubroeck, T.; Schaubroeck, S.; Heijungs, R.; Zamagni, A.; Brandão, M.; Benetto, E. (2021): Attributional & Consequential Life Cycle Assessment: Definitions, Conceptual Characteristics and Modelling Restrictions. *Sustainability* 13(13), S. 7386, <https://doi.org/10.3390/su13137386>
- Schmidt, H.-P.; Kammann, C.; Hagemann, N.; Leifeld, J.; Bucheli, T.D.; Sánchez Monedero, M.A.; Cayuela, M.L. (2021): Biochar in agriculture – A systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy* 13(2), S. 1, <https://doi.org/10.1111/gcbb.12889>
- Schnell, M.; Horst, T.; Quicker, P. (2020): Thermal treatment of sewage sludge in Germany: A review. *Journal of Environmental Management* 263, p. 110367, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110367>
- Schnell, M.; Quicker, P. (2020): Klärschlammverbrennung in einer stationären Wirbelschicht mit integrierter Phosphor-Rückgewinnung. *Chemie Ingenieur Technik* 92(4), S. 387–394, <https://doi.org/10.1002/cite.201900148>
- Schoumans, O.F.; Bouraoui, F.; Kabbe, C.; Oenema, O.; van Dijk, K.C. (2015): Phosphorus management in Europe in a changing world. *Ambio* 44 Suppl 2, p. 92, <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0613-9>
- Shen, Y.; Linville, J.L.; Ignacio-de Leon, P.A.A.; Schoene, R.P.; Urgun-Demirtas, M. (2016): Towards a sustainable paradigm of waste-to-energy process: Enhanced anaerobic digestion of sludge with woody biochar. *Journal of Cleaner Production* 135, S. 1054–1064, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.144>
- Shettigondahalli Ekanthalu, V.; Narra, S.; Ender, T.; Antwi, E.; Nelles, M. (2022): Influence of Post- and Pre-Acid Treatment during Hydrothermal Carbonization of Sewage Sludge on P-Transformation and the Characteristics of Hydrochar. *Processes* 10(1), S. 151, <https://doi.org/10.3390/pr10010151>
- Shettigondahalli Ekanthalu, V.; Narra, S.; Sprafke, J.; Nelles, M. (2021): Influence of Acids and Alkali as Additives on Hydrothermally Treating Sewage Sludge: Effect on Phosphorus Recovery, Yield, and Energy Value of Hydrochar. *Processes* 9(4), S. 618, <https://doi.org/10.3390/pr9040618>
- Singh, D.; Kumar, A. (2020): Binary mixture of nanoparticles in sewage sludge: Impact on spinach growth. *Chemosphere* 254, p. 126794, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126794>
- Smith, P. (2016): Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies. *Global change biology* 22(3), pp. 1315–1324, <https://doi.org/10.1111/gcb.13178>

- Song, X.D.; Xue, X.Y.; Chen, D.Z.; He, P.J.; Dai, X.H. (2014): Application of biochar from sewage sludge to plant cultivation: Influence of pyrolysis temperature and biochar-to-soil ratio on yield and heavy metal accumulation. *Chemosphere* 109, pp. 213–220, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.070>
- Sonntag, D.; Heinze, D. (1982): Sättigungsdampfdruck- und Sättigungsdampfdichtetafeln für Wasser und Eis, Leipzig, Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie
- Souza Souza, C. de; Bomfim, M.R.; Conceição de Almeida, M.d.; Alves, L.d.S.; Santana, W.N. de; da Silva Amorim, I.C.; Santos, J.A.G. (2021): Induced changes of pyrolysis temperature on the physicochemical traits of sewage sludge and on the potential ecological risks. *Scientific reports* 11(1), p. 974, <https://doi.org/10.1038/s41598-020-79658-4>
- Sphera (2022a): <https://gabi.sphera.com/deutsch/my-gabi/neuestes-gabi-upgrade/>, Zugriff am 06.7.2022
- Sphera (2022b): GaBi Software System and Database for Life Cycle Engineering, Version 10.6
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2022): Klärschlamm entsorgung nach Bundesländern. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Tabelle/liste-klaerschlammverwertungsart.html>, Zugriff am 10.7.2022
- Stöcklein, F.; Tebert, C.; Töfge, K. (2018): Evaluation und Minderung klimarelevanter Gase aus Abfallverbrennungsanlagen, Dessau-Roßlau
- Stucki, M.; Eymann, L.; Gerner, G.; Krebs, R.; Hartmann, F.; Wanner, R. (2015): Hydrothermal carbonization of sewage sludge on industrial scale: energy efficiency, environmental effects and combustion. *Journal of Energy Challenges and Mechanics* Volume 2(2)
- Stutzenstein, P.; Weiner, B.; Köhler, R.; Pfeifer, C.; Kopinke, F.-D. (2018): Wet oxidation of process water from hydrothermal carbonization of biomass with nitrate as oxidant. *Chemical Engineering Journal* 339, pp. 1–6, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.01.080>
- Sun, H.; Luo, L.; Wang, D.; Liu, W.; Lan, Y.; Yang, T.; Gai, C.; Liu, Z. (2022): Carbon balance analysis of sewage sludge biochar-to-soil system. *Journal of Cleaner Production* 358(1), S. 132057, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132057>
- Sun, X.; Atiyeh, H.K.; Li, M.; Chen, Y. (2020): Biochar facilitated bioprocessing and biorefinery for productions of biofuel and chemicals: A review. *Bioresource Technology* 295, p. 122252, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122252>
- Szypulska, D.; Kokurewicz, Ł.; Zięba, B.; Miodoński, S.; Muszyński-Huhajło, M.; Jurga, A.; Janiak, K. (2021): Impact of the thermal drying of sludge on the nitrogen mass balance of a WWTP, and GHG emissions with classical and novel treatment approach - A full-scale case study. *Journal of Environmental Management* 294, p. 113049, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113049>
- Tammeorg, P.; Bastos, A.C.; Jeffery, S.; Rees, F.; Kern, J.; Graber, E.R.; Ventura, M.; Kibblewhite, M.; Amaro, A.; Budai, A.; Cordovil, Cláudia M. d. S.; Domene, X.; Gardi, C.; Gascó, G.; Horák, J.; Kammann, C.; Kondrlova, E.; Laird, D.; Loureiro, S.; Martins, M.A.S.; Panzacchi, P.; Prasad, M.; Prodana, M.; Puga, A.P.; Ruysschaert, G.; Sas-Paszt, L.; Silva, F.C.; Teixeira, W.G.; Tonon, G.; Delle Vedove, G.; Zavalloni, C.; Glaser, B.; Verheijen, F.G.A. (2016): Biochars in soils. Towards the required level of scientific understanding. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, pp. 1–16, <https://doi.org/10.3846/16486897.2016.1239582>
- Tarpani, R.R.Z.; Alfonsín, C.; Hospido, A.; Azapagic, A. (2020): Life cycle environmental impacts of sewage sludge treatment methods for resource recovery considering ecotoxicity of heavy metals and pharmaceutical and personal care products. *Journal of Environmental Management* 260, p. 109643, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109643>
- Tasca, A.L.; Puccini, M.; Gori, R.; Corsi, I.; Galletti, A.M.R.; Vitolo, S. (2019): Hydrothermal carbonization of sewage sludge: A critical analysis of process severity, hydrochar properties and environmental implications. *Waste management (New York, N.Y.)* 93, pp. 1–13, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.027>
- Teoh, S.K.; Li, L.Y. (2020): Feasibility of alternative sewage sludge treatment methods from a lifecycle assessment (LCA) perspective. *Journal of Cleaner Production* 247, S. 119495, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119495>
- Terlouw, T.; Bauer, C.; Rosa, L.; Mazzotti, M. (2021): Life cycle assessment of carbon dioxide removal technologies: a critical review. *Energy & Environmental Science* 14(4), S. 1701–1721, <https://doi.org/10.1039/D0EE03757E>

- Thoni, T.; Beck, S.; Borchers, M.; Förster, J.; Görl, K.; Hahn, A.; Mengis, N.; Stevenson, A.; Thrän, D. (2020): Deployment of Negative Emissions Technologies at the National Level: A Need for Holistic Feasibility Assessments. *Frontiers in Climate* 2, e8, <https://doi.org/10.3389/fclim.2020.590305>
- Tillman, A.-M.; Ekvall, T.; Baumann, H.; Rydberg, T. (1994): Choice of system boundaries in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 2(1), S. 21–29, [https://doi.org/10.1016/0959-6526\(94\)90021-3](https://doi.org/10.1016/0959-6526(94)90021-3)
- Tomasi Morgano, M.; Leibold, H.; Richter, F.; Stapf, D.; Seifert, H. (2018): Screw pyrolysis technology for sewage sludge treatment. *Waste management (New York, N.Y.)* 73, pp. 487–495, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.049>
- Tomczyk, B.; Siatecka, A.; Bogusz, A.; Oleszczuk, P. (2021): Ecotoxicological assessment of sewage sludge-derived biochars-amended soil. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 275, p. 116484, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116484>
- Tonini, D.; Saveyn, H.G.M.; Huygens, D. (2019): Environmental and health co-benefits for advanced phosphorus recovery. *Nature Sustainability* 2(11), S. 1051–1061, <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0416-x>
- Trabelsi, A.B.H.; Zaafour, K.; Friaa, A.; Abidi, S.; Naoui, S.; Jamaoui, F. (2021): Municipal sewage sludge energetic conversion as a tool for environmental sustainability: production of innovative biofuels and biochar. *Environmental science and pollution research international* 28(8), pp. 9777–9791, <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11400-z>
- Umweltbundesamt (UBA) (2022): Treibhausgas-Emissionen. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/treibhausgas-emissionen>, Zugriff am 02.10.2022
- United Nations (2015): Paris Agreement. <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement>, Zugriff am 22.7.2022
- van den Berg, P.; Huerta-Lwanga, E.; Corradini, F.; Geissen, V. (2020): Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 261, p. 114198, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114198>
- Villarín, M.C.; Merel, S. (2020): Paradigm shifts and current challenges in wastewater management. *Journal of Hazardous Materials* 390, p. 122139, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122139>
- Vom Eyser, C.; Palmu, K.; Otterpohl, R.; Schmidt, T.C.; Tuerk, J. (2015a): Determination of pharmaceuticals in sewage sludge and biochar from hydrothermal carbonization using different quantification approaches and matrix effect studies. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 407(3), pp. 821–830, <https://doi.org/10.1007/s00216-014-8068-1>
- Vom Eyser, C.; Palmu, K.; Schmidt, T.C.; Tuerk, J. (2015b): Pharmaceutical load in sewage sludge and biochar produced by hydrothermal carbonization. *The Science of the total environment* 537, pp. 180–186, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.021>
- Wagner, D.; Neugebauer, G.; Kretschmer, F.; Stoeglehner, G. (2020): Integrating Life-Cycle Perspectives and Spatial Dimensions of Sewage Sludge Mono-Incineration. *Water* 12(5), S. 1267, <https://doi.org/10.3390/w12051267>
- Wagner, W.; Kretschmar, H.-J.; Span, R. (2013): D2 Stoffwerte von bedeutenden reinen Fluiden. In: VDI-Wärmeatlas. Hg. Wagner, W., Berlin, Heidelberg, Springer Berlin Heidelberg
- Wang, F.; Yin, Z.; Liu, Y.; Sun, H.; Zhu, H.; Chen, H.; Zhang, K. (2021): Changes and release risk of typical pharmaceuticals and personal care products in sewage sludge during hydrothermal carbonization process. *Chemosphere* 284, p. 131313, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131313>
- Wang, L.; Chang, Y.; Li, A. (2019): Hydrothermal carbonization for energy-efficient processing of sewage sludge: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 108, S. 423–440, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.04.011>
- Weiner, B.; Baskyr, I.; Poerschmann, J.; Kopinke, F.-D. (2013): Potential of the hydrothermal carbonization process for the degradation of organic pollutants. *Chemosphere* 92(6), pp. 674–680, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.047>
- Weiner, B.; Breulmann, M.; Wedwitschka, H.; Fühner, C.; Kopinke, F.-D. (2018): Wet Oxidation of Process Waters from the Hydrothermal Carbonization of Sewage Sludge. *Chemie Ingenieur Technik* 518, p. 483, <https://doi.org/10.1002/cite.201700050>

- Werner, C.; Schmidt, H.-P.; Gerten, D.; Lucht, W.; Kammann, C. (2018): Biogeochemical potential of biomass pyrolysis systems for limiting global warming to 1.5 °C. *Environmental Research Letters* 13(4), S. 44036, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabb0e>
- Wiedner, K.; Naisse, C.; Rumpel, C.; Pozzi, A.; Wieczorek, P.; Glaser, B. (2013a): Chemical modification of biomass residues during hydrothermal carbonization – What makes the difference, temperature or feedstock? *Organic Geochemistry* 54, S. 91–100, <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2012.10.006>
- Wiedner, K.; Rumpel, C.; Steiner, C.; Pozzi, A.; Maas, R.; Glaser, B. (2013b): Chemical evaluation of chars produced by thermochemical conversion (gasification, pyrolysis and hydrothermal carbonization) of agro-industrial biomass on a commercial scale. *Biomass and Bioenergy* 59, S. 264–278, <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.08.026>
- Winchell, L.J.; Ross, J.J.; Brose, D.A.; Pluth, T.B.; Fonoll, X.; Norton, J.W.; Bell, K.Y. (2022): High-temperature technology survey and comparison among incineration, pyrolysis, and gasification systems for water resource recovery facilities. *Water environment research : a research publication of the Water Environment Federation* 94(4), e10715, <https://doi.org/10.1002/wer.10715>
- Wirth, B.; Reza, T.; Mumme, J. (2015): Influence of digestion temperature and organic loading rate on the continuous anaerobic treatment of process liquor from hydrothermal carbonization of sewage sludge. *Bioresource Technology* 198, pp. 215–222, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.022>
- Woolf, D.; Amonette, J.E.; Street-Perrott, F.A.; Lehmann, J.; Joseph, S. (2010): Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature communications* 1, p. 56, <https://doi.org/10.1038/ncomms1053>
- Woolf, D.; Lehmann, J.; Ogle, S.; Kishimoto-Mo, A.W.; McConkey, B.; Baldock, J. (2021): Greenhouse Gas Inventory Model for Biochar Additions to Soil. *Environmental science & technology* 55(21), pp. 14795–14805, <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02425>
- Yan, J.; Yu, P.; Liu, C.; Li, Q.; Gu, M. (2020): Replacing peat moss with mixed hardwood biochar as container substrates to produce five types of mint (*Mentha* spp.). *Industrial Crops and Products* 155, S. 112820, <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.112820>
- Yoshida, H.; Christensen, T.H.; Scheutz, C. (2013): Life cycle assessment of sewage sludge management: a review. *Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA* 31(11), pp. 1083–1101, <https://doi.org/10.1177/0734242X13504446>
- Yoshida, H.; Hoeve, M. ten; Christensen, T.H.; Bruun, S.; Jensen, L.S.; Scheutz, C. (2018): Life cycle assessment of sewage sludge management options including long-term impacts after land application. *Journal of Cleaner Production* 174(5), S. 538–547, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.175>
- Zampara, M.; Obersteiner, M.; Evangelopoulou, S.; et al. (2016): EU reference scenario 2016. energy, transport and GHG emissions : trends to 2050, Publications Office
- Zhang, J.; Hu, H.; Wang, M.; Li, Y.; Wu, S.; Cao, Y.; Liang, P.; Zhang, J.; Naidu, R.; Liu, Y.; Man, Y.B.; Wong, M.H.; Zhang, C.; Shan, S. (2021): Land application of sewage sludge biochar: Assessments of soil-plant-human health risks from potentially toxic metals. *The Science of the total environment* 756, p. 144137, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144137>
- Zhang, M.; Li, J.; Wang, Y.; Yang, C. (2019): Impacts of different biochar types on the anaerobic digestion of sewage sludge. *RSC Advances* 9(72), S. 42375–42386, <https://doi.org/10.1039/C9RA08700A>
- Zhou, B.; Feng, Y.; Wang, Y.; Yang, L.; Xue, L.; Xing, B. (2018): Impact of hydrochar on rice paddy CH₄ and N₂O emissions: A comparative study with pyrochar. *Chemosphere* 204, pp. 474–482, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.056>
- Zielińska, A.; Oleszczuk, P. (2016): Effect of pyrolysis temperatures on freely dissolved polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) concentrations in sewage sludge-derived biochars. *Chemosphere* 153, pp. 68–74, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.118>

Thesen

1. *Die Einbindung thermochemischer Verfahren wie der hydrothermalen Carbonisierung (HTC) oder der Pyrolyse bei der Klärschlammbehandlung auf Kläranlagen schafft Synergien innerhalb der auftretenden Energie- und Stoffströme und hat positive Auswirkungen auf die Emissionscharakteristik der Klärschlammverwertung.*

Die ökobilanzielle Bewertung sowie die Analyse der auftretenden Energie- und Massenflüsse der HTC ergaben, dass die HTC im Vergleich zur Klärschlamm-trocknung energetische Vorteile bietet und dadurch positive Auswirkungen auf die Emissionscharakteristik entstehen. Durch Wegfall des energieaufwändigen Verdampfungsprozesses des Wassers bei gleichzeitigem Erreichen hoher Trockensubstanzgehalte in den Biokohlen von 60 % und mehr können Wärmeenergie und elektrische Energie innerhalb der Prozesskette eingespart und dadurch die Emissionen aus der Energiebereitstellung minimiert werden. Des Weiteren wurde ermittelt, dass die Trocknung des Klärschlammes mithilfe der bei der Pyrolyse entstehenden Pyrolyseöle und Pyrolysegase erfolgen kann, was ebenfalls zu einer Emissionsreduktion des Gesamtprozesses führt. Durch die Einbindung des an der Kläranlage anfallenden Biogases zur Wärmebereitstellung können weitere Emissionsminderungspotenziale ausgeschöpft werden.

2. *Der stoffliche Einsatz der Biokohle ermöglicht ein direktes Nährstoffrecycling, eine stabile Kohlenstoffsenke und den Ersatz fossiler Ressourcen ohne dabei signifikant negative Umweltauswirkungen zu verursachen.*

Der direkte, stoffliche Einsatz der Biokohle aus der HTC in der Landwirtschaft oder im Gartenbau zeigt aufgrund der potenziell enthaltenen, organischen Schadstoffe ein erhöhtes Toxizitätspotenzial. Im Hinblick auf weitere Schadstoffe wie beispielsweise Schwermetalle ergaben die modellierten Gehalte für beide thermochemischen Verfahren keine maßgebliche Erhöhung des Toxizitätspotenzials. Allerdings könnte bei einigen Klärschlämmen aufgrund der hohen Varianz der Klärschlamm-eigenschaften ein erhöhtes Toxizitätspotenzial auftreten, sodass für den stofflichen Einsatz der Biokohlen aus der HTC der organische Schadstoffgehalt vorbelasteter Klärschlämme kritisch geprüft werden sollte. Hinsichtlich einer stabilen Kohlenstoffsenke kann nur für die Biokohle aus der Pyrolyse eine längerfristige Speicherung von Kohlenstoff attestiert werden. Durch die angestrebte Defossilisierung der Energiesysteme könnten zukünftig Biokohlen aus der Klärschlamm-pyrolyse für einen aktiven Kohlenstoffentzug aus der Atmosphäre genutzt werden. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass ein direktes Nährstoffrecycling mithilfe der Biokohlen beider thermochemischer Konversionsverfahren möglich ist und vor allem mineralische Phosphatdünger substituiert werden können.

3. *Die energetische Nutzung der entstehenden Biokohlen bietet ökologische Vorteile gegenüber der fossilen Energiebereitstellung.*

Im Vergleich zur stofflichen Nutzung der Biokohlen ergab die Auswertung der Ökobilanz im Hinblick auf eine energetische Verwertung der anfallenden Biokohlen sowohl für die HTC als auch für die Pyrolyse ökologische Vorteile in nahezu allen Umweltwirkungskategorien. Die Substitution fossiler Rohstoffe erzielte in der Bilanzierung der Prozessketten ein maßgebliches Emissionsminderungspotenzial, das zu einem großen Anteil aus Gutschriften für vermiedene Emissionen aus fossilen Bereitstellungspfaden innerhalb der Prozessketten besteht.

4. *Die Monoverbrennung von Klärschlamm ist aus ökobilanzieller Sicht nicht die einzige zu priorisierende Behandlungsmethode.*

Der Vergleich der Monoverbrennung des Klärschlammes mit den im Rahmen dieser Arbeit untersuchten alternativen Verfahren ergab für beide thermochemischen Verfahren geringere Emissionspotenziale in nahezu allen Wirkungskategorien. Die verringerten Umweltwirkungen der HTC liegen zu einem großen Teil in der höheren Energieeffizienz des Prozesses begründet, die durch die Einsparung des Trocknungsprozesses erreicht wird. Beim Einsatz der Pyrolyse entstehen verbesserte Emissionsprofile hauptsächlich durch Synergieeffekte bei den Stoff- und Energieströmen innerhalb der modellierten Prozesskette. Unter Einbezug der Anwendungen der entstehenden Biokohlen zeigten die ökobilanziellen Bewertungen, dass die HTC-Prozessketten tendenziell geringere Emissionen aufweisen als die Prozessketten mit Pyrolyse. Allerdings ergab die Auswertung des Eutrophierungspotenzials sowie des Humantoxizitätspotenzials (krebserregend) bei den stofflichen Anwendungsszenarien der Biokohlen aus der HTC höhere negative Auswirkungen als die Monoverbrennung oder Pyrolyse des Klärschlammes. Einerseits bedingt die beabsichtigte Phosphorgabe auf agrarisch genutzten Böden durch die Biokohle eine Erhöhung des Eutrophierungspotenzials. Andererseits konnte ein negativer Einfluss der HTC hinsichtlich der Stoffströme von organischen Schadstoffen wie PCDD/F auf das Toxizitätspotenzial herausgearbeitet werden. In Bezug auf die energetischen Anwendungsszenarien der Biokohle führten die erzielten Gutschriften aus der Substitution fossiler Rohstoffe für beide thermochemischen Verfahren zu niedrigeren Emissionspotenzialen in nahezu allen Umweltwirkungskategorien. Mithilfe der durchgeführten Ökobilanz wurde ermittelt, dass bei einer angepassten Verwertungsstrategie sowohl die Pyrolyse als auch die HTC ökologische Vorteile gegenüber der Monoverbrennung des anfallenden Klärschlammes bieten können.

Anhang

A Hintergrunddaten für die Parameter und die Sensitivitätsanalyse

Tabelle A.1: Energieverbräuche und Durchsatz großtechnischer/pilotmaßstablicher HTC-Anlagen

Parameter/Anlagenhersteller	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Elektrische Energie			
Terranova Energy GmbH	18	kWh/Mg	BUTTMANN 2019
C-Green AB	62	kWh/Mg	Inkl. Nassoxidation AXEGARD 2019
Grenol GmbH	20	kWh/Mg	KUHLES 2019
Thermische Energie			
Terranova Energy GmbH	130	kWh/Mg	BUTTMANN 2019
C-Green AB	0	kWh/Mg	Inkl. Nassoxidation AXEGARD 2019
Grenol GmbH	120	kWh/Mg	KUHLES 2019
Input Trockensubstanz			
Terranova Energy GmbH	20-30	%TS	BUTTMANN 2019; REMY und STÜBNER 2015
C-Green AB	26	%TS	AXEGARD 2019
Grenol GmbH	5-30	%TS	KUHLES 2019
Durchsatz			
Terranova Energy GmbH	ca. 35	Mg/d	BUTTMANN 2019
C-Green AB	ca. 75	Mg/d	AXEGARD 2019
Grenol GmbH	15	Mg/d	KUHLES 2019

Tabelle A.2: Berechnung der benötigten Energie für die Pyrolyse

Parameter	Wert	Einheit	Kommentar/Quelle
Elektrische Energie	30	kWh/h	PYREG 2020; ETIA 2019
Betriebsstunden	7500	h/a	PYREG 2020
Durchsatz pro Stunde	433	kg TS	PYREG 2020
Benötigte Strommenge	0,249	MJ/kg TS	Elektrische Energie*Durchsatz
Heizwert Klärschlamm	12	MJ/kg TS	MOŠKO et al., 2020; TOMASI MORGANO et al., 2017
Auskoppelbare Wärmemenge pro Stunde	750	kWh/h	PYREG 2020
Thermische Energie in Biokohle	4,5	MJ/kg TS	Berechnet nach MOŠKO et al, 2020; TOMASI MORGANO et al., 2017
Ausgekoppelte Wärme zur weiteren Nutzung	6,24	MJ/kg TS	Auskoppelbare Wärmeleistung/Durchsatz
Benötigte Wärmemenge für die Pyrolyse	1,23	MJ/kg TS	Heizwert Klärschlamm-Energie in Biokohle-Ausgekoppelte Wärme

Tabelle A.3: Nährstoffgehalte und Heizwerte der Biokohlen aus der HTC

Substrat	P [g/kg]*	N [g/kg]*	K [g/kg]*	HHV [MJ/kg]*	Quelle
Faulschlamm	53,3	25,7	n.B.	11,38	JAGER und GIANI 2021
Faulschlamm	10,5	34,5	n.B.	20,71	HÄMÄLÄINEN et al. 2021
Faulschlamm	74,0	51,0	3,0	14,9	MERZARI et al., 2020
Faulschlamm	53,2	41,0	2,6	14,33	MARIN-BATISTA et al. 2020
Faulschlamm	38,0	18,0	1,0	20,12	BHATT et al. 2018

* bezogen auf den Trockensubstanzgehalt; n.B. = nicht Bestimmt

Tabelle A.4: Parametervariation der dargestellten Sensitivitätsanalyse für die Prozessketten zur HTC des Klärschlammes

Parameter	Anpassung
Menge an Flockungshilfsmittel	-10 %
Wärmerückgewinnung innerhalb des HTC-Prozesses	+10 %
Stickstoffgehalt der Biokohle (SH1)	+10 %
Phosphorgehalt der Biokohle (SH1)	+10 %
Kaliumgehalt der Biokohle (SH1)	+10 %
Menge an Torf (SH2)	+10 %
Heizwert der Biokohle (SH3)	+10 %
Heizwert der Biokohle (SH4)	+10 %

Tabelle A.5: Parametervariation der dargestellten Sensitivitätsanalyse für die Prozessketten zur Pyrolyse des Klärschlammes

Parameter	Anpassung
Menge an Flockungshilfsmittel	-10 %
Elektrizitätsbedarf des Trockners	-10 %
Wärmebedarf des Trockners	-10 %
Elektrizitätsbedarf der Pyrolyse	-10 %
Wärmebedarf der Pyrolyse	-10 %
Kohlenstoffgehalt der Biokohle (SP1)	+10 %
Phosphorgehalt der Biokohle (SP1)	+10 %
Zinkgehalt der Biokohle (SP1)	+10 %
Menge an Torf (SP2)	+10 %
Substituierte Maismenge (SP3)	+10 %
Heizwert Biokohle (SP4)	+10 %

B Verwendete Prozesse aus den Datenbanken

Tabelle B.1: Verwendete Prozesse aus den Ökobilanzierungsdatenbanken für die Modellierung des Benchmark-Prozesses

Prozess	Geografischer Bezug	Datenbank
iron (III) chloride production, product in 40 % solution state	CH	ecoinvent 3.6
treatment of waste graphical paper, municipal incineration with fly ash extraction	CH	ecoinvent 3.6
treatment of waste plastic, mixture, municipal incineration with fly ash extraction	CH	ecoinvent 3.6
Electricity from biogas	DE	Sphera
Electricity from natural gas	DE	Sphera
Electricity grid mix	DE	Sphera
treatment of digester sludge, municipal incineration, future	DE	ecoinvent 3.6
Electricity grid mix 1kV-60kV (2030) (EU Energy trends report)	EU-28	Sphera
Electricity grid mix 1kV-60kV (2040) (EU Energy trends report)	EU-28	Sphera
Electricity grid mix 1kV-60kV (2050) (EU Energy trends report)	EU-28	Sphera
Electricity grid mix	EU-28	Sphera
Thermal energy from natural gas	EU ohne CH	Sphera
market for cement, unspecified	EU ohne CH	ecoinvent 3.6
market for process-specific burdens, municipal waste incineration	EU ohne CH	ecoinvent 3.6
market for process-specific burdens, residual material landfill	EU ohne CH	ecoinvent 3.6
market for process-specific burdens, slag landfill	EU ohne CH	ecoinvent 3.6
treatment of waste cement, hydrated, residual material landfill	EU ohne CH	ecoinvent 3.6
chemical production, inorganic	GLO	ecoinvent 3.6
chemical production, organic	GLO	ecoinvent 3.6
market for residual material landfill	GLO	ecoinvent 3.6
market for sodium hydroxide, without water, in 50 % solution state	GLO	ecoinvent 3.6
chromium oxide production, flakes	RER	ecoinvent 3.6
market for aluminium sulfate, powder	RER	ecoinvent 3.6
market for ammonia, liquid	RER	ecoinvent 3.6
market for hydrochloric acid, without water, in 30 % solution state	RER	ecoinvent 3.6
market for iron sulfate	RER	ecoinvent 3.6
market for quicklime, milled, packed	RER	ecoinvent 3.6
market for titanium dioxide	RER	ecoinvent 3.6
slag landfill construction	RoW	ecoinvent 3.6

Tabelle B.2: Verwendete Prozesse aus den Ökobilanzierungsdatenbanken für die Modellierung der HTC und die Anwendungsszenarien der Biokohlen SH1-SH4

Prozess	Geografischer Bezug	Datenbank
Open windrow composting (finished compost)	AT	BOKU/Sphera
Calcium hydroxide (Ca(OH) ₂ ; dry; slaked lime) (EN15804 A1-A3)	DE	Sphera
Diesel mix at filling station	DE	Sphera
Electricity from biogas	DE	Sphera
Electricity from lignite	DE	Sphera
Electricity from natural gas	DE	Sphera
Electricity grid mix	DE	Sphera
Potassium chloride (agrarian)	DE	Sphera
Process steam from biogas 90 %	DE	Sphera
Process steam from lignite 90 %	DE	Sphera
Process steam from natural gas 90 %	DE	Sphera
Thermal energy from biogas	DE	Sphera
Thermal energy from biogas	DE	Sphera
Thermal energy from natural gas	DE	Sphera
Ammonium nitrate (AN, 33.5 % N)	EU-28	Fertilizers Europe/Sphera
Articulated lorry transport incl. fuel, Euro 0-6 mix, 40 t total weight, 27 t max payload	EU-28	Sphera
Electricity grid mix 1kV-60kV (2030) (EU Energy trends report)	EU-28	Sphera
Electricity grid mix 1kV-60kV (2040) (EU Energy trends report)	EU-28	Sphera
Electricity grid mix 1kV-60kV (2050) (EU Energy trends report)	EU-28	Sphera
Phosphoric acid (H ₃ PO ₄ , 54 % P ₂ O ₅)	EU-28	Fertilizers Europe/Sphera
Triple superphosphate (TSP, 46 % P ₂ O ₅) (CREDIT)	EU-28	Fertilizers Europe/Sphera
Fertilising; compost/dung spreader	GLO	Sphera
market for iron (III) chloride, without water, in 40 % solution state	GLO	ecoinvent 3.6
market for polyacrylamide	GLO	ecoinvent 3.6
market for potato starch	GLO	ecoinvent 3.6
Universal Tractor	GLO	ecoinvent 3.6
Polyethylene film (PE-LD)	RER	PlasticsEurope/Sphera
peat moss production, horticultural use	RoW	ecoinvent 3.6

Tabelle B.3: Verwendete Prozesse aus den Ökobilanzierungsdatenbanken für die Modellierung der Pyrolyse und die Anwendungsszenarien der Biokohlen SP1-SP4

Prozess	Geografischer Bezug	Datenbank
maize silage production, Swiss integrated production, intensive	CH	ecoinvent 3.6
Ammonium nitrate (AN, solid)	DE	Sphera
Calcium hydroxide (Ca(OH) ₂ ; dry; slaked lime) (EN15804 A1-A3)	DE	Sphera
Calcium hydroxide (Ca(OH) ₂ ; dry; slaked lime) (EN15804 A1-A3)	DE	Sphera
Diesel mix at filling station	DE	Sphera
Electricity from biogas	DE	Sphera
Electricity from lignite	DE	Sphera
Electricity from natural gas	DE	Sphera
Electricity grid mix	DE	Sphera
Limestone (CaCO ₃ ; washed)	DE	Sphera
Potassium chloride (agrarian)	DE	Sphera
Process steam from biogas 90 %	DE	Sphera
DE: Process steam from lignite 90 % Sphera	DE	Sphera
Thermal energy from biogas	DE	Sphera
treatment of spent activated carbon with mercury, underground deposit	DE	ecoinvent 3.6
Articulated lorry transport incl. fuel, Euro 0-6 mix, 40 t total weight, 27 t max payload	EU-28	Sphera
Electricity grid mix 1kV-60kV (2030) (EU Energy trends report)	EU-28	Sphera
Electricity grid mix 1kV-60kV (2040) (EU Energy trends report)	EU-28	Sphera
Electricity grid mix 1kV-60kV (2050) (EU Energy trends report)	EU-28	Sphera
Phosphoric acid (H ₃ PO ₄ , 54 % P ₂ O ₅)	EU-28	Fertilizers Europe/Sphera
Waste water treatment (centrate of dewatering 10 %)	EU-28	Sphera
Fertilising; compost/dung spreader	GLO	Sphera
Fertilising; liquid manure trailing hose distributor	GLO	Sphera
market for activated carbon, granular	GLO	ecoinvent 3.6
market for iron (III) chloride, without water, in 40 % solution state	GLO	ecoinvent 3.6
market for polyacrylamide	GLO	ecoinvent 3.6
market for potato starch	GLO	ecoinvent 3.6
Universal Tractor	GLO	Sphera
Triple superphosphate (TSP, 46 % P ₂ O ₅) (CREDIT)	EU-28	Fertilizers Europe/Sphera
market for sulfuric acid	RER	ecoinvent 3.6
Polyethylene film (PE-LD)	RER	Plastics Europa/Sphera
peat moss production, horticultural use	RoW	ecoinvent 3.6

C Ergebnisse der Ökobilanzierung

Tabelle C.1: Anteile der jeweiligen Einzelprozesse an den Gesamtemissionen der Wirkungskategorien für die HTC

Teilprozess	GWP [%]	PM [%]	FFP [%]	FETP [%]	EP [%]	IRP [%]	ODP [%]	OFF [%]	AP [%]	TETP [%]	HTPc [%]	HTPnc [%]
Elektrische Energie HTC	25,2	5,6	31,2	0,3	0,3	37,3	3,4	7,5	5,2	6,6	0,9	1,1
Thermische Energie HTC	37,1	61,0	14,7	5,4	17,9	5,5	80,2	68,1	64,1	4,2	10,5	16,1
Elektrische Energie Filterpresse HTC	2,0	0,4	2,5	0,0	0,0	3,0	0,3	0,6	0,4	0,5	0,1	0,1
Elektrische Energie Entwässerung	4,3	1,0	5,4	0,1	0,1	6,4	0,6	1,3	0,9	1,1	0,2	0,2
Polymeres Flockungshilfsmittel	14,6	16,3	32,7	78,3	8,3	28,3	0,9	7,9	15,5	70,2	37,2	19,1
Filtertaufbereitung	1,5	1,7	1,0	12,3	21,4	2,9	0,7	0,9	1,0	4,7	41,6	55,0
Prozesswasseraufbereitung	15,0	13,9	12,0	3,7	52,1	16,6	14,0	13,7	12,8	12,6	9,5	8,4
Gasförmige Emissionen HTC	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Lagerung Biokohle	0,1	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1

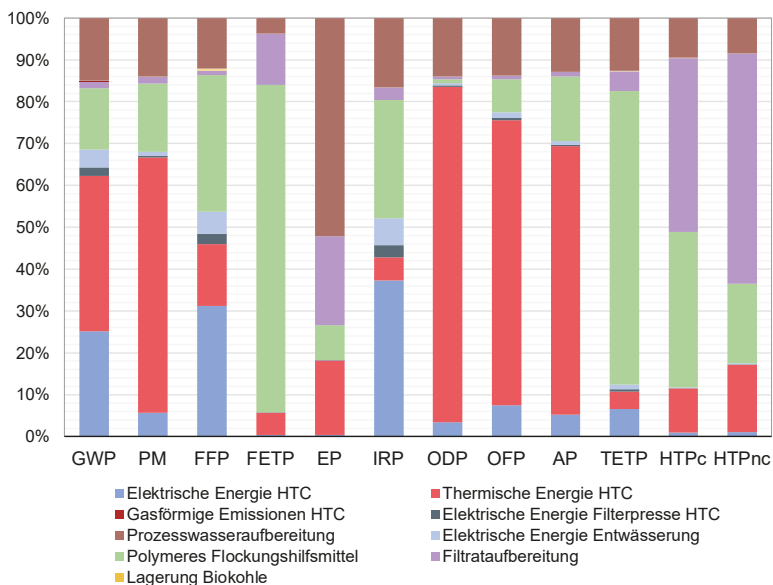


Abbildung C.1: Prozentuale Anteile der einzelnen Prozesse zur ökobilanziellen Bewertung der HTC

Tabelle C.2: Anteile der jeweiligen Einzelprozesse an den Gesamtemissionen der Wirkungskategorien für die Pyrolyse

Teilprozess	GWP [%]	PM [%]	FFP [%]	FETP [%]	EP [%]	IRP [%]	ODP [%]	OFP [%]	AP [%]	TETP [%]	HTPc [%]	HTPnc [%]
Elektrische Energie Pyrolyse	8,7	3,7	15,3	0,2	0,2	37,6	0,8	3,1	3,3	4,1	0,5	0,2
Thermische Energie Pyrolyse	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Elektrische Energie Trocknung	37,6	9,5	46,7	0,6	1,4	41,5	5,6	11,9	8,6	16,1	1,6	1,0
Thermische Energie Trocknung	39,0	72,5	15,5	7,4	51,4	4,3	91,9	76,2	75,2	7,2	12,8	10,7
Brüdenaufbereitung	2,6	0,8	0,2	25,5	0,3	0,2	0,2	0,3	0,8	2,4	33,0	61,5
Elektrische Energie Entwässerung	2,4	0,6	3,0	0,0	0,1	2,6	0,4	0,8	0,5	1,0	0,1	0,1
Filtrataufbereitung	0,8	1,1	0,5	8,9	32,4	1,2	0,4	0,5	0,6	4,3	26,5	19,3
Polymeres Flockungshilfsmittel	8,1	10,2	18,1	56,7	12,5	11,6	0,5	4,6	9,6	63,7	23,7	6,7
Verbrennung Pyrolysegas und Pyrolyseöl	0,7	1,5	0,7	0,8	1,6	1,0	0,0	2,5	1,3	1,2	1,9	0,4

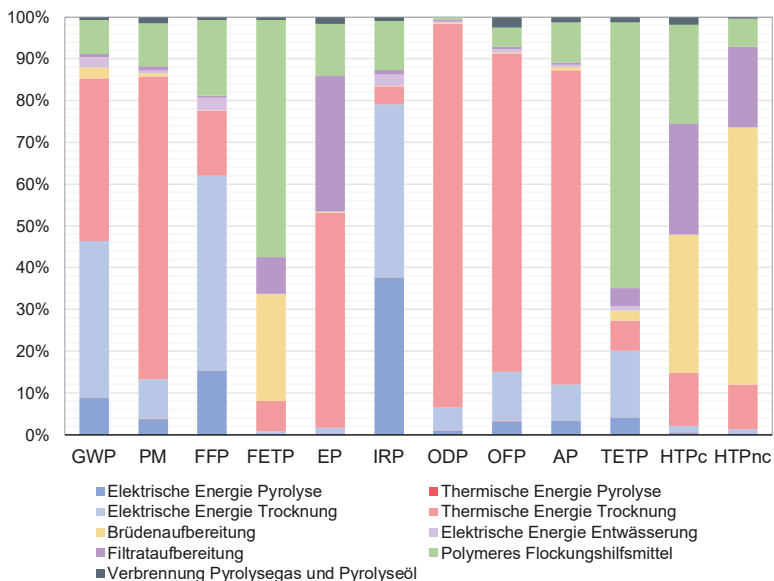


Abbildung C.2: Prozentuale Anteile der einzelnen Prozesse zur ökobilanziellen Bewertung der Pyrolyse

Tabelle C.3: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Behandlung mittels HTC (Teil 1)

Prozess	Wirkungskategorie				
	GWP [kg CO ₂ -äq.]	PM [kg PM _{2,5} -äq.]	FFP [kg oil-äq.]	FETP [kg 1,4-DB-äq.]	
HTC	Elektrische Energie	2,56E-03	6,78E-07	7,53E-04	1,67E-07
	Thermische Energie	3,78E-03	7,37E-06	3,56E-04	3,02E-06
	Elektrische Energie (Filterpresse)	2,05E-04	5,42E-08	6,03E-05	1,33E-08
	Gasförmige Emissionen	2,25E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	Aufbereitung des Prozesswassers	1,52E-03	1,68E-06	2,91E-04	2,10E-06
	Elektrische Energie	4,40E-04	1,17E-07	1,29E-04	2,87E-08
Klärschlamm-entwässerung	Polymeres Flockungshilfsmittel	1,49E-03	1,97E-06	7,89E-04	4,40E-05
	Aufbereitung des Filtrats	1,53E-04	2,03E-07	2,34E-05	6,90E-06
Lagerung der Biokohle	6,48E-06	4,77E-09	1,36E-05	8,26E-09	
Gesamtemissionen	1,02E-02	1,21E-05	2,42E-03	5,63E-05	

Tabelle C.4: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Behandlung mittels HTC (Teil 2)

Prozess	Wirkungskategorie				
	ODP [kg CFC-11-äq.]	OPF [kg NO _x -äq.]	AP [kg SO ₂ -äq.]	TETP [kg 1,4-DB-äq.]	
HTC	Elektrische Energie	1,27E-09	2,57E-06	2,19E-06	4,48E-04
	Thermische Energie	2,99E-08	2,35E-05	2,72E-05	2,87E-04
	Elektrische Energie (Filterpresse)	1,02E-10	2,06E-07	1,75E-07	3,59E-05
	Gasförmige Emissionen	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	Aufbereitung des Prozesswassers	5,20E-09	4,72E-06	5,44E-06	8,64E-04
	Elektrische Energie	2,19E-10	4,43E-07	3,76E-07	7,71E-05
Klärschlamm-entwässerung	Polymeres Flockungshilfsmittel	3,33E-10	2,72E-06	6,56E-06	4,80E-03
	Aufbereitung des Filtrats	2,61E-10	3,15E-07	4,41E-07	3,23E-04
Lagerung der Biokohle	6,48E-06	4,39E-12	1,56E-08	1,63E-08	
Gesamtemissionen	1,02E-02	3,73E-08	3,45E-05	4,24E-05	

Tabelle C.5: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Behandlung mittels HTC (Teil 1)

Prozess		Wirkungskategorie			
		EP	IRP	HTPc	HTPnc
		[kg P-äq.]	[Bq. Co-60-äq.]	[kg 1,4-DB-äq.]	[kg 1,4-DB-äq.]
HTC	Elektrische Energie	1,11E-08	4,68E-05	8,65E-07	5,76E-05
	Thermische Energie	5,71E-07	6,85E-06	9,71E-06	8,60E-04
	Elektrische Energie (Filterpresse)	8,86E-10	3,75E-06	6,92E-08	4,61E-06
	Gasförmige Emissionen	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	Aufbereitung des Prozesswassers	1,66E-06	2,08E-05	8,76E-06	4,50E-04
	Elektrische Energie	1,90E-09	8,05E-06	1,49E-07	9,90E-06
Klärschlamm-entwässerung	Polymeres Flockungshilfsmittel	2,64E-07	3,54E-05	3,42E-05	1,02E-03
	Aufbereitung des Filtrats	6,82E-07	3,69E-06	3,83E-05	2,94E-03
Lagerung der Biokohle		6,48E-06	8,71E-11	1,25E-08	1,21E-08
Gesamtemissionen		1,02E-02	3,20E-06	1,25E-04	9,21E-05

Tabelle C.6: Ergebnisse der Wirkungsabschätzungen für die Szenarien SH1-SH4 (Teil 1)

Wirkungskategorie	Prozess	Szenario			
		SH1	SH2	SH3	SH4
GWP [kg CO ₂ -äq.]	Gesamtemissionen	7,7E-03	-4,7E-02	-3,1E-02	-7,1E-02
	Transport	2,7E-04	4,7E-04	4,7E-04	1,2E-03
	Lagerung	4,8E-05	5,6E-05	0,0E+00	0,0E+00
	Kompostierung	1,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	6,5E-04	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	0,0E+00	0,0E+00	1,2E-04	1,2E-04
	Gutschriften Dünger	-4,4E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-5,8E-02	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Erdgas	0,0E+00	0,0E+00	-4,2E-02	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-8,3E-02
HTC	1,0E-02	1,0E-02	1,0E-02	1,0E-02	
PM [kg PM _{2,5} -äq.]	Gesamtemissionen	2,4E-06	-1,5E-06	8,4E-06	-2,8E-06
	Transport	2,7E-07	4,7E-07	4,7E-07	1,2E-06
	Lagerung	1,4E-07	1,4E-07	0,0E+00	0,0E+00
	Kompostierung	1,6E-06	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	1,1E-06	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschriften Dünger	-1,3E-05	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-1,4E-05	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Erdgas	0,0E+00	0,0E+00	-4,2E-06	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-1,6E-05
HTC	1,2E-05	1,2E-05	1,2E-05	1,2E-05	
FFP [kg oil-äq.]	Gesamtemissionen	8,7E-04	-1,9E-02	-1,4E-02	-1,5E-02
	Transport	8,8E-05	1,5E-04	1,5E-04	3,7E-04
	Lagerung	0,0E+00	1,8E-05	0,0E+00	0,0E+00
	Kompostierung	-4,0E-06	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	2,2E-04	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschriften Dünger	-1,8E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-2,1E-02	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Erdgas	0,0E+00	0,0E+00	-1,6E-02	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-1,8E-02
HTC	2,4E-03	2,4E-03	2,4E-03	2,4E-03	
FETP [kg 1,4-DB-äq.]	Gesamtemissionen	6,1E-05	-2,9E-05	2,5E-05	2,3E-05
	Transport	4,9E-08	8,4E-08	8,4E-08	2,1E-07
	Lagerung	4,4E-14	1,1E-08	0,0E+00	0,0E+00
	Kompostierung	-1,7E-08	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	1,3E-07	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	4,2E-06	4,7E-06	-3,1E-05	-3,1E-05
	Gutschriften Dünger	-5,0E-08	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-9,0E-05	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Erdgas	0,0E+00	0,0E+00	-9,4E-07	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-2,6E-06
HTC	5,6E-05	5,6E-05	5,6E-05	5,6E-05	

Tabelle C.7: Ergebnisse der Wirkungsabschätzungen für die Szenarien SH1-SH4 (Teil 2)

Wirkungskategorie	Prozess	Szenario			
		SH1	SH2	SH3	SH4
EP [kg P-äq.]	Gesamemissionen	2,5E-04	2,5E-04	4,9E-05	4,9E-05
	Transport	8,3E-10	1,4E-09	1,4E-09	3,5E-09
	Lagerung	0,0E+00	1,1E-10	0,0E+00	0,0E+00
	Kompostierung	-7,1E-09	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	1,4E-09	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	2,5E-04	2,5E-04	4,6E-05	4,6E-05
	Gutschriften Dünger	-4,5E-06	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-9,3E-07	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Erdgas	0,0E+00	0,0E+00	-2,8E-09	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-4,6E-09
	HTC	3,2E-06	3,2E-06	3,2E-06	3,2E-06
IRP [Bq. Co-60-äq.]	Gesamemissionen	6,6E-05	-9,4E-05	1,2E-04	1,1E-04
	Transport	1,0E-07	1,8E-07	1,8E-07	4,4E-07
	Lagerung	0,0E+00	1,6E-08	0,0E+00	0,0E+00
	Kompostierung	-2,8E-06	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	2,0E-07	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschriften Dünger	-5,7E-05	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-2,2E-04	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Erdgas	0,0E+00	0,0E+00	-4,1E-06	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-1,6E-05
	HTC	1,3E-04	1,3E-04	1,3E-04	1,3E-04
ODP [kg CFC-11-äq.]	Gesamemissionen	3,3E-08	3,2E-08	3,1E-08	1,1E-08
	Transport	1,4E-10	2,5E-10	2,5E-10	6,2E-10
	Lagerung	0,0E+00	5,7E-12	0,0E+00	0,0E+00
	Kompostierung	1,8E-08	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	7,0E-11	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	0,0E+00	0,0E+00	1,7E-09	1,7E-09
	Gutschriften Dünger	-2,3E-08	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-5,8E-09	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Erdgas	0,0E+00	0,0E+00	-8,5E-09	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-2,9E-08
	HTC	3,7E-08	3,7E-08	3,7E-08	3,7E-08
OFP [kg NO _x -äq.]	Gesamemissionen	4,3E-05	-3,9E-05	8,9E-06	-1,4E-05
	Transport	2,1E-06	3,5E-06	3,5E-06	8,8E-06
	Lagerung	8,4E-07	8,6E-07	0,0E+00	0,0E+00
	Kompostierung	1,7E-06	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	5,0E-06	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	0,0E+00	0,0E+00	1,6E-07	1,6E-07
	Gutschriften Dünger	-7,1E-07	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-7,8E-05	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Erdgas	0,0E+00	0,0E+00	-2,9E-05	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-5,7E-05
	HTC	3,4E-05	3,4E-05	3,4E-05	3,4E-05

Tabelle C.8: Ergebnisse der Wirkungsabschätzungen für die Szenarien SH1-SH4 (Teil 3)

Wirkungskategorie	Prozess	Szenario			
		SH1	SH2	SH3	SH4
AP [kg SO ₂ -äq.]	Gesamtemissionen	1,5E-05	7,8E-06	3,1E-05	-6,3E-06
	Transport	8,2E-07	1,4E-06	1,4E-06	3,5E-06
	Lagerung	3,0E-07	3,2E-07	0,0E+00	0,0E+00
	Kompostierung	1,4E-05	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	1,7E-06	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschriften Dünger	-4,4E-05	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-3,6E-05	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Erdgas	0,0E+00	0,0E+00	-1,3E-05	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-5,2E-05
HTC	4,2E-05	4,2E-05	4,2E-05	4,2E-05	
TETP [kg 1,4-DB-äq.]	Gesamtemissionen	8,4E-03	-2,5E-03	3,3E-03	-6,2E-03
	Transport	2,2E-05	3,7E-05	3,7E-05	9,2E-05
	Lagerung	8,8E-12	4,8E-06	0,0E+00	0,0E+00
	Kompostierung	-4,3E-05	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	5,9E-05	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	2,1E-03	2,3E-03	-1,2E-04	-1,2E-04
	Gutschriften Dünger	-5,7E-04	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-1,2E-02	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Erdgas	0,0E+00	0,0E+00	-3,5E-03	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-1,3E-02
HTC	6,8E-03	6,8E-03	6,8E-03	6,8E-03	
HTPc [kg 1,4-DB-äq.]	Gesamtemissionen	1,0E+00	1,2E+00	8,6E-05	8,8E-05
	Transport	7,1E-08	1,2E-07	1,2E-07	3,0E-07
	Lagerung	1,1E-11	1,6E-08	0,0E+00	0,0E+00
	Kompostierung	-1,5E-07	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	1,9E-07	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	1,0E+00	1,2E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschriften Dünger	-4,7E-07	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-8,9E-05	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Erdgas	0,0E+00	0,0E+00	-6,6E-06	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-4,5E-06
HTC	9,2E-05	9,2E-05	9,2E-05	9,2E-05	
HTPnc [kg 1,4-DB-äq.]	Gesamtemissionen	7,7E-03	5,1E-03	5,3E-03	4,2E-03
	Transport	2,5E-05	4,3E-05	4,3E-05	1,1E-04
	Lagerung	0,0E+00	5,1E-06	0,0E+00	0,0E+00
	Kompostierung	6,1E-06	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	6,3E-05	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	2,2E-03	2,4E-03	8,1E-10	8,1E-10
	Gutschriften Dünger	1,2E-05	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-2,8E-03	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Erdgas	0,0E+00	0,0E+00	-1,1E-04	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-1,3E-03
HTC	5,3E-03	5,3E-03	5,3E-03	5,3E-03	

Tabelle C.9: Prozentuale Abweichungen der Parametervariation zur Bestimmung der Sensitivität des Modells zur HTC.

Teilprozess	GWP [%]	PM [%]	FFP [%]	FETP [%]	EP [%]	IRP [%]	ODP [%]	OPF [%]	AP [%]	TETP [%]	HTPc [%]	HTPnc [%]
Flockungshilfsmittel	-1,5	-1,6	-3,3	-7,8	-0,8	-2,8	-0,1	-0,8	-1,5	-7,0	-3,7	-1,9
Wärmerückgewinnung	-1,5	-2,5	-0,6	-0,2	-0,7	-0,2	-3,3	-2,8	-2,6	-0,2	-0,4	-0,7
Stickstoffgehalt SH1	-4,5	-1,8	-13,3	0,0	0,0	-2,3	-6,8	-0,4	-1,4	-0,2	0,0	0,0
Phosphorgehalt SH1	-1,3	-50,5	-8,0	0,0	9,9	-6,3	0,0	0,2	-28,9	-0,4	0,0	0,0
Kaligehalt SH1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Torfersatz SH2	-10,3	-33,3	-9,8	-30,3	0,0	-23,0	-0,3	-2,5	-11,4	-43,6	0,0	-3,9
Heizwert SH3	-14,1	-5,2	-12,4	-0,4	0,0	-0,3	-2,9	-34,5	-4,3	-11,1	0,0	-0,2
Heizwert SH4	-12,1	-60,3	-12,3	-1,2	0,0	-1,5	-27,6	-43,2	-86,8	-22,0	0,0	-3,3

Tabelle C.10: Ergebnisse der Sensitivitätsbestimmung hinsichtlich der Szenario Analyse der HTC

Wirkungskategorie	Stärkebasiertes Flockungshilfsmittel	Prozesswasservergärung	Nassoxidation	Prozesswärme aus Erdgas	Prozesswärme aus Elektrizität	Strom-Mix 2030	Strom-Mix 2040	Strom-Mix 2050	Elektrizität aus Biogas	Beste Szenariokombination
GWP [kg CO2-äq.]	1,0E-02	7,1E-03	1,4E-02	1,4E-02	2,3E-02	7,9E-03	7,3E-03	7,2E-03	8,1E-03	5,2E-03
PM [kg PM2,5-äq.]	1,4E-05	5,4E-06	1,1E-05	5,5E-06	9,1E-06	1,2E-05	1,2E-05	1,2E-05	1,5E-05	7,4E-06
FFP [kg oil-äq.]	2,0E-03	1,9E-03	3,7E-03	5,0E-03	6,9E-03	2,0E-03	1,8E-03	1,7E-03	1,5E-03	1,0E-03
FETP [kg 1,4-DB-äq.]	1,8E-04	5,2E-05	5,4E-05	5,3E-05	5,4E-05	5,6E-05	5,6E-05	5,6E-05	5,7E-05	4,9E-05
EP [kg P-äq.]	3,9E-06	4,9E-06	1,6E-06	2,6E-06	2,7E-06	3,2E-06	3,2E-06	3,2E-06	3,5E-06	5,1E-06
IRP [Bq. Co-60-äq.]	1,5E-04	1,0E-04	2,0E-04	1,2E-04	4,2E-04	1,5E-04	1,3E-04	1,2E-04	5,8E-05	4,1E-05
ODP [kg CFC-11-äq.]	4,9E-08	1,2E-08	3,1E-08	8,9E-09	1,6E-08	3,6E-08	3,6E-08	3,6E-08	5,0E-08	2,3E-08
OPF [kg NOx-äq.]	3,9E-05	1,4E-05	3,2E-05	1,6E-05	2,8E-05	3,2E-05	3,2E-05	3,2E-05	4,2E-05	2,0E-05
AP [kg SO2-äq.]	5,5E-05	1,9E-05	3,8E-05	1,8E-05	2,9E-05	4,2E-05	4,1E-05	4,1E-05	5,2E-05	2,6E-05
TETP [kg 1,4-DB-äq.]	1,7E-02	5,8E-03	6,9E-03	7,2E-03	9,5E-03	7,4E-03	7,6E-03	7,7E-03	6,3E-03	4,9E-03
HTPc [kg 1,4-DB-äq.]	1,1E-04	7,7E-05	8,4E-05	8,4E-05	8,8E-05	9,3E-05	9,3E-05	9,3E-05	9,5E-05	7,6E-05
HTPnc [kg 1,4-DB-äq.]	9,0E-03	4,3E-03	4,9E-03	4,5E-03	4,9E-03	5,2E-03	5,2E-03	5,2E-03	5,7E-03	4,5E-03

Tabelle C.11: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Behandlung mittels Pyrolyse (Teil 1)

Prozess		Wirkungskategorie			
		GWP	PM	FFP	FETP
		[kg CO ₂ -äq.]	[kg PM _{2,5} -äq.]	[kg oil-äq.]	[kg 1,4-DB-äq.]
Pyrolyse	Elektrische Energie	1,61E-03	7,14E-07	6,67E-04	1,25E-07
	Thermische Energie	4,19E-06	8,17E-09	3,94E-07	3,35E-09
	Verbrennung der Pyrolyse-gase und Pyro-lyseöle	1,26E-04	2,94E-07	2,92E-05	6,00E-07
Trocknung	Elektrische Energie	6,91E-03	1,83E-06	2,03E-03	4,51E-07
	Thermische Energie	7,17E-03	1,40E-05	6,75E-04	5,74E-06
	Brüden-aufbereitung	4,77E-04	1,57E-07	7,38E-06	1,99E-05
Klärschlamm-entwässerung	Filtrat-aufbereitung	1,53E-04	2,03E-07	2,34E-05	6,90E-06
	Polymeres Flockungshilfs-mittel	1,49E-03	1,97E-06	7,89E-04	4,40E-05
	Elektrische Energie	4,40E-04	1,17E-07	1,29E-04	2,87E-08
Gesamtemissionen		1,84E-02	1,93E-05	4,36E-03	7,77E-05

Tabelle C.12: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Behandlung mittels Pyrolyse (Teil 2)

Prozess		Wirkungskategorie			
		ODP	OFP	AP	TETP
		[kg CFC-11-äq.]	[kg NO _x -äq.]	[kg SO ₂ -äq.]	[kg 1,4-DB-äq.]
Pyrolyse	Elektrische Energie	5,19E-10	1,84E-06	2,29E-06	3,06E-04
	Thermische Energie	3,31E-11	2,60E-08	3,01E-08	3,18E-07
	Verbrennung der Pyrolyse-gase und Pyro-lyseöle	1,99E-11	1,47E-06	8,60E-07	9,17E-05
Trocknung	Elektrische Energie	3,44E-09	6,95E-06	5,91E-06	1,21E-03
	Thermische Energie	5,67E-08	4,45E-05	5,16E-05	5,45E-04
	Brüden-aufbereitung	1,48E-10	1,58E-07	5,39E-07	1,80E-04
Klärschlamm-entwässerung	Filtrat-aufbereitung	2,61E-10	3,15E-07	4,41E-07	3,23E-04
	Polymeres Flockungshilfs-mittel	3,33E-10	2,72E-06	6,56E-06	4,80E-03
	Elektrische Energie	2,19E-10	4,43E-07	3,76E-07	7,71E-05
Gesamtemissionen		1,84E-02	6,17E-08	5,84E-05	6,86E-05

Tabelle C.13: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die Behandlung mittels Pyrolyse (Teil 3)

Prozess		Wirkungskategorie			
		EP	IRP	HTPc	HTPnc
		[kg P-äq.]	[Bq. Co-60-äq.]	[kg 1,4-DB-äq.]	[kg 1,4-DB-äq.]
Pyrolyse	Elektrische Energie	4,65E-09	1,14E-04	6,91E-07	3,52E-05
	Thermische Energie	6,33E-10	7,59E-09	1,08E-08	9,53E-07
	Verbrennung der Pyrolyse-gase und Pyrolyseöle	3,46E-08	3,01E-06	2,68E-06	6,40E-05
Trocknung	Elektrische Energie	2,99E-08	1,26E-04	2,34E-06	1,56E-04
	Thermische Energie	1,08E-06	1,30E-05	1,84E-05	1,63E-03
	Brüden-aufbereitung	5,89E-09	5,41E-07	4,77E-05	9,36E-03
	Filtrat-aufbereitung	6,82E-07	3,69E-06	3,83E-05	2,94E-03
Klärschlamm-entwässerung	Polymeres Flockungshilfsmittel	2,64E-07	3,54E-05	3,42E-05	1,02E-03
	Elektrische Energie	1,90E-09	8,05E-06	1,49E-07	9,90E-06
Gesamtemissionen		1,84E-02	2,11E-06	3,05E-04	1,44E-04

Tabelle C.14: Ergebnisse der Wirkungsabschätzungen für die Szenarien SP1-SP4 (Teil 1)

Wirkungskategorie	Prozess	Szenario			
		SP1	SP2	SP3	SP4
GWP [kg CO ₂ -äq.]	Gesamtemissionen	9,1E-03	-8,8E-03	7,9E-03	-1,2E-02
	Transport	9,0E-05	1,5E-04	7,5E-05	3,8E-04
	Lagerung	1,5E-05	1,8E-05	3,2E-05	0,0E+00
	Ausbringung	2,4E-04	0,0E+00	3,0E-04	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	3,9E-05
	Gutschriften Dünger	-1,6E-03	0,0E+00	-1,6E-03	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-1,9E-02	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Substrat Biogasproduktion	0,0E+00	0,0E+00	-1,3E-03	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-3,0E-02
	Pyrolyse	1,8E-02	1,8E-02	1,8E-02	1,8E-02
Kohlenstoffsequestrierung	-8,1E-03	-8,1E-03	-8,1E-03	0,0E+00	
PM [kg PM _{2,5} -äq.]	Gesamtemissionen	1,6E-05	1,5E-05	1,2E-05	1,4E-05
	Transport	9,0E-08	1,5E-07	7,5E-08	3,8E-07
	Lagerung	4,4E-08	4,6E-08	9,3E-08	0,0E+00
	Ausbringung	3,9E-07	0,0E+00	6,3E-07	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschriften Dünger	-3,9E-06	0,0E+00	-3,9E-06	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-4,9E-06	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Substrat Biogasproduktion	0,0E+00	0,0E+00	-4,0E-06	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-5,9E-06
	Pyrolyse	1,9E-05	1,9E-05	1,9E-05	1,9E-05
Kohlenstoffsequestrierung	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	
FFP [kg oil-äq.]	Gesamtemissionen	3,7E-03	-2,8E-03	3,5E-03	-2,2E-03
	Transport	2,9E-05	4,8E-05	2,4E-05	1,2E-04
	Lagerung	0,0E+00	5,7E-06	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	8,0E-05	0,0E+00	1,0E-04	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschriften Dünger	-7,9E-04	0,0E+00	-7,9E-04	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-7,2E-03	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Substrat Biogasproduktion	0,0E+00	0,0E+00	-2,0E-04	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-6,7E-03
	Pyrolyse	4,4E-03	4,4E-03	4,4E-03	4,4E-03
Kohlenstoffsequestrierung	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	
FETP [kg 1,4-DB-äq.]	Gesamtemissionen	7,8E-05	4,8E-05	2,9E-05	7,7E-05
	Transport	1,6E-08	2,7E-08	1,3E-08	6,7E-08
	Lagerung	1,4E-14	3,4E-09	3,0E-14	0,0E+00
	Ausbringung	4,8E-08	0,0E+00	6,3E-08	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	6,7E-07	6,7E-07	6,7E-07	-5,8E-09
	Gutschriften Dünger	-4,3E-07	0,0E+00	-4,3E-07	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-3,0E-05	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Substrat Biogasproduktion	0,0E+00	0,0E+00	-4,9E-05	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-9,5E-07
	Pyrolyse	7,8E-05	7,8E-05	7,8E-05	7,8E-05
Kohlenstoffsequestrierung	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	

Tabelle C.15: Ergebnisse der Wirkungsabschätzungen für die Szenarien SP1-SP4 (Teil 2)

Wirkungskategorie	Prozess	Szenario			
		SP1	SP2	SP3	SP4
EP [kg P-äq.]	Gesamemissionen	1,6E-04	1,6E-04	1,6E-04	1,7E-05
	Transport	2,7E-10	4,6E-10	2,3E-10	1,1E-09
	Lagerung	0,0E+00	3,6E-11	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	5,1E-10	0,0E+00	6,7E-10	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	1,5E-04	1,5E-04	1,5E-04	1,5E-05
	Gutschriften Dünger	-9,4E-09	0,0E+00	-9,4E-09	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-3,1E-07	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Substrat Biogasproduktion	0,0E+00	0,0E+00	-4,1E-07	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-1,7E-09
	Pyrolyse	2,1E-06	2,1E-06	2,1E-06	2,1E-06
	Kohlenstoffsequestrierung	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
IRP [Bq. Co-60-äq.]	Gesamemissionen	3,0E-04	2,3E-04	2,8E-04	3,0E-04
	Transport	3,4E-08	5,6E-08	2,8E-08	1,4E-07
	Lagerung	0,0E+00	5,2E-09	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	7,3E-08	0,0E+00	9,6E-08	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschriften Dünger	-4,5E-06	0,0E+00	-4,5E-06	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-7,3E-05	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Substrat Biogasproduktion	0,0E+00	0,0E+00	-2,5E-05	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-5,8E-06
	Pyrolyse	3,0E-04	3,0E-04	3,0E-04	3,0E-04
	Kohlenstoffsequestrierung	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
ODP [kg CFC-11-äq.]	Gesamemissionen	6,1E-08	6,0E-08	3,5E-08	5,2E-08
	Transport	4,8E-11	7,9E-11	4,0E-11	2,0E-10
	Lagerung	0,0E+00	1,8E-12	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	2,6E-11	0,0E+00	3,4E-11	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	5,6E-10
	Gutschriften Dünger	-5,3E-10	0,0E+00	-5,3E-10	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-1,9E-09	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Substrat Biogasproduktion	0,0E+00	0,0E+00	-2,6E-08	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-1,1E-08
	Pyrolyse	6,2E-08	6,2E-08	6,2E-08	6,2E-08
	Kohlenstoffsequestrierung	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
OFP [kg NO _x -äq.]	Gesamemissionen	5,7E-05	3,4E-05	5,4E-05	4,0E-05
	Transport	6,8E-07	1,1E-06	5,7E-07	2,8E-06
	Lagerung	2,7E-07	2,8E-07	5,6E-07	0,0E+00
	Ausbringung	1,9E-06	0,0E+00	3,3E-06	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	5,3E-08
	Gutschriften Dünger	-4,4E-06	0,0E+00	-4,4E-06	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-2,6E-05	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Substrat Biogasproduktion	0,0E+00	0,0E+00	-4,6E-06	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-2,1E-05
	Pyrolyse	5,8E-05	5,8E-05	5,8E-05	5,8E-05
	Kohlenstoffsequestrierung	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00

Tabelle C.16: Ergebnisse der Wirkungsabschätzungen für die Szenarien SP1-SP4 (Teil 3)

Wirkungskategorie	Prozess	Szenario			
		SP1	SP2	SP3	SP4
AP [kg SO ₂ -äq.]	Gesamtemissionen	5,9E-05	5,7E-05	3,7E-05	5,1E-05
	Transport	2,7E-07	4,5E-07	2,3E-07	1,1E-06
	Lagerung	9,5E-08	1,0E-07	2,0E-07	0,0E+00
	Ausbringung	6,3E-07	0,0E+00	1,3E-06	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschriften Dünger	-1,0E-05	0,0E+00	-1,0E-05	0,0E+00
	Gutschrift Substrat Biogasproduktion	0,0E+00	-1,3E-05	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-1,9E-05
	Pyrolyse	6,9E-05	6,9E-05	6,9E-05	6,9E-05
	Kohlenstoffsequestrierung	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
TETP [kg 1,4-DB-äq.]	Gesamtemissionen	7,2E-03	3,7E-03	3,8E-03	2,8E-03
	Transport	7,1E-06	1,2E-05	5,9E-06	3,0E-05
	Lagerung	2,8E-12	1,5E-06	5,9E-12	0,0E+00
	Ausbringung	2,1E-05	0,0E+00	2,8E-05	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	1,2E-05	1,2E-05	1,2E-05	-1,2E-05
	Gutschriften Dünger	-4,1E-04	0,0E+00	-4,1E-04	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-3,9E-03	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Substrat Biogasproduktion	0,0E+00	0,0E+00	-3,4E-03	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-4,8E-03
	Pyrolyse	7,5E-03	7,5E-03	7,5E-03	7,5E-03
Kohlenstoffsequestrierung	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	
HTPc [kg 1,4-DB-äq.]	Gesamtemissionen	3,1E-03	3,0E-03	3,0E-03	1,4E-04
	Transport	2,3E-08	3,9E-08	2,0E-08	9,8E-08
	Lagerung	3,5E-12	5,1E-09	7,4E-12	0,0E+00
	Ausbringung	7,1E-08	0,0E+00	9,3E-08	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	2,9E-03	2,9E-03	2,9E-03	0,0E+00
	Gutschriften Dünger	-1,5E-06	0,0E+00	-1,5E-06	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-3,0E-05	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Substrat Biogasproduktion	0,0E+00	0,0E+00	-3,0E-05	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-1,7E-06
	Pyrolyse	1,4E-04	1,4E-04	1,4E-04	1,4E-04
Kohlenstoffsequestrierung	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	
HTPnc [kg 1,4-DB-äq.]	Gesamtemissionen	2,2E-02	2,1E-02	4,1E-02	1,5E-02
	Transport	8,3E-06	1,4E-05	6,9E-06	3,5E-05
	Lagerung	0,0E+00	1,6E-06	0,0E+00	0,0E+00
	Ausbringung	2,3E-05	0,0E+00	3,0E-05	0,0E+00
	Direkte Emissionen Biokohle	6,8E-03	6,8E-03	6,8E-03	2,6E-10
	Gutschriften Dünger	-1,5E-04	0,0E+00	-1,5E-04	0,0E+00
	Gutschrift Torf	0,0E+00	-9,2E-04	0,0E+00	0,0E+00
	Gutschrift Substrat Biogasproduktion	0,0E+00	0,0E+00	1,9E-02	0,0E+00
	Gutschrift Energie aus Braunkohle	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	-4,8E-04
	Pyrolyse	1,5E-02	1,5E-02	1,5E-02	1,5E-02
Kohlenstoffsequestrierung	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	

Tabelle C.17: Prozentuale Abweichungen der Parametervariation zur Bestimmung der Sensitivität des Modells zur Pyrolyse.

Teilprozess	GWP [%]	PM [%]	FFP [%]	FETP [%]	EP [%]	IRP [%]	ODP [%]	OPF [%]	AP [%]	TETP [%]	HTPc [%]	HTPnc [%]
Flockungshilfsmittel	-0,8	-1,0	-1,8	-5,7	-1,3	-1,2	-0,1	-0,5	-1,0	-6,4	-2,4	-0,7
Elektrizität Trockner	-3,8	-0,9	-4,7	-0,1	-0,1	-4,2	-0,6	-1,2	-0,9	-1,6	-0,2	-0,1
Wärme Trockner	-7,6	-14,1	-3,0	-1,4	-10,0	-0,8	-17,9	-14,9	-14,7	-1,4	-2,5	-2,1
Elektrizität Pyrolyse	-0,9	-0,4	-1,5	0,0	0,0	-3,8	-0,1	-0,3	-0,3	-0,4	0,0	0,0
Wärme Pyrolyse	-1,4	-2,5	-0,5	-0,3	-1,8	-0,1	-3,2	-2,6	-2,6	-0,3	-0,4	-0,4
Kohlenstoffgehalt SP1	-8,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Phosphorgehalt SP1	-1,6	-2,5	-2,0	-0,1	9,9	-0,1	-0,1	-0,8	-1,7	-0,6	0,0	-0,1
Zinkgehalt SP1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,8
Torfersatz SP2	-21,9	-3,3	-25,9	-6,2	0,0	-3,1	-0,3	-7,7	-2,2	-10,6	-0,1	-0,4
Maismenge SP3	-1,7	-3,3	-0,6	-16,6	0,0	-0,9	-7,4	-0,9	-6,3	-8,9	-0,1	4,7
Heizwert SP4	-26,1	-4,3	-30,4	-0,1	0,0	-0,2	-2,0	-5,2	-3,8	-17,3	0,0	-0,3

Tabelle C.18: Ergebnisse der Sensitivitätsbestimmung hinsichtlich der Szenario Analyse der Pyrolyse

Wirkungskategorie	Stärkbelesiertes Flockungshilfsmittel	Prozesswärme aus Erdgas	Prozesswärme aus Elektrizität	Elektrizität aus Biogas	Strom-Mix 2030	Strom-Mix 2040	Strom-Mix 2050	Beste Szenariokombination
GWP [kg CO ₂ -äq.]	1,8E-02	2,6E-02	4,3E-02	1,4E-02	1,3E-02	1,2E-02	1,2E-02	1,4E-02
PM [kg PM _{2,5} -äq.]	2,2E-05	6,7E-06	1,4E-05	2,4E-05	1,9E-05	1,8E-05	1,8E-05	2,4E-05
FFP [kg oil-äq.]	4,0E-03	9,3E-03	1,3E-02	2,5E-03	3,3E-03	2,9E-03	2,7E-03	2,4E-03
FETP [kg 1,4-DB-äq.]	2,0E-04	7,2E-05	7,4E-05	8,0E-05	7,7E-05	7,7E-05	7,7E-05	7,6E-05
EP [kg P-äq.]	2,8E-06	1,0E-06	1,2E-06	2,6E-06	2,1E-06	2,1E-06	2,1E-06	2,6E-06
IRP [Bq Co-60-äq.]	3,2E-04	2,9E-04	8,7E-04	1,8E-04	2,9E-04	2,5E-04	2,2E-04	1,7E-04
ODP [kg CFC-11-äq.]	7,4E-08	7,9E-09	2,1E-08	8,5E-08	5,9E-08	5,9E-08	5,9E-08	8,5E-08
OPF [kg NOx-äq.]	6,3E-05	2,4E-05	4,6E-05	7,3E-05	5,4E-05	5,2E-05	5,2E-05	7,2E-05
AP [kg SO ₂ -äq.]	8,1E-05	2,1E-05	4,4E-05	8,7E-05	6,6E-05	6,5E-05	6,5E-05	8,7E-05
TETP [kg 1,4-DB-äq.]	1,7E-02	8,2E-03	1,3E-02	6,5E-03	9,0E-03	9,5E-03	9,9E-03	6,0E-03
HTPc [kg 1,4-DB-äq.]	1,6E-04	1,3E-04	1,4E-04	1,5E-04	1,5E-04	1,5E-04	1,5E-04	1,5E-04
HTPnc [kg 1,4-DB-äq.]	1,9E-02	1,4E-02	1,4E-02	1,6E-02	1,5E-02	1,5E-02	1,5E-02	1,6E-02

Tabelle C.19: Ergebnisse des Vergleichs der thermochemischen Konversionsverfahren mit dem Benchmark Szenario

Wirkungs-kategorie	Benchmark	HTC Basis	HTC Min	HTC Max	Pyrolyse Basis	Pyrolyse Min	Pyrolyse Max
GWP [kg CO ₂ -äq.]	1,1E-02	1,0E-02	5,2E-03	2,3E-02	1,8E-02	1,2E-02	4,3E-02
PM [kg PM _{2,5} -äq.]	2,1E-05	1,2E-05	5,4E-06	1,5E-05	1,9E-05	6,7E-06	2,4E-05
FFP [kg oil-äq.]	2,4E-03	2,4E-03	1,0E-03	6,9E-03	4,4E-03	2,4E-03	1,3E-02
FETP [kg 1,4-DB-äq.]	3,0E-03	5,6E-05	4,9E-05	1,8E-04	7,8E-05	7,2E-05	2,0E-04
EP [kg P-äq.]	6,6E-05	3,2E-06	1,6E-06	5,1E-06	2,1E-06	1,0E-06	2,8E-06
IRP [Bq. Co-60-äq.]	4,3E-04	1,3E-04	4,1E-05	4,2E-04	3,0E-04	1,7E-04	8,7E-04
ODP [kg CFC-11-äq.]	7,8E-08	3,7E-08	8,9E-09	5,0E-08	6,2E-08	7,9E-09	8,5E-08
OFF [kg NOx-äq.]	1,2E-04	3,4E-05	1,4E-05	4,2E-05	5,8E-05	2,4E-05	7,3E-05
AP [kg SO ₂ -äq.]	6,4E-05	4,2E-05	1,8E-05	5,5E-05	6,9E-05	2,1E-05	8,7E-05
TETP [kg 1,4-DB-äq.]	2,0E-02	6,8E-03	4,9E-03	1,7E-02	7,5E-03	6,0E-03	1,7E-02
HTPc [kg 1,4-DB-äq.]	4,9E-03	9,2E-05	7,6E-05	1,1E-04	1,4E-04	1,3E-04	1,6E-04
HTPnc [kg 1,4-DB-äq.]	2,7E-02	5,3E-03	4,3E-03	9,0E-03	1,5E-02	1,4E-02	1,9E-02

In dieser Reihe bisher erschienen

Band I

10. DIALOG Abfallwirtschaft MV

– Von der Abfallwirtschaft zur Energiewirtschaft.

Tagungsband, erschienen im Juni 2007, ISBN 987-3-86009-004-6

Band II

Ellen-Rose Trübger

Entwicklung eines Ansatzes zur Berücksichtigung der ungesättigten Zone bei der Grundwassersimulation von Feuchtgebieten.

Dissertation, erschienen im August 2007, ISBN 978-3-86009-006-0

Band III

René Dechow

Untersuchungen verschiedener Ansätze der Wasserhaushalts- und Stofftransportmodellierung hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit in Stickstoffhaushaltsmodellen.

Dissertation, erschienen im September 2007, ISBN 978-3-86009-016-9

Band IV

Carolin Wloczyk

Entwicklung und Validierung einer Methodik zur Ermittlung der realen Evapotranspiration anhand von Fernerkundungsdaten in Mecklenburg-Vorpommern.

Dissertation, erschienen im September 2007, ISBN 978-3-86009-009-1

Band 5

1. Rostocker Bioenergieforum.

Bioenergieland Mecklenburg-Vorpommern.

Tagungsband, erschienen im Oktober 2007, ISBN 978-3-86009-013-8

Band 6

Kulturtechniktagung 2007.

Ostseeverseuchung und Flächenentwässerung.

Tagungsband, erschienen im Januar 2008, ISBN 978-3-86009-018-3

Band 7

Enrico Frahm

Bestimmung der realen Evapotranspiration für Weide (*Salix* spp.) und Schilf (*Phragmites australis*) in einem nordostdeutschen Flusstalmoor.

Dissertation, erschienen im Mai 2008, ISBN 978-3-86009-023-7

Band 8

Jenny Haide

Methode zur Quantifizierung der Einflüsse auf Vorgangsdauern lohnintensiver Arbeiten am Beispiel von Pflasterarbeiten.

Dissertation, erschienen im Juni 2008, ISBN 978-3-86009-024-4

Band 9

11. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Chancen und Risiken für die deutsche Abfallwirtschaft im Ausland.

Tagungsband, erschienen im Juni 2008, ISBN 978-3-86009-029-9

Band 10

Stefan Cantré

Ein Beitrag zur Bemessung geotextiler Schläuche für die Entwässerung von Baggergut.

Dissertation, erschienen im Juni 2008, ISBN 978-3-86009-032-9

Band 11

Birgit Wüstenberg

Praxis der Standortwahl von Sportboothäfen im Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommerns und Entwicklung einer Bewertungsmethode als Planungshilfe.

Dissertation, erschienen im Juli 2008, ISBN 978-3-86009-033-6

Band 12

André Clauß

Erhöhung der Trinkwasserversorgungssicherheit in Havarie- und Krisensituationen durch neue Handlungsalgorithmen sowie Einbeziehung bisher ungenutzter Ressourcen am Beispiel von Bergbaugrubenwasser.

Dissertation, erschienen im September 2008, ISBN 978-3-86009-037-4

Band 13

Peter Degener

Sickerwasserkreislauf zur Behandlung von Sickerwässern der aerobiologischen Restabfallbehandlung (Restabfallrotte).

Dissertation, erschienen im Oktober 2008, ISBN 978-3-86009-043-5

Band 14

2. Rostocker Bioenergieforum

Innovationen für Klimaschutz und wirtschaftliche Entwicklung.

Tagungsband, erschienen im Oktober 2008, ISBN 978-3-86009-044-2

Band 15

7. Rostocker Abwassertagung

Fortschritte auf dem Gebiet der Abwasserentsorgung.

Tagungsband, erschienen im November 2008, ISBN 978-3-86009-045-9

Band 16

Christian Noß

Strömungsstrukturen kleiner naturnaher Fließgewässer unter Berücksichtigung von Turbulenztheorie und Dispersionsmodellen.

Dissertation, erschienen im Januar 2009, ISBN 978-3-86009-054-1

Band 17

Ralf Schröder

Entwicklung von Möglichkeiten zur Messung der N₂-Übersättigung sowie Methoden zur Reduzierung der Schwimmschlamm Bildung.

Dissertation, erschienen im Februar 2009, ISBN 978-3-86009-055-8

Band 18

Elmar Wisotzki

Bodenverfestigungen mit Kalk-Hüttensand-Gemischen.

Dissertation, erschienen im April 2009, ISBN 978-3-86009-059-6

Band 19

Ramez Mashkook

Untersuchungen zur Adsorption und biologischen Aktivität an Aktivkohlefilter unter den Bedingungen der Wasseraufbereitung im Wasserwerk Rostock.

Dissertation, erschienen im April 2009, ISBN 978-3-86009-060-2

Band 20

Torsten Birkholz

Handlungserfordernisse und Optimierungsansätze für kommunale Ver- und Entsorgungsunternehmen im Zusammenhang mit demografischen Veränderungen im ländlichen Raum aufgezeigt an einem Beispiel in Mecklenburg-Vorpommern.

Dissertation, erschienen im Mai 2009, ISBN 978-3-86009-061-9

Band 21

12. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfallwirtschaft.

Tagungsband, erschienen im Juni 2009, ISBN 978-3-86009-062-6

Band 22

Thomas Fritz

Entwicklung, Implementierung und Validierung eines praxisnahen Verfahrens zur Bestimmung von Biogas- bzw. Methanerträgen.

Dissertation, erschienen im Oktober 2009, ISBN 978-3-86009-065-7

Band 23

3. Rostocker Bioenergieforum

Bioenergie – Chance und Herausforderung für die regionale und globale Wirtschaft.

Tagungsband, erschienen im Oktober 2009, ISBN 978-3-86009-065-8

Band 24

Muhammad Mariam

Analyse von Gefahrenpotenzialen für die Trinkwasserversorgung der Stadt Rostock unter besonderer Berücksichtigung von Schadstoffausbreitungsvorgängen in der Warnow.

Dissertation, erschienen im Februar 2010, ISBN 978-3-86009-078-7

Band 25

Manja Steinke

Untersuchungen zur Behandlung von Abwässern der Fischverarbeitungsindustrie.

Dissertation, erschienen im Juni 2010, ISBN 978-3-86009-085-5

Band 26

13. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Die Kreislauf- und Abfallwirtschaft im Wandel. Wohin gehen die rechtlichen und technischen Entwicklungen?

Tagungsband, erschienen im Juni 2010, ISBN 978-3-86009-087-9

Band 27

4. Rostocker Bioenergieforum

Zukunftstechnologien für Bioenergie

Tagungsband, erschienen im Oktober 2010, ISBN 978-3-940364-12-8

Band 28

Dirk Banemann

Einfluss der Silierung und des Verfahrensablaufs der Biomassebereitstellung auf den Methanertrag unter Berücksichtigung eines Milchsäurebakteriensilierungsmittel

Dissertation, erschienen im Januar 2011, ISBN 978-3-86009-087-9

Band 29

14. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Abfall als Wertstoff- und Energiereserve

Tagungsband, erschienen im Juni 2011, ISBN 978-3-940364-18-0

Band 30

5. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im November 2011, ISBN 978-3-940364-20-3

Band 31

8. Rostocker Abwassertagung
Erhöhung der Effektivität von Abwasserentsorgungsanlagen
Tagungsband, erschienen im November 2011, ISBN 978-3-86009-120-3

Band 32

6. Rostocker Bioenergieforum
Tagungsband, erschienen im Juni 2012, ISBN 978-3-940364-27-2

Band 33

Ishan Machlouf
Untersuchungen zur Nitratelimination bei der Trinkwasseraufbereitung unter Berücksichtigung syrischer Verhältnisse
Dissertation, erschienen im März 2013, ISBN 978-3-86009-204-0

Band 34

Ralph Sutter
Analyse und Bewertung der Einflussgrößen auf die Optimierung der Rohbiogasproduktion hinsichtlich der Konstanz von Biogasqualität und -menge
Dissertation, erschienen im März 2013, ISBN 978-3-86009-202-6

Band 35

Wolfgang Pfaff-Simoneit
Entwicklung eines sektoralen Ansatzes zum Aufbau von nachhaltigen Abfallwirtschaftssystemen in Entwicklungsländern vor dem Hintergrund von Klimawandel und Ressourcenverknappung
Dissertation, erschienen im Mai 2013, ISBN 978-3-86009-203-3

Band 36

7. Rostocker Bioenergieforum
Tagungsband, erschienen im Juni 2013, ISBN 978-3-86009-207-1

Band 37

Markus Helftewes
Modellierung und Simulation der Gewerbeabfallaufbereitung vor dem Hintergrund der Outputqualität, der Kosteneffizienz und der Klimabilanz
Dissertation, erschienen im Oktober 2013, ISBN 978-3-86009-402-0

Band 38

Jan Stefan Riha
Detektion und Quantifizierung von Cyanobakterien in der Ostsee mittels Satellitenfernerkundung
Dissertation, erschienen im Oktober 2013, ISBN 978-3-86009-403-7

Band 39

Peter Helmke

Optimierung der Verarbeitungs-, Gebrauchs- und Entsorgungseigenschaften eines naturfaserverstärkten Kunststoffes unter Berücksichtigung automobiler Anforderungen

Dissertation, erschienen im November 2013, ISBN 978-3-86009-404-4

Band 40

Andrea Siebert-Raths

Modifizierung von Polylactid (PLA) für technische Anwendungen
Verfahrenstechnische Optimierung der Verarbeitungs- und Gebrauchseigenschaften

Dissertation, erschienen im Januar 2014 ISBN 978-3-86009-405-1

Band 41

Fisiha Getachew Argaw

Agricultural Machinery Traffic Influence on Clay Soil Compaction as Measured by the Dry Bulk Density

Dissertation, erschienen im Januar 2014 ISBN 978-3-86009-406-8

Band 42

Tamene Adugna Demissie

Climate change impact on stream flow and simulated sediment yield to Gilgel Gibe 1 hydropower reservoir and the effectiveness of Best Management Practices

Dissertation, erschienen im Februar 2014 ISBN 978-3-86009-407-5

Band 43

Paul Engelke

Untersuchungen zur Modellierung des Feststofftransports in Abwasserkanälen: Validierung in SIMBA®

Dissertation, erschienen im Februar 2014 ISBN 978-3-86009-408-2

Band 44

16. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft

Tagungsband, erschienen im April 2014, ISBN 978-3-86009-410-5

Band 45

8. Rostocker Bioenergieforum, 19.-20. Juni 2014 an der Universität Rostock

Tagungsband, erschienen im Juni 2014, ISBN 978-3-86009-412-9

Band 46

Abschlussbericht Projekt CEMUWA – Climate protection, natural resources management and soil improvement by combined Energetic and Material Utilization of lignocellulosic agricultural Wastes and residues

Projektbericht, erschienen im September 2014, ISBN 978-3-86009-413-6

Band 47

8. Rostocker Baggergutseminar, 24.-25. September 2014 in Rostock
Tagungsband, erschienen im September 2014, ISBN 978-3-86009-414-3

Band 48

Michael Kuhn

Mengen und Trockenrückstand von Rechengut kommunaler Kläranlagen
Dissertation, erschienen im Oktober 2014 ISBN 978-3-86009-415-0

Band 49

9. Rostocker Abwassertagung, Infrastruktur- und Energiemanagement –
ein Geschwisterpaar der Wasserwirtschaft 12. November 2014 in Rostock
Tagungsband, erschienen im November 2014, ISBN 978-3-86009-416-7

Band 50

Mulugeta Azeze Belete

Modeling and Analysis of Lake Tana Sub Basin Water Resources Systems,
Ethiopia
Dissertation, erschienen im Dezember 2014 ISBN 978-3-86009-422-8

Band 51

Daniela Dressler

Einfluss regionaler und standortspezifischer Faktoren auf die Allgemeingültig-
keit ökologischer und primärenergetischer Bewertungen von Biogas
Dissertation, erschienen im Oktober 2014 ISBN 978-3-86009-424-2

Band 52

9. Rostocker Bioenergieforum, 18.-19. Juni 2015 in Rostock

Tagungsband, erschienen im November 2014, ISBN 978-3-86009-425-9

Band 53

Nils Engler

Spurenelementkonzentrationen und biologische Aktivität in NaWaRo-Biogas-
fermentern
Dissertation, erschienen im September 2015 ISBN 978-3-86009-427-3

Band 54

Thomas Schmidt

Möglichkeiten der Effizienzsteigerung bei der anaeroben Vergärung
von Weizenschlempe
Dissertation, erschienen im Oktober 2015 ISBN 978-3-86009-428-0

Band 55

Thomas Dorn

Principles, Opportunities and Risks associated with the transfer of environmental technology between Germany and China using the example of thermal waste disposal

Dissertation, erschienen im Dezember 2015 ISBN 978-3-86009-429-7

Band 56

Uwe Holzhammer

Biogas in einer zukünftigen Energieversorgungsstruktur mit hohen Anteilen fluktuierender Erneuerbarer Energien

Dissertation, erschienen im Dezember 2015 ISBN 978-3-86009-430-3

Band 57

17. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft,

15. Juni 2016 in Rostock,

Tagungsband, erschienen im Juni 2016, ISBN 978-3-86009-432-7

Band 58

10. Rostocker Bioenergieforum, 16.-17. Juni 2016 in Rostock

Tagungsband, erschienen im Juni 2016, ISBN 978-3-86009-433-4

Band 59

Michael Friedrich

Adaptation of growth kinetics and degradation potential of organic material in activated sludge

Dissertation, erschienen im Juli 2016 ISBN 978-3-86009-434-1

Band 60

Nico Schulte

Entwicklung von Qualitätsprüfungen für die haushaltsnahe Abfallsammlung im Holsystem

Dissertation, erschienen im Juli 2016 ISBN 978-3-86009-435-8

Band 61

Ullrich Dettmann

Improving the determination of soil hydraulic properties of peat soils at different scales

Dissertation, erschienen im September 2016 ISBN 978-3-86009-436-5

Band 62

Anja Schreiber

Membranbasiertes Verfahren zur weitergehenden Vergärung

von feststoffreichen Substraten in landwirtschaftlichen Biogasanlagen

Dissertation, erschienen im Oktober 2016 ISBN 978-3-86009-446-4

Band 63

André Körstel

Entwicklung eines selbstgängigen statischen Verfahrens zur biologischen Stabilisierung und Verwertung organikreicher Abfälle unter extrem ariden Bedingungen für Entwicklungs- und Schwellenländer, am Beispiel der Stadt Teheran
Dissertation, erschienen im Oktober 2016 ISBN 978-3-86009-447-1

Band 64

Ayman Elnaas

Actual situation and approach for municipal solid waste treatment in the Arab region
Dissertation, erschienen im Oktober 2016 ISBN 978-3-86009-448-8

Band 65

10. Rostocker Abwassertagung, Wege und Werkzeuge für eine zukunftsfähige Wasserwirtschaft im norddeutschen Tiefland, 8. November 2016 in Rostock
Tagungsband, erschienen im November 2016, ISBN 978-3-86009-449-5

Band 66

Gunter Weißbach

Mikrowellen-assistierte Vorbehandlung lignocellulosehaltiger Reststoffe
Dissertation, erschienen im November 2016 ISBN 978-3-86009-450-1

Band 67

Leandro Janke

Optimization of anaerobic digestion of sugarcane waste for biogas production in Brazil
Dissertation, erschienen im Mai 2017 ISBN 978-3-86009-454-9

Band 68

11. Rostocker Bioenergieforum, 22.-23. Juni 2017 in Rostock
Tagungsband, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-455-6

Band 69

Claudia Demmig

Einfluss des Erntezeitpunktes auf die anaerobe Abbaukinetik der Gerüstsubstanzen im Biogasprozess
Dissertation, erschienen im Juli 2017, ISBN 9978-3-86009-456-3

Band 70

Christian Koepke

Die Ermittlung charakteristischer Bodenkennwerte der Torfe und Mudden Mecklenburg-Vorpommerns als Eingangsparameter für erdstatische Berechnungen nach Eurocode 7 / DIN 1054
Dissertation, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-457-0

Band 71

Sven-Henning Schlömp

Geotechnische Untersuchung und Bewertung bautechnischer Eignung von Müllverbrennungsschlacken und deren Gemischen mit Böden

Dissertation, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-458-7

Band 72

Anne-Katrin Große

Baggergut im Deichbau – Ein Beitrag zur geotechnischen Charakterisierung und Erosionsbeschreibung feinkörniger, organischer Sedimente

aus dem Ostseeraum zur Einschätzung der Anwendbarkeit

Dissertation, erschienen im Juni 2017, ISBN 978-3-86009-459-4

Band 73

Thomas Knauer

Steigerung der Gesamteffizienz von Biogasanlagen durch thermische Optimierung

Dissertation, erschienen im Juli 2017, ISBN 978-3-86009-460-0

Band 74

Mathhar Bdour

Electrical power generation from residual biomass by combustion in externally fired gas turbines (EFGT)

Dissertation, erschienen im August 2017, ISBN 978-3-86009-468-6

Band 75

Johannes Dahlin

Vermarktungsstrategien und Konsumentenpräferenzen für Dünger und Erden aus organischen Reststoffen der Biogasproduktion

Dissertation, erschienen im September 2017, ISBN 978-3-86009-469-3

Band 76

Sören Weinrich

Praxisnahe Modellierung von Biogasanlagen

Systematische Vereinfachung des Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1)

Dissertation, erschienen im März 2018, ISBN 978-3-86009-471-6

Band 77

18. DIALOG Abfallwirtschaft MV

Aktuelle Entwicklungen in der Abfall- und Ressourcenwirtschaft

Tagungsband, erschienen im Juni 2018, ISBN 978-3-86009-472-3

Band 78

12. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2018, ISBN 978-3-86009-473-0

Band 79

Tatyana Koegst

Screening approaches for decision support in drinking water supply

Dissertation, erschienen im Juni 2018, ISBN 978-3-86009-474-7

Band 80

Liane Müller

Optimierung des anaeroben Abbaus stickstoffhaltiger Verbindungen durch den Einsatz von Proteasen

Dissertation, erschienen im September 2018, ISBN 978-3-86009-475-4

Band 81

Projektbericht Wasserwirtschaft

KOGGE – **K**ommunale **G**ewässer **G**emeinschaftlich **E**ntwickeln

Ein Handlungskonzept für kleine urbane Gewässer am Beispiel der Hanse- und Universitätsstadt Rostock

Projektbericht, erschienen im September 2018, ISBN 978-3-86009-476-1

Band 82

Adam Feher

Untersuchungen zur Bioverfügbarkeit von Mikronährstoffen für den Biogasprozess

Dissertation, erschienen im Oktober 2018, ISBN 978-3-86009-477-8

Band 83

Constanze Uthoff

Pyrolyse von naturfaserverstärkten Kunststoffen zur Herstellung eines kohlenstoffhaltigen Füllstoffs für Thermoplasten

Dissertation, erschienen im November 2018, ISBN 978-3-86009-478-5

Band 84

Ingo Kaundinya

Prüfverfahren zur Abschätzung der Langzeitbeständigkeit von Kunststoffdichtungsbahnen aus PVC-P für den Einsatz in Dichtungssystemen von Straßentunneln

Dissertation, erschienen im Dezember 2018, ISBN 978-3-86009-484-6

Band 85

Eric Mauky

A model-based control concept for a demand-driven biogas production

Dissertation, erschienen im Januar 2019, ISBN 978-3-86009-485-3

Band 86

Michael Kröger

Thermochemical Utilization of Algae with Focus on hydrothermal Processes

Dissertation, erschienen im Februar 2019, ISBN 978-3-86009-486-0

Band 87

13. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2019, ISBN 978-3-86009-487-7

Band 88

12. Rostocker Abwassertagung

Tagungsband, erschienen im September 2019, ISBN 978-3-86009-488-4

Band 89

Philipp Stahn

Wasser- und Nährstoffhaushalt von Böden unter Mischkulturen und
Trockenstress

Dissertation, erschienen im Juli 2019, ISBN 978-3-86009-489-1

Band 90

BioBind: Luftgestützte Beseitigung von Verunreinigungen durch Öl
mit biogenen Bindern

Projektbericht, erschienen im September 2019, ISBN 978-3-86009-490-7

Band 91

Jürgen Müller

Die forsthydrologische Forschung im Nordostdeutschen Tiefland:
Veranlassung, Methoden, Ergebnisse und Perspektiven

Habilitation, erschienen im Oktober 2019, ISBN 978-3-86009-491-4

Band 92

Marcus Siewert

Bewertung der Ölhavarievorsorge im deutschen Seegebiet auf Grundlage
limitierender Randbedingungen – Ein Beitrag zur Verbesserung
des Vorsorgestatus

Dissertation, erschienen im November 2019, ISBN 978-3-86009-492-1

Band 93

Camilo Andrés Wilches Tamayo

Technical optimization of biogas plants to deliver demand oriented power

Dissertation, erschienen im Februar 2020, ISBN 978-3-86009-493-8

Band 94

Robert Kopf

Technisches Benchmarking mit Standortqualifikationsstudie biochemischer
Energieanlagenprojekte (Beispiel Biogas)

Dissertation, erschienen im Februar 2020, ISBN 978-3-86009-494-5

Band 95

14. Rostocker Bioenergieforum und 19. DIALOG Abfallwirtschaft MV
Tagungsband, erschienen im Juni 2020, ISBN 978-3-86009-507-2
DOI https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002650

Band 96

Safwat Hemidat
Feasibility Assessment of Waste Management and Treatment in Jordan
Dissertation, erschienen im Juli 2020, ISBN 978-3-86009-509-6

Band 97

Andreas Heiko Metzger
Verdichtung von ungebundenen Pflasterdecken und Plattenbelägen -
Untersuchungen zur Lagerungsdichte des Fugenmaterials
Dissertation, erschienen im Juli 2020, ISBN 978-3-86009-510-2

Band 98

Ying Zhou
Research on Utilization of Hydrochars Obtained by the Organic Components of
Municipal Solid Waste
Dissertation, erschienen im November 2020, ISBN 978-3-86009-515-7

Band 99

Mathias Gießler
Ein prozessbasiertes Modell zur wirtschaftlich-technischen Abbildung von
Abwasserunternehmen – Beispielhafte Anwendung für eine ländliche Region
mit Bevölkerungsrückgang
Dissertation, erschienen im November 2020, ISBN 978-3-86009-516-4

Band 100

Dodieka Ika Candra
Development of a Virtual Power Plant based on a flexible Biogas Plant and a
Photovoltaic-System
Dissertation, erschienen im Dezember 2020, ISBN 978-3-86009-518-8

Band 101

Thomas Zeng
Prediction and reduction of bottom ash slagging during small-scale combustion
of biogenic residues
Dissertation, erschienen im Dezember 2020, ISBN 978-3-86009-519-5

Band 102

Edward Antwi

Pathways to sustainable bioenergy production from cocoa and cashew residues from Ghana

Dissertation, erschienen im Dezember 2020, ISBN 978-3-86009-520-1

DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002818

Band 103

Muhammad Waseem

Integrated Hydrological and Mass Balance Assessment in a German Lowland Catchment with a Coupled Hydrologic and Hydraulic Modelling

Dissertation, erschienen im Januar 2021, ISBN 978-3-86009-521-8

DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00002884

Band 104

Martin Rinas

Sediment Transport in Pressure Pipes

Dissertation, erschienen im März 2021, ISBN 978-3-86009-538-6

DOI https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003915

Band 105

15. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2021, ISBN 978-3-86009-524-9

DOI https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003024

Band 106

Jan Sprafke

Potenziale der biologischen Behandlung von organischen Abfällen zur Sektorenkopplung

Dissertation, erschienen im Oktober 2021, ISBN 978-3-86009-527-0

DOI https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003118

Band 107

Mingyu Qian

The Demonstration and Adaption of the Garage - Type Dry Fermentation Technology for Municipal Solid Waste to Biogas in China

Dissertation, erschienen im Oktober 2021, ISBN 978-3-86009-528-7

Band 108

Haniyeh Jalalipour

Sustainable municipal organic waste management in Shiraz, Iran

Dissertation, erschienen im November 2021, ISBN 978-3-86009-526-3

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003116

Band 109

Michael Cramer

Umgang mit stark verschmutztem Niederschlagswasser aus Siloanlagen
Dissertation, erschienen im Dezember 2021, ISBN 978-3-86009-530-0
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003358

Band 110

16. Rostocker Bioenergieforum und 20. DIALOG Abfallwirtschaft MV
Tagungsband, erschienen im Juni 2022, ISBN 978-3-86009-535-5
DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003615

Band 111

Fachtagung Wasserwirtschaft – Gute Stadt-Land-Beziehungen für eine nachhaltige Entwicklung in MV
Tagungsband, erschienen im Juni 2022, ISBN 978-3-86009-538-6
DOI: https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003915

Band 112

Zelalem Abera Angello

Selection of Optimal Pollution Management Strategy for the Little Akaki River, Ethiopia, Based on Determination of Spatio-temporal Pollutant Dynamics and Water Quality Modeling
Dissertation, erschienen im Oktober 2022, ISBN 978-3-86009-542-3
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00003948

Band 113

Qahtan Thabit

Hybrid waste Incineration – Solar Parabolic System with Thermal Energy Recovery in Sea water Disalination in MENA Region
Dissertation, im Druck, ISBN 978-3-86009-545-4
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004181

Band 114

17. Rostocker Bioenergieforum

Tagungsband, erschienen im Juni 2023, ISBN 978-3-86009-547-8
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004269

Band 115

Megersa Kebede Leta

Modeling Optimal Operation of Nashe
Hydropower Reservoir under LandUse Land Cover Changes in blue Nile River Basin, Ethiopia
Dissertation, ISBN 978-3-86009-548-5
https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004427

Band 116

13. Rostocker Abwassertagung. Bewirtschaftung und Behandlung von Nieseschlagswasser.

Tagungsband, erschienen im November 2023, ISBN 978-3-86009-549-2

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004432

Band 117

Semaria Moga Lencha

Estimating pollutant fluxes and their impact on Lake Hawassa in Ethiopia's Rift Valley basin based on combined monitoring and modelling

Dissertation, ISBN 978-3-86009-550-8

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00004446

