

Forschungsbericht
des
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ
zum Vorhaben
**BioFAVOR II - Entwicklung und Evaluierung einer mobilen
Demonstrationsanlage für die dezentrale Verwertung menschlicher Fäkalien**



Inhalt

I Kurzdarstellung	3
1. Aufgabenstellung.....	3
2. Voraussetzungen unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde	4
3. Planung und Ablauf des Vorhabens	5
4. Wissenschaftlicher und technischer Stand an den angeknüpft wurde	7
Dezentrale Sammlung und Entsorgung von Fäkalien	7
Bestehende technische Systeme zur dezentralen Aufbereitung gesammelter unverdünnter Fäkalien.....	8
Ressourcenrückgewinnung aus Urin	8
5. Zusammenarbeit mit anderen Stellen	9
II Ausführliche Darstellung	10
1. Verwendung der Zuwendung und der erzielten Ergebnisse im Einzelnen, mit Gegenüberstellung der vorgegebenen Ziele	10
1.1 Einleitung.....	10
1.1.1 Verfahrensbeschreibung	10
1.1.2 Begründung des technischen Lösungsansatzes	12
1.1.3 Vergleich mit alternativen Entsorgungs- und Verwertungskonzepten	13
1.1.4 Arbeiten des UFZ innerhalb des Verbundprojektes	13
1.2 Untersuchung grundlegender prozessrelevanter chemischer Parameter von Trockentoiletteninhalten, sowie Auswirkungen von Hygienisierung und Lagerung.....	14
1.2.1 Methoden	14
1.2.2 Ergebnisse & Diskussion	15
1.2.3 Fazit	17
1.3 Ermittlung geeigneter Zuschlagstoffe für die Kompostierung hygienisierter Trockentoiletteninhalte mittels Behälterkompostierung.....	18
1.3.1 Methoden	19
1.3.2 Ergebnisse & Diskussion	21
1.3.3 Fazit	25
1.4 Ermittlung prozess- und produktspezifischer Referenzwerte durch konventionelle Behandlung von Trockentoiletteninhalten mittels thermophiler Mietenkompostierung	26
1.4.1 Methoden	26
1.4.2 Ergebnisse & Diskussion	29
1.4.3 Fazit	35
1.5 Demonstrationsversuche Hygienisierungsstufe	37
1.5.1 Methoden	37

1.5.2	Ergebnisse & Diskussion	41
1.5.3	Fazit	48
1.6	Demonstrationsversuche Kompostierungsstufe	49
1.6.1	Methoden	49
1.6.2	Ergebnisse & Diskussion	52
1.6.3	Fazit	55
1.7	Optimierung der Zuschlagstoffauswahl für lange gelagerte Trockentoiletteninhalte ..	57
1.7.1	Methoden	57
1.7.2	Ergebnisse & Diskussion	58
1.7.3	Fazit	58
2.	Wichtigste Positionen des zahlenmäßigen Nachweises	59
3.	Notwendigkeit und Angemessenheit der geleisteten Arbeit.....	59
4.	Voraussichtlicher Nutzen, insbesondere der Verwertbarkeit des Ergebnisses im Sinne des fortgeschriebenen Verwertungsplans.....	60
	Wirtschaftlicher Nutzen.....	60
	Wissenschaftlich-technischer Nutzen.....	60
	Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit.....	60
5.	Fortschritte auf dem Gebiet des Vorhabens seitens anderer Stellen	61
6.	Erfolgte und geplante Veröffentlichung der Ergebnisse.....	62
	Erfolgte Veröffentlichungen.....	62
	Geplante Veröffentlichungen.....	62
7.	Quellenverzeichnis	63

I Kurzdarstellung

1. Aufgabenstellung

Menschliche Fäkalien besitzen aufgrund ihres hohen Gehaltes an Nährstoffen, wie P und N, ein großes Potential als Rohstoffquelle für eine kreislaforientierte Wirtschaft. In Ländern wie Deutschland, Österreich oder der Schweiz werden menschliche Fäkalien fast ausschließlich in Abwässer eingeleitet, welches in Kläranlagen aufbereitet wird. Eine Rückgewinnung der enthaltenen Nährstoffe ist hierbei sehr aufwendig. Trockentoiletten ermöglichen eine wasserlose Erfassung menschlicher Fäkalien, sowie eine einfache Trennung von Fest- und Flüssigphase. Eine Rückgewinnung von Nährstoffen aus diesen getrennten und unverdünnten Stoffströmen ist aus ökonomischer, sowie aus ökologischer Sicht besonders vielversprechend. Trockentoiletten kommen derzeit bereits häufig dort zum Einsatz wo kein oder nur ein unzureichender Anschluss an ein zentrales Abwassernetz besteht, oder wenn Fäkalien nur temporär und in stark variierenden Mengen anfallen, z. B. auf Festivals, Campingplätzen und Großbaustellen.

Ziel des Vorhabens BioFAVOR II war die Demonstration der Machbarkeit eines Verfahrens, welches die standortunabhängige Entsorgung von in Trockentoiletten gesammelten menschlichen Fäkalien, sowie deren Nutzbarmachung für eine bodenbezogene Verwertung ermöglicht.

Die konkreten wissenschaftlichen und technischen Arbeitsziele des Gesamtvorhabens waren:

- die Entwicklung eines Verwertungsprozesses, welcher folgende Prozessschritte umfasst:
 - die Hygienisierung von Fäkalien aus Trockentoiletten;
 - die Umwandlung hygienisierter Fäkalien in ein Produkt zur bodenbezogenen Verwertung (z.B. Dünger, Bodenverbesserer) durch Kompostierung;
 - Erzeugung von Biokohle durch ein Low-Tech Pyrolyseverfahren und die Nutzung der Biokohle, sowie der Pyrolyseabwärme innerhalb des Gesamtprozesses;
- die Entwicklung und der Bau einer Demonstrationsanlage zum Nachweis der technischen Machbarkeit des avisierten Verwertungsprozesses;
- die Durchführung einer Zielgruppenanalyse zur Gewinnung von Rückschlüssen zur prinzipiellen Vermarktungsfähigkeit der erzeugten Produkte;
- Sondierung der Produktzulassung einer Pflanzenerde auf Basis von Fäkalien und Biokohle;
- Rückgewinnung von Wertstoffen aus einem Nebenproduktstrom (Urinfraktion) mittels bioelektrochemischer Verfahren;
- Absicherung institutioneller und rechtlicher Rahmenbedingungen für die Durchführung des avisierten Verwertungskonzeptes in Deutschland und Erarbeitung eines Kooperationsmodells.

2. Voraussetzungen unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Das Vorhaben „BioFAVOR II - Entwicklung und Evaluierung eines Demonstrators für die dezentrale Verwertung menschlicher Fäkalien“ wurde im Rahmen der Machbarkeitsphase der BMBF-Ausschreibung „Neue Produkte für die Bioökonomie“ gefördert (FKZ: 031B0483 A).

Die am Vorhaben beteiligten Verbundpartner waren:

- das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ (Koordinator), Leipzig;
- das DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH, Leipzig;
- das Institut für soziale-ökologische Forschung (ISOE) GmbH, Frankfurt am Main.

Das UFZ erforscht die komplexen Wechselwirkungen zwischen Mensch und Umwelt in genutzten und gestörten Landschaften. Das Vorhaben war hier administrativ und inhaltlich eingebettet in die Arbeitsgruppe von Prof. Dr. Falk Harnisch im Department für Umweltmikrobiologie und von Dipl. Ing. Tobias Hübner eigenverantwortlich geleitet. Die Arbeitsgruppe besitzt eine langjährige Erfahrung bei der Entwicklung innovativer Technologien zur Abwasserreinigung und -nutzung, sowie seit 2016 auch zur Nutzbarmachung von menschlichen Fäkalien mittels chemischer und mikrobiologischer Verfahren.

Das DBFZ ist eine Forschungseinrichtung die sich mit allen Fragen der energetischen und stofflichen Nutzung von Biomasse auseinandersetzt. Die für das Vorhaben notwendige Expertise lag vor allem in den DBFZ-Bereichen „Biochemische Konversion“ und „Bioraffinerien“.

Das UFZ und das DBFZ befinden sich in enger räumlicher Nähe zueinander und pflegen seit vielen Jahren enge inhaltliche Kooperationen. Beide Verbundpartner führten im Rahmen von BioFAVOR II vornehmlich technische F&E-Arbeiten durch.

Das ISOE ist ein Pionier inter- und transdisziplinärer Nachhaltigkeitsforschung, insbesondere auch im Wasserbereich. Das ISOE setzte sich im Rahmen von BioFAVOR II hauptsächlich mit den sozial-ökonomischen Rahmenbedingungen auseinander, welche als Grundlage für die Etablierung des avisierten Verwertungsverfahrens nötig sind.

Dem Vorhaben war eine 9-monatige Sondierungsphase im Zeitraum vom 01.09.2016 bis 31.05.2017 vorausgegangen, welche ebenfalls im Rahmen der BMBF-Ausschreibung „Neue Produkte für die Bioökonomie“ gefördert wurde (BioFAVOR I; FKZ: 031B0254). Im Rahmen der Sondierungsphase wurde durch das UFZ das technologische Konzept zu BioFAVOR II unter Berücksichtigung insbesondere technischer, wirtschaftlicher, schutzrechtlicher und rechtlicher Faktoren ausgearbeitet. Darüber hinaus wurden (in Zusammenarbeit mit dem DBFZ) experimentelle Vorversuche durchgeführt, u.a. Zusammensetzung und thermo-chemische Umwandlung von Fäkalschlamm aus Trockentoiletten, sowie der Aufwertung flüssiger Nebenproduktströme mittels elektrobiochemischer Verfahren. Diese Arbeiten dienten als Grundlage für die konzeptionellen Ausarbeitungen des Vorhabens.

Die Bewilligung der Fördermittel für das Vorhaben durch den Projektträger erfolgte am 19.03.2018 und Projektstart war der 01.04.2018. Insbesondere in den letzten Projektmonaten stellte die vorherrschende COVID-19 Pandemie eine große Herausforderung dar.

3. Planung und Ablauf des Vorhabens

Die Laufzeit des Vorhabens betrug vom 01.04.2018 bis 30.09.2020.

Tabelle 1 zeigt die bearbeiteten Arbeitspakete (AP), sowie die Beteiligung der Verbundpartner an den APs.

Arbeitspaket	Thema	Bearbeitung
(AP)		
1	Prozessentwicklung	
1a	Hygienisierung	UFZ
1b	Pyrolyse	DBFZ
1c	Kompostierung	UFZ
1d	Umsetzung & Versuchsbetrieb Demonstrator	UFZ
2	Urinaufbereitung	DBFZ
3	Produktbewertung & Zulassungsplanung	DBFZ ^a
4	Institutionelle Voraussetzungen & Kooperationsmanagement	ISOE
5	Projektkoordination	UFZ

^a in Kooperation mit F&E-Unterauftragnehmer

Arbeitspaket 1: Prozessentwicklung

Ziele: Untersuchung der einzelnen Prozessschritte (Hygienisierung, Pyrolyse, Kompostierung) als Grundlage für die Auslegung der Demonstrationsanlage; Aufbau einer Demonstrationsanlage und Ermittlung der Betriebsparameter; Bewertung des Gesamtprozesses (Machbarkeitsnachweis); ggf. Aufzeigen von Optimierungspotentialen

Arbeitspaket 2: Urinaufbereitung

Ziele: Proof-of-Principle des avisierten Konzeptes zur Rückgewinnung von Wertstoffen aus der in Trockentoiletten anfallenden Flüssigphase (Urinfraktion)

Arbeitspaket 3: Produktbewertung und Zulassungsplanung

Ziele: Bewertung der im Prozess hergestellten Produkte nach qualitäts- und zulassungskritischen Parametern zur Vorbereitung der Produktzulassung

Arbeitspaket 4: Institutionelle Voraussetzungen & Kooperationsmanagement

Ziele: Untersuchung institutioneller, einschließlich genehmigungsrechtlicher, Voraussetzungen für die Etablierung der untersuchten Innovation; Erarbeitung eines Konzeptes für die Organisation der Zusammenarbeit zwischen allen beteiligten Akteuren (Kooperationsmanagement).

Arbeitspaket 5: Projektkoordination

Ziele: Koordination der Zusammenarbeit aller Verbundpartner und Durchführung halbjährlicher Treffen der Verbundpartner. Diese fanden wie folgt statt:

15.05.2018 am UFZ, Leipzig

18.09.2018 am UFZ, Leipzig

11.02.2019 am ISOE, Frankfurt am Main

30.07.2019 (virtuelles Treffen)

21.11.2019 am UFZ, Leipzig

28.09.2020 am DBFZ, Leipzig

Die Ergebnisse der Arbeitspakete der Verbundpartner sind in den Endberichten der jeweiligen Verbundpartner aufgeführt. Dieser Bericht enthält ausschließlich die Ergebnisse der vom UFZ durchgeführten Versuche.

4. Wissenschaftlicher und technischer Stand an den angeknüpft wurde

Dezentrale Sammlung und Entsorgung von Fäkalien

Menschliche Fäkalien stellen einen weitestgehend ungenutzten Reststoff dar, der in der Regel unter hohem Energieeinsatz entsorgt werden muss. Gleichzeitig besitzen Fäkalien wegen ihres hohen Nährstoff- und Mineraliengehaltes ein hohes Potential als Rohstoffquelle für eine bio-basierte Wirtschaft. Das am häufigsten in der industrialisierten Welt angewandte Verfahren zur Entsorgung von Fäkalien ist der Transport über Kanalisationsnetze in zentralisierte Kläranlagen und die dortige Aufbereitung des Abwassers. Die hohe Verdünnung der Fäkalien mit Wasser sowie die Vermischung mit anderen Abwässern (z.B. Industrie) verhindert eine ökonomisch rentable Rückgewinnung der meisten enthaltenen Wertstoffe (Larsen et al., 2013; Maurer et al., 2006, 2003; Rose et al., 2015).

Eine Sammlung von Fäkalien ohne Wasserverdünnung und die damit einhergehende Ermöglichung einer effizienten stofflichen Aufwertung findet in der Regel an Orten statt, an denen keine Abwasser- oder Frischwasserversorgung besteht. Das am häufigsten in Deutschland angewandte System ist hier die Sammlung von Fäkalien in Chemietoiletten und die anschließende Entsorgung in geeigneten zentralen Kläranlagen. Zur Geruchsminderung werden dabei synthetische Sanitärzusätze verwendet, welche unter anderem Biozide (z. B. Formaldehyd), Tenside, Farb- und Duftstoffe enthalten können (Krause et al., 2020). Nach ATV Merkblatt M270 unterliegen die so gesammelten Fäkalien wegen der hohen Biozidbelastung und der hohen Feststofffrachten gesonderten Vorschriften bei der Entsorgung (ATV-Merkblatt 270, 1997). Unter anderem ist eine ca. 20-fache Wasserverdünnung vorgeschrieben, weshalb die Entsorgung größerer Mengen in kleinen und mittelgroßen Kläranlagen (< 10.000 EWG) in vielen Fällen nur begrenzt möglich ist. Alternative Verwertungswege für Fäkalien aus Chemietoiletten sind nach aktuellem Stand der Technik nicht bekannt.

Seltener kommen Trockentoiletten zum Einsatz, die ohne Sanitärzusätze auskommen und eine Trennung von flüssiger Phase (Urin) und fester Phase (Fäkalien, Toilettenpapier, Holzspäne) ermöglichen. Zur Geruchsminderung wird den gesammelten Fäkalien in der Regel ein biologisches Streumaterial wie zum Beispiel Holzspäne beigemischt (Anand and Apul, 2014). Urin und Fäkalien fallen, sofern keine Vermischung mit Trink- und Prozesswasser vorliegt oder keine Einleitung in ein Fließgewässer intendiert ist, nicht unter das Wasserrecht (Ebert et al., 2017). Eine anschließende Verwertung erfolgt in Deutschland in der Regel auf zentralen Kompostierungsanlagen. Die dafür anwendbaren Abfallschlüssel der Abfallverzeichnis-Verordnung (AVV, 2001) werden durch die Betreiber der Kompostierungsanlagen aktuell sehr unterschiedlich angewendet, sodass die höherwertige stoffliche Verwertung nach Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG, 2012) nur in wenigen Kompostierungsanlagen realisierbar ist. Entsprechend der Abfallhierarchie im KrWG stellt eine Entsorgung, wie es bei den Chemietoiletten zwangsweise der Fall ist, die letzte Priorität dar. In der Praxis kommt es nach Betreiberangaben deshalb mitunter zu sehr weiten Transportwegen und damit verbundenen hohen Transportkosten oder im Falle von Kleingärten zu einer nicht genehmigten Entsorgung (Londong, 2012).

Bestehende technische Systeme zur dezentralen Aufbereitung gesammelter unverdünnter Fäkalien

Eine Alternative zur Aufbereitung in zentralisierten Anlagen bietet die dezentrale Aufbereitung und lokale Weiterverwertung der Fäkalien. Dadurch werden Transportwege verringert, gleichzeitig findet durch eine Weiterverwertung eine Nutzung der Reststoffe statt und kann so zu einer Substituierung nicht-erneuerbarer Ressourcen beitragen (Larsen et al., 2013). Insbesondere im Zusammenhang mit der Problematik fehlender Sanitärinfrastrukturen in Entwicklungsländern wurden in den vergangenen Jahren diverse Ansätze zur dezentralen Nutzbarmachung menschlicher Fäkalien entwickelt und weiterentwickelt. Eine Möglichkeit der dezentralen Behandlung und stofflichen Verwertung stellt die thermophile Kompostierung dar, sowie die anschließende landwirtschaftliche Verwertung des Kompostes (Bai and Wang, 2010; Hertel, 2016; Lopez Zavala et al., 2004; Niwagaba, 2009). Parasiten und Krankheitserreger können hierbei gezielt durch die Eigenerhitzung des Kompostes inaktiviert werden (Jepsen et al., 1997; Niwagaba et al., 2009a). Ein ähnliches Verfahren stellt die Milchsäurevergärung und anschließende Kompostierung der Fäkalien mit Holzkohle dar, welches innerhalb der letzten Jahre unter dem Namen „Terra Preta Sanitation“ verstärkt erforscht wurde (De Gisi et al., 2014; Itchon et al., 2012; Schuetze and Santiago-Fandiño, 2014). Hierbei wird eine chemische Inaktivierung von Pathogenen durch erhöhte Säurekonzentrationen avisiert, um eine stoffliche Nutzung zu ermöglichen. Möglichkeiten zur dezentralen energetischen Nutzung unverdünnter Fäkalien stellt die Trocknung und Verbrennung von Fäkalien im Rahmen der Klärschlammverbrennung dar (Kügler et al., 2004), oder deren thermo-chemische Umwandlung in andere Energieträger (z.B. Biokohle) (Afolabi et al., 2014; Gold et al., 2018; Hübner et al., 2018; Niwagaba, 2009). Des Weiteren sind Systeme zur anaeroben Vergärung von Fäkalien zum Teil unter Nutzung entstehender Faulgase als Energieträger zum Kochen seit den 1930er Jahre in Asien verbreitet (Chen et al., 2010). Die Ermöglichung der stofflichen Verwertung des Faulschlammes als Bodenverbesserer oder Dünger durch Inaktivierung pathogener Krankheitserreger kann durch kontrollierte Prozessführung der Vergärung (Becker, 2010) oder nachträgliche Pasteurisierung (Forbis-Stokes et al., 2016) erzielt werden. Ein weiterer Ansatz der energetischen Nutzung ist die direkte Erzeugung von Strom aus Fäkalien durch mikrobiologische Brennstoffzellen (Kretzschmar et al., 2017).

Ressourcenrückgewinnung aus Urin

Bei der Sammlung von Fäkalien in Trockentoiletten fällt, neben der festen Phase, eine Flüssigphase bestehend aus Urin und suspendierten Fäkalpartikeln an. Diese überstehende Flüssigkeit wird über ein Drainagesystem in der Toilette von den Feststoffen separiert und gesondert behandelt oder entsorgt. Die Entsorgung dieser Urinfraktion in konventionellen Kläranlagen stellt nach Betreiberangaben im Gegensatz zu den Feststoffen kein Problem dar, da nur niedrige Feststoffanteile und keine synthetischen Biozide enthalten sind. Aufgrund des hohen Gehaltes anorganischer Nährstoffe, vor allem Stickstoff und Phosphor, ist eine Aufbereitung und Ressourcenrückgewinnung aus bioökonomischer Sicht jedoch erstrebenswert. Der direkte Einsatz von Urin als Flüssigdünger ist aus regulatorischen Gründen in Deutschland nicht möglich (Clemens et al., 2008). Technische Lösungen zur Ressourcenrückgewinnung aus Urin umfassen die biologische Stickstofffixierung und Eindampfung des Urins zu einem Flüssigdüngerkonzentrat (Udert and Wächter, 2012), chemische und

elektrochemische Struvitausfällung (Phosphorrückgewinnung) (Hug and Udert, 2013; Morales et al., 2013), bioelektrochemische Ammoniakrückgewinnung (Kuntke et al., 2014, 2012; Zamora et al., 2017), Salzabscheidung mittels Umkehrosmose (Ek et al., 2006) und Ammoniakstrippung (Liu et al., 2015; Morales et al., 2013). Alle genannten Verfahren befinden sich derzeit noch im Forschungs- oder Demonstrationsstadium. Eine einzelne kommerzielle Anwendung ist bekannt ("Aurin - Dünger aus Urin - Eawag," 2017).

5. Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Partner innerhalb des Projektverbundes

- DBFZ Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH, Leipzig
- Institut für soziale-ökologische Forschung (ISOE) GmbH, Frankfurt am Main

Beratung und Unterauftragnehmer

- Herr Dave Tjiok (Wirtschaftsexperte), Dein Stück Erde UG (haftungsbeschränkt), Stuttgart
- Dr. rer. nat. Wolf-Anno Bischoff, TerrAquat GmbH, Nürtingen
- AWR Abfallwirtschaft Rendsburg-Eckernförde GmbH, Borgstedt
- Barbara Birzle-Harder, ergo network, Heidelberg
- Dr. Caroline Douhaire, Rechtsanwälte Geulen & Klinger, Berlin

Normung und Standardisierung

- DIN Deutsches Institut für Normung e. V., Berlin
- Erarbeitungskonsortium der DIN SPEC 91421

Wissenschaftlicher Austausch

- Dr. Katharina Prost, Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich
- Katharina Werner (PhD), Beuth Hochschule für Technik, Berlin
- Dr. Ariane Krause und Franziska Häfner (PhD), Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau (IGZ) e.V., Großbeeren
- Prof. Dr. Jan Siemens, Dr. Ines Mulder, Justus-Liebig-Universität Giessen
- Dr. Frank Spieth, W³ Wandel-Werte-Wege gemeinnützige UG (haftungsbeschränkt), Altenburg

Austausch mit Praxispartnern

- Goldeimer gGmbH, Hamburg
- Finizio GmbH, Eberswalde

II Ausführliche Darstellung

1. Verwendung der Zuwendung und der erzielten Ergebnisse im Einzelnen, mit Gegenüberstellung der vorgegebenen Ziele

1.1 Einleitung

Ziel des Vorhabens BioFAVOR II war die Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens, welches die standortunabhängige Entsorgung dezentral gesammelter menschlicher Fäkalien, sowie deren Nutzbarmachung für eine bodenbezogene Verwertung ermöglicht. Abbildung 1 zeigt das Verfahrensschema des avisierten Prozesses.

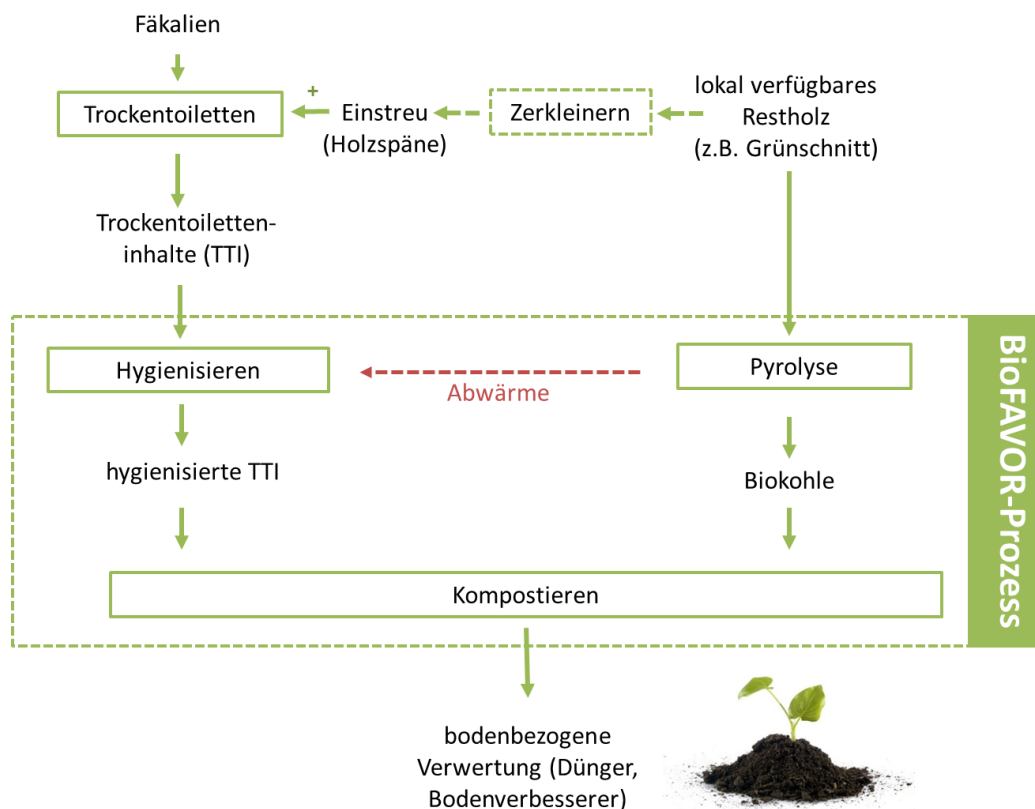


Abbildung 1: BioFAVOR-Verfahrensschema zur Verwertung menschlicher Fäkalien.

1.1.1 Verfahrensbeschreibung

Als Ausgangsstoff für das BioFAVOR-Verfahren dienen Trockentoiletteninhalte (TTI), sowie lokal verfügbare Holzreste, z.B. aus der Landschaftspflege. TTI setzen sich maßgeblich zusammen aus menschlichen Fäkalien, Toilettenpapier und Holzspänen, sowie einer geringen Menge an Fremdstoffen, z.B. Hygieneartikeln (siehe auch Kapitel „Stand der Technik“).

Die TTI werden in einem ersten Prozessschritt hygienisiert. Dabei werden in den TTI vorhandene pathogene Keime eliminiert. Hierfür werden die TTI für eine bestimmte Zeit auf eine bestimmte Temperatur erhitzt (Abbildung 2). Die deutsche Bioabfallverordnung empfiehlt beispielsweise eine Erhitzung von mindestens 70 °C für mindestens 1 h unter anaeroben Bedingungen (BioAbfV, 1998) für

eine Hygienisierung von Bioabfällen. Das europäische Institut für Normung (CEN) empfiehlt in seiner Norm zur Hygienisierung biologischer Schlämme PD DEN TR 15809:2008 eine Erhitzung auf mindestens 70 °C für 30 min zur Inaktivierung vegetativer Bakterien, Viren mit mittlerer Hitzeresistenz, sowie aller Parasiten. Bei einer Erhitzung auf mindestens 90 °C für 60 min kann darüber hinaus auch von einer Inaktivierung besonders hitzeresistenter Viren ausgegangen werden (BSI, 2009). Andere AutorInnen empfehlen ebenfalls eine Erhitzung auf mindestens 70 °C für mindestens 60 min (Ade-Kappelmann, 2008).

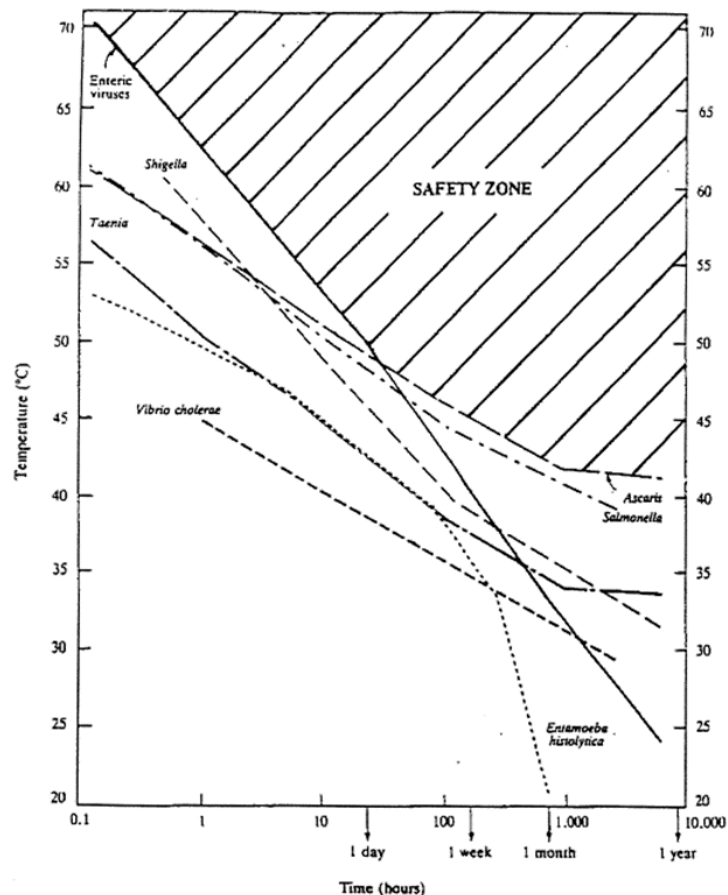


Abbildung 2: Temperatur-Zeit-Diagramm zur Inaktivierung pathogener Mikroorganismen entnommen aus Feachem et al. (1981). Bei allen Temperatur-Zeit-Kombinationen die sich im schraffierten Bereich befinden („safety zone“), kann von einer sicheren Hygienisierung ausgegangen werden.

Die für die Hygienisierung benötigte Wärme wird in einem simultanen Pyrolyseprozess erzeugt. In diesem Pyrolyseprozess werden lokal verfügbare Holzreste (z.B. aus der Landschaftspflege, Gartenpflege, etc.) zu Biokohle umgewandelt. Die bei der Pyrolyse entstehenden Gase werden verbrannt und zur Beheizung der Hygienisierungsstufe genutzt.

Im Anschluss an die Hygienisierung erfolgt die Kompostierung der hygienisierten TTI. Die durch die Pyrolyse erzeugte Biokohle dient dabei als Zuschlagstoff für die Kompostierung. Durch die Kompostierung erfolgt die Umwandlung der hygienisierten TTI in ein Produkt welches einer bodenbezogenen Verwertung zugeführt werden kann, z.B. Dünger, Bodenverbesserer. Je nach

Prozessführung können der Kompostierung weitere Strukturmaterialien und zusätzlich lokal anfallende organische Reststoffe, z.B. Speisereste, als Zuschlagstoffe beigemischt werden.

Neben den festen TTI fällt in Trockentoiletten in der Regel auch eine urinbasierte Flüssigfraktion an. Aufgrund bisher fehlender technischer Möglichkeiten zur Ressourcenrückgewinnung aus dieser anfallenden Urinfraktion wurden im Rahmen des Projektes Ansätze zur Optimierung der mikrobiellen elektrochemischen Ammoniumrückgewinnung untersucht. Details dazu befinden sich im Schlussbericht des Verbundpartners DBFZ.

1.1.2 Begründung des technischen Lösungsansatzes

Der in BioFAVOR II verfolgte technologische Ansatz ermöglicht potentiell die Umsetzung einer standortunabhängigen Fäkalienentsorgung und nachhaltigen Fäkalienverwertung im Sinne der biobasierten Ökonomie. Häufig angetroffene Besonderheiten beim Anfall von Fäkalien an Orten ohne Anschluss an das Abwassersystem, z.B. auf Festivals, Kleingartenanlage, etc., sind:

- a) Häufig kommen Chemietoiletten oder Trockentoiletten zum Einsatz (siehe Kapitel „Stand der Technik“),
- b) Anfall der Fäkalien über einen begrenzten Zeitraum (mehrere Tage bis mehrere Monate),
- c) Anfall stark variierender Mengen an Fäkalien, und
- d) Anschluss an andere Netze (z.B. Frischwasser, Elektrizität) ist gegebenenfalls nicht vorhanden.

Das Verfahren basiert daher auf der Verwendung von TTI und ist technisch so konzipiert, dass eine Behandlung stark fluktuierender Durchsatzmengen, sowie unabhängig von spezifischen Standortbedingungen möglich ist. Hinzu kommt die weitgehende Autarkie von externen Energiequellen, da die benötigte Prozesswärme für die Hygienisierung und die Pyrolyse durch den Pyrolyseprozess selbst erzeugt wird.

Um eine standortunabhängige Anwendung des BioFAVOR-Verfahrens in der späteren Praxis zu ermöglichen, ist eine mobile Auslegung der Hygienisierungs- und Pyrolysestufe geplant. Die Reaktoren sollten daher eine transportfähige Größe nicht überschreiten. Daher ist deren Dimensionierung so vorgesehen, dass die Mitführung auf einem Autoanhänger oder einem Klein-LKW möglich ist. Die Kompostierung findet aufgrund der mehrmonatigen Prozessdauer stationär statt. Hierbei sind Aufstellflächen am Ort des Fäkalienanfalls oder an einem nahegelegenen Ort, z.B. auf einer gemieteten Stellfläche, zu bevorzugen, um weite Transportwege zu vermeiden. Eine Hygienisierung des Materials durch die bei der Kompostierung erzeugte Stoffwechselwärme wie bei konventionellen Verfahren ist nicht erforderlich, da diese wie beschrieben zuvor erfolgt. Daher ist auch eine Kompostierung vergleichsweise geringer Mengen möglich (ca. ab 1 m³ pro Einheit), was das Verfahren auch für geringe Durchsatzmengen und somit einen dezentralen Einsatz attraktiv macht. Die Kompostierung selbst findet vorzugsweise in einfach montierbaren, transportablen Kompostboxen statt. Einerseits wird dadurch der Kontakt der Kompostsubstrates mit Boden und Umgebung vermieden. Andererseits erlaubt dies einen standortunabhängigen Einsatz, sowie eine flexible Anpassung an stark variierende Durchsatzmengen. Eine kontinuierliche personelle Betreuung des Kompostierungsprozesses ist nicht oder nur in sehr geringem Umfang erforderlich.

1.1.3 Vergleich mit alternativen Entsorgungs- und Verwertungskonzepten

Im Vergleich zu alternativen Entsorgungs- und Verwertungskonzepten bietet das BioFAVOR-Verfahren vor allem Vorteile hinsichtlich der benötigten Infrastruktur und Logistik. Gesammelte Fäkalien werden am Ort ihrer Entstehung weiterverarbeitet und die dafür notwendige Infrastruktur mobil und temporär zur Verfügung gestellt. Damit hebt sich das Verfahren beispielsweise gegenüber mobilen Containerkläranlagen ab, die zwar temporär einsetzbar sind, aber feste Infrastrukturen benötigen (z.B. Anschluss an ein Wasser- und Abwassernetz). Weiterhin sind letztgenannte erst ab einem Minstdurchsatz einsetzbar. Im Gegensatz zu Entsorgungskonzepten, welche auf einem Transport dezentral gesammelter Fäkalien in Tankwagen zu zentralen Klär- oder Kompostierungsanlagen basieren, kann das in BioFAVOR-Verfahren unabhängig von zentralen Entsorgungsanlagen betrieben werden. Dies kann ebenfalls eine erhebliche Kostenreduktion darstellen, insbesondere durch Einsparungen bei der Logistik und das Entfallen von Gebühren für die Entsorgung bei zentralen Entsorgungsanlagen. Ebenso wie die letztgenannten etablierten Konzepte ist das BioFAVOR-Verfahren für variierende Mengen skalierbar, darüber hinaus werden Fäkalien jedoch einer stofflichen Verwertung zugeführt, anstatt einer Entsorgung, was den Vorgaben des KrGW entspricht.

1.1.4 Arbeiten des UFZ innerhalb des Verbundprojektes

Die inhaltlichen Arbeiten des UFZ innerhalb des Verbundprojektes lagen im Bereich der Untersuchung folgender Prozessschritte:

- **Hygienisierung von Trockentoiletteninhalten, einschließlich:**
 - Untersuchung grundlegender prozessrelevanter chemischer Parameter von Trockentoiletteninhalten, sowie Auswirkungen von Hygienisierung und Lagerung
- **Kompostierung hygienisierter Trockentoiletteninhalte** zur Umwandlung in ein Produkt zur bodenbezogenen Verwertung, z.B. einen Dünger, einen Bodenverbesserer, **einschließlich:**
 - Ermittlung geeigneter Zuschlagstoffe für die Kompostierung hygienisierter Trockentoiletteninhalte mittels Behälterkompostierung
 - Ermittlung prozess- und produktspezifischer Referenzwerte durch konventionelle Behandlung von Trockentoiletteninhalten mittels thermophiler Mietenkompostierung
 - Optimierung der Zuschlagstoffauswahl für lange gelagerte Trockentoiletteninhalte
- **Bau und Versuchsbetrieb einer Demonstrationsanlage** für den Machbarkeitsnachweis des avisierten Verwertungsprozesses.

1.2 Untersuchung grundlegender prozessrelevanter chemischer Parameter von Trockentoiletteninhalten, sowie Auswirkungen von Hygienisierung und Lagerung

Zur Entwicklung der avisierten Prozessschritte, insbesondere der Kompostierung, ist die Kenntnis grundlegender prozessrelevanter chemischer Parameter der verwendeten TTI erforderlich. Diese schließen ein: Trockensubstanz (*TS*), organische Trockensubstanz (*oTS*), pH-Wert, Gesamtstickstoff (Gesamt-N), ammoniumgebundener Stickstoff (Ammonium-N bzw. NH_4^+ -N), sowie das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff (C/N-Verhältnis).

Zunächst sollte geklärt werden, wie stark die untersuchten Parameter in Abhängigkeit der Herkunft der TTI schwanken, d.h. in welchem Wertebereich sich die untersuchten Parameter prinzipiell befinden, auch wenn die TTI aus verschiedenen Quellen stammen. Weiterhin sollte untersucht werden, in welchem Maß die Hygienisierung von TTI mittels Wasserdampf die untersuchten Parameter beeinflusst. Insbesondere waren hierbei eine Abnahme des *TS* (durch Aufnahme von kondensierendem Wasserdampf), sowie eine Abnahme des Gesamt-N (durch den Verlust flüchtiger Stickstoffverbindungen) zu erwarten. Darüber hinaus sollte geklärt werden, wie sich die Lagerung von TTI über einen längeren Zeitraum auf die untersuchten Parameter auswirkt. Hierbei war insbesondere eine Abnahme des *oTS* (durch mikrobiellen Abbau organischer Verbindungen), sowie einer Abnahme des Gesamt-N (durch mikrobiellen Abbau N-haltiger organischer Verbindungen in flüchtige Stickstoffverbindungen) zu erwarten. Hintergrund für letztere Untersuchung war, dass es in der Praxis aus logistischen Gründen zwischen der Sammlung der TTI und deren Behandlung bzw. Entsorgung häufig zu einer zentralen Sammlung und Lagerung der TTI über mehrere Wochen kommen kann.

1.2.1 Methoden

Zur Bestimmung der Schwankung der untersuchten Parameter wurden Stichproben aus jeweils drei verschiedenen Trockentoiletten auf drei verschiedenen Musikfestivals durchgeführt („Splash“-Festival am 09.07.2018, „Melt“-Festival am 16.07.2018 und „Highfield“-Festival am 20.08.2018). Der Betrieb der Trockentoiletten erfolgte durch die Firma „Goldeimer“. Die beprobten Trockentoiletten verfügten über eine Urindrainage am Boden der Sammelbehälter, über welche nicht gebundener Urin abgeführt wurde. Neben Fäzes und Urin enthielten die Trockentoiletten hauptsächlich Holzspäne und Toilettenpapier, sowie geringe Mengen Stroh und Fremdstoffe (u.a. Hygieneartikel, Kunststoffbecher). Für die Probenahme wurde je Stichprobe der gesamte Inhalt je einer Trockentoilette (ca. 200 Liter) auf eine Kunststoffplane entleert, mit einer Schaufel homogenisiert und beprobt (ca. 500 g pro Stichprobe).

Zur Bestimmung der Auswirkung der Hygienisierung auf die untersuchten Parameter wurden zusätzlich ca. 360 Liter TTI aus verschiedenen Trockentoiletten des „Highfield“-Festival gesammelt und in vier Chargen (je 80 - 100 Liter) mittels Wasserdampf hygienisiert ($T \geq 80^\circ\text{C}$, mindestens 1 h; Abbildung 3). Die hygienisierten TTI wurden nach demselben Vorgehen beprobt, wie die nicht-hygenisierten TTI.

Zur Bestimmung der Auswirkung längerer Lagerungszeiten auf die untersuchten Parameter wurde eine Charge TTI beprobt (ca. 15-20 Tonnen), die fortlaufend über einen Zeitraum von ca. 8 Wochen auf verschiedenen Festivals gesammelt und in einer Kippmulde gelagert wurde. Die Beprobung erfolgte

am 15.08.2018 in Eckernförde. Zur Beprobung wurden die gesammelten TTI aus der Kippmulde entleert, mittels Radlader homogenisiert und das Haufwerk nach Vorgaben der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall beprobt ($n = 3$) (LAGA, 2001).

Alle Proben wurden bis zur Analyse bei -18°C tiefgefroren gelagert.



Abbildung 3: Hygienisierung von Trockentoiletteninhalten - vor (Bild links) und nach (Bild rechts) der Hygienisierung.

1.2.2 Ergebnisse & Diskussion

Schwankung der untersuchten chemischen Analyseparameter in Stichproben von verschiedenen Festival-Trockentoiletten

Der TS von TTI bewegt sich prinzipiell in einem Wertebereich von 15 - 30 % (Abbildung 4). Der gemittelte TS über alle gesammelten Stichproben liegt bei ca. 25 %. Der gemittelte oTS über alle gesammelten Stichproben liegt bei ca. 90 %TS. Die gemessenen pH-Werte liegen zwischen 6 und 7,5. Der Gesamt-N von TTI liegt im Mittel bei $6 \text{ g/kg}_{\text{FM}}$ und unterliegt einer sehr starken Schwankung. Alle gemessenen Gesamt-N-Werte liegen unterhalb $10 \text{ g/kg}_{\text{FM}}$, wobei ca. $\frac{1}{4}$ bis $\frac{1}{2}$ des gemessenen Gesamt-N auf Ammonium-N zurückzuführen sind. Das mittlere C/N-Verhältnis liegt bei rund 25. Es unterliegt aufgrund der starken Gesamt-N Schwankungen ebenfalls starken Schwankungen.

Die teilweise hohen Schwankungen der Messwerte werden unter anderem auf die Betriebsweise und den Aufbau der beprobten Trockentoiletten zurückgeführt. Der Aufbau einer Trockentoilette hat beispielsweise hohen Einfluss darauf, wie viel Urin in den TTI enthalten ist, z.B. durch Vorhandensein einer Drainage, oder in-situ Separierung von Urin und Fäzes. Andererseits beeinflusst auch die Nutzungsart das Verhältnis von Urin, Fäzes und Holzspänen und damit die Zusammensetzung der TTI. Steigende Uringehalte führen prinzipiell zu einem abnehmenden TS und steigenden Gesamt-N-Gehalt durch den vergleichsweise niedrigen TS und hohen N-Gehalt von Urin (Clemens et al., 2008). Die Zugabe von Holzspänen führt zu einer Erhöhung des TS und bedingt insbesondere höhere oTS -Werte aufgrund des hohen Organikanteils von Holzspänen (vgl. $oTS_{\text{Sägespäne}} > 95 \%TS$ (Bai and Wang, 2010; Troy et al., 2012), $oTS_{\text{Fäzes}}$ ca. 90 %TS (Rose et al., 2015)). Ein hoher Anteil von Ammonium-N am

Gesamt-N birgt potentiell das Risiko von N-Verlusten während der Lagerung, Hygienisierung und Kompostierung, da Ammonium-N durch Umwandlung in flüchtiges Ammoniak leicht emittiert werden kann. Das C/N-Verhältnis liegt weitestgehend in einem für die Kompostierung optimalen Bereich von 20 bis 30 (Dunst, 2015).

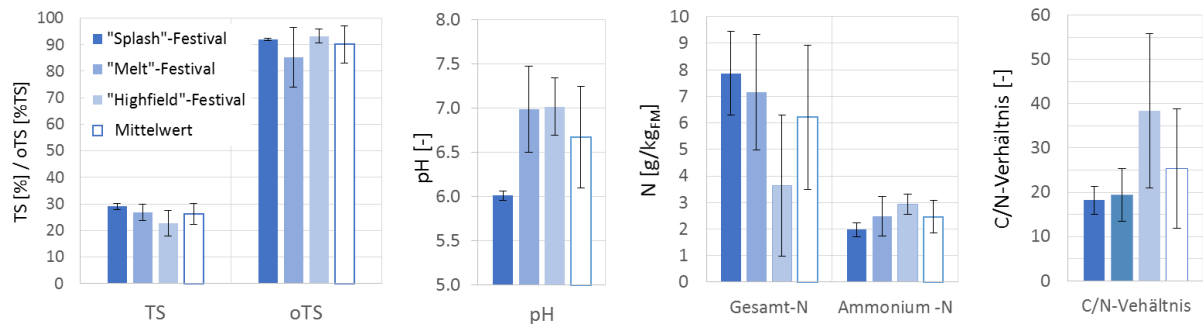


Abbildung 4: Schwankung der untersuchten chemischen Analyseparameter in Stichproben von verschiedenen Festival-Trockentoiletten (Probenumfang pro Festival (n = 3), „Mittelwert“ entspricht dem Mittelwert aus allen Stichproben (n = 9)).

Auswirkung der Hygienisierung von Trockentoiletteninhalten mittels Wasserdampf auf die untersuchten chemischen Analyseparameter

Die Untersuchung der hygienisierten Proben zeigt keine signifikante Abnahme von *TS* und *oTS* gegenüber den nicht-hygenisierten Proben (Abbildung 5). Weiterhin hat die Hygienisierung keinen nachweisbaren Einfluss auf Gesamt-N und Ammonium-N der Proben. Zu beobachten ist dagegen eine leichte Steigerung des pH-Wertes, sowie eine Abnahme des C/N-Verhältnisses.

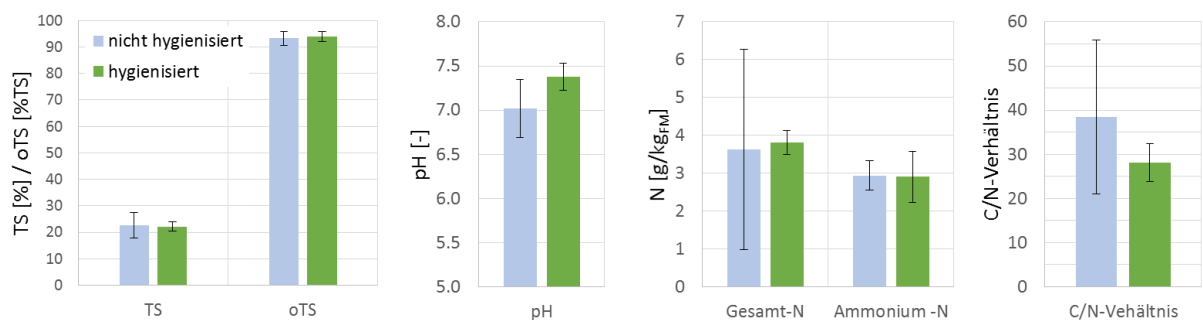


Abbildung 5: Auswirkung der Hygienisierung von Trockentoiletteninhalten mittels Wasserdampf auf die untersuchten chemischen Analyseparameter (hygienisierte (n = 4), sowie nicht hygienisierte (n = 3) Proben entstammen beide dem „Highfield“-Festival).

Die beobachtete Abnahme des C/N-Verhältnisses wird auf die starke Schwankung der Stickstoffgehalte in den nicht-hygenisierten Proben zurückgeführt, da die Kohlenstoffgehalte vor und nach der Hygienisierung annähernd konstant blieben.

Auswirkung der Lagerung von Trockentoiletteninhalten über mehrere Wochen auf die untersuchten chemischen Analyseparameter

Die Lagerung von TTI führt zu keiner Änderung des *TS* (Abbildung 6). Hingegen ist eine deutliche Reduzierung des *oTS* zu beobachten, der auf den mikrobiologischen Abbau organischen Materials zurückgeführt wird. Der beobachtete leichte pH-Anstieg deutet ebenfalls auf einen laufenden mikrobiologischen Abbau des Materials hin. Weiterhin ist eine deutliche Reduzierung des Gesamt-N zu beobachten. Nach der Lagerung entspricht das Ammonium-N ungefähr dem Gesamt-N. Dies deutet auf eine fast vollständige Ammonifizierung des enthaltenen Stickstoffes hin.

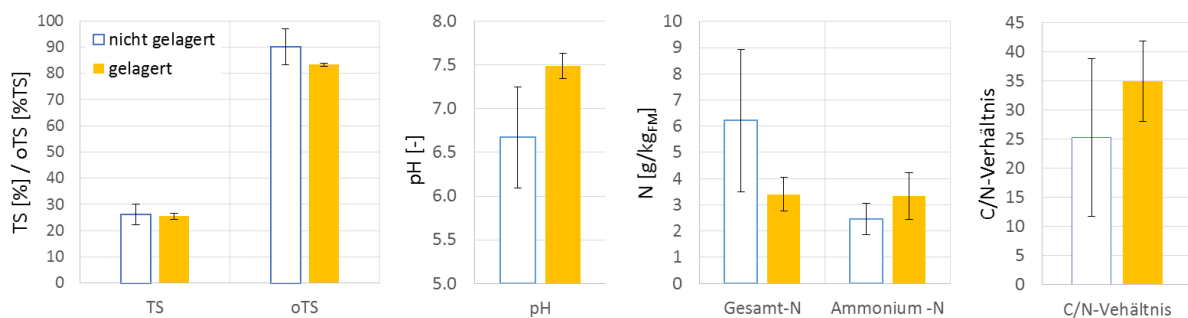


Abbildung 6: Auswirkung der Lagerung von Trockentoiletteninhalten über einen Zeitraum von circa 2 Monaten auf die untersuchten chemischen Analyseparameter („nicht gelagert“ entspricht dem Mittelwert aller frischer Stichproben der Festivals „Splash“, „Melt“ und „Highfield“ (n = 9, vgl. Abbildung 4); „gelagert“ entspricht über 2 Monate auf diversen Festivals gesammelten TTI (n = 3)).

1.2.3 Fazit

Die gezeigten Analysewerte lassen prinzipielle Aussagen über die Kompostierbarkeit von TTI treffen. Insbesondere das ausgeglichene C/N-Verhältnis, sowie der hohe *oTS* bilden gute Grundvoraussetzungen für die Kompostierung. Der hohe Stickstoffgehalt deutet auf einen hohen erzielbaren Nährstoffgehalt des produzierten Kompostes hin. Der *TS* befindet sich in einem für die Kompostierung suboptimalen Bereich. Zur Steigerung des *TS* wird die Zugabe von „trockenen“ Zuschlagstoffen bei der Kompostierung von TTI empfohlen. Weiterhin wird eine Zugabe strukturierender Zuschlagstoffe, z.B. Stroh, Grünschnitt, empfohlen, um eine ausreichende Sauerstoffversorgung während der Kompostierung zu gewährleisten.

Die Hygienisierung hat nachweislich keinen prozessrelevanten Einfluss auf die Zusammensetzung von TTI. Insbesondere das Ausbleiben von Stickstoffverlusten lässt sich positiv bewerten, da dieser als potentieller Pflanzennährstoff erhalten bleibt.

Die Lagerung von TTI über mehrere Wochen führt zu unerwünschten Stickstoffverlusten, sowie zum vorzeitigen Abbau organischer Verbindungen. Letzteres hat potentiell negativen Einfluss auf den Kompostierungsprozess, da leicht verfügbarer Nährstoffe zu Beginn der Kompostierung bereits aufgebraucht sind. Eine Lagerung von TTI über längere Zeit sollte daher vermieden werden.

1.3 Ermittlung geeigneter Zuschlagstoffe für die Kompostierung hygienisierter Trockentoiletteninhalte mittels Behälterkompostierung

Die Kompostierung menschlicher Fäkalien bzw. TTI ist wissenschaftlich bisher wenig untersucht. Verschiedene Forschergruppen beschäftigten sich mit ausgewählten Aspekten, unter anderem mit der psychrophilen Kompostierung menschlicher Fäkalien (Li et al., 2016), der thermophilen Kompostierung menschlicher Fäkalien (Bai and Wang, 2010; Hotta and Funamizu, 2018; Lopez Zavala et al., 2004), sowie seuchen-hygienischer Aspekte (Niwagaba et al., 2009b, 2009a; Sossou et al., 2016, 2014). Weiterhin wurden Anleitungen zum praktischen Umgang mit der Kompostierung menschlicher Fäkalien veröffentlicht (Jenkins, 2019)

Die Zusammensetzung der Ausgangsmischung (Substrat) bei der Kompostierung ist ein entscheidendes Kriterium für den erfolgreichen Prozessablauf. Das Substrat sollte so beschaffen sein, dass ein aerober Abbau des organischen Materials an jeder Stelle im Kompost ermöglicht wird. Die wichtigsten Parameter hierfür sind: Feuchtegehalt bzw. Trockensubstanzgehalt, das C/N-Verhältnis und ausreichende Strukturierung (Dunst, 2015).

Die Strukturierung erfolgt in der Regel durch Zugabe von sperrigem, vergleichsweise langsam abbaubaren organischen Material, z.B. Holzhackschnitzel, Grünschnitt, etc. und dient der Schaffung von Porenvolumen im Substrat, zur Gewährleistung der permanenten Durchströmbarkeit des Substrates mit Luft. Die im Substrat enthaltene Feuchte dient als wichtige Lebensgrundlage für aerobe Mikroorganismen. Eine zu hohe Feuchte führt dagegen zur Abnahme von durchströmbarem Porenvolumen und mindert so die Luftversorgung des Kompostes. Das Optimum liegt bei einem TS von 40 bis 60 % (Dunst, 2015). Kohlenstoff und Stickstoff stellen die Hauptnährstoffe für die bei der Kompostierung relevanten aeroben Mikroorganismen dar. Das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff sollte zwischen 20 und 30 zu 1 betragen um einen einwandfreien Prozessverlauf zu gewährleisten. Stimmt das Verhältnis nicht kann es zur Verlangsamung des Kompostierungsprozesses kommen. Weiterhin führt ein Stickstoffmangel ($C/N > 30$) zur erhöhten Emission von CO_2 , ein Kohlenstoffmangel ($C/N < 20$) dagegen zur erhöhten Emission flüchtiger Stickstoffverbindungen wie NH_3 und NO_2 (Dunst, 2015).

Ziel des durchgeführten Versuches war die prinzipielle Kompostierbarkeit hygienisierter TTI zu prüfen. Weiterhin wurde untersucht, wie sich die Zugabe diverser Zuschlagstoffe (u.a. Stroh, Grünschnitt, Biokohle) auf den Kompostierungsverlauf auswirkt.

1.3.1 Methoden

Der Kompostierungsversuch wurde in 45 Liter Kompostbehältern (doppelwandig, perforiert, mit Deckel) an einem überdachten Versuchsstandort durchgeführt (Abbildung 7). In den Wintermonaten wurden die Kompostbehälter aufgrund niedriger Außentemperaturen ($< 10\text{ }^{\circ}\text{C}$) in einen beheizbaren Innenraum verbracht ($15 - 22\text{ }^{\circ}\text{C}$). Als Ausgangs- und Zuschlagstoffe wurden verwendet:

- Hygienisierte TTI ($\text{TS} = 22.7 \pm 4.8\%$, $\text{oTS} = 93.2 \pm 2.6\%$, $\text{C/N} = 38 \pm 17$)
- Grünschnitt ($\text{TS} = 73.2 \pm 1.6\%$, $\text{oTS} = 54.7 \pm 6.2\%$, $\text{C/N} = 23 \pm 1$)
- Stroh ($\text{TS} = 85.3 \pm 2.5\%$, $\text{oTS} = 85.8 \pm 13.4\%$, $\text{C/N} = 77 \pm 14$)
- Biokohle ($\text{TS} = 37.1 \pm 1.1\%$, $\text{oTS} = 79.1 \pm 10.6\%$, $\text{C/N} = 127 \pm 12$)

Insgesamt wurden vier Substrate in jeweils drei Wiederholungen getestet (alle Werte in %FM; FM = Feuchtmasse):

1. 100 % Hygienisierte TTI (Kontrolle)
2. 80 % Hygienisierte TTI + 1,5 % Stroh + 18,5 % Grünschnitt
3. 75 % Hygienisierte TTI + 1,5 % Stroh + 13,5 % Grünschnitt + 10 % Biokohle
4. 72 % Hygienisierte TTI + 1,5 % Stroh + 27,5 % Biokohle (Abbildung 8)

Zusätzlich wurde allen Ausgangssubstraten 2-5 %FM reifer Kompost ($\text{TS} = 68.3 \pm 2.8\%$, $\text{oTS} = 24.8 \pm 3.9\%$, $\text{C/N} = 15 \pm 1$) beigemischt. Dieser diente der Inokulation der Ansätze mit für die Kompostierung relevanten Mikroorganismen und fand unter der Annahme statt, dass durch die Hygienisierung diese Mikroorganismen weitestgehend eliminiert wurden (siehe auch Kapitel 1.7). Die Hygienisierung der TTI erfolgte nach dem avisierten BioFAVOR-Verfahrensprinzip mittels Wasserdampf in einem 100 Liter Topf (Abbildung 3). Die verwendete Biokohle wurde nach dem „Kontiki“-Verfahren hergestellt (Schmidt and Taylor, 2014).



Abbildung 7: Aufbau der Kompostierungsbehälter und Versuchsstandort.

Tabelle 2: Zusammensetzung aller getesteten Substrate auf Trockenmassebasis für die Behälterkompostierung (Angabe entspricht jeweils dem Trockenmasseanteil der Komponente an der Gesamttrockenmasse).

Ansatz	1	2	3	4
Anteile Zuschlagstoffe (umgerechnet in %TS)				
TTI, hygienisiert	90	50	56	49
Grünschnitt	-	37	19	-
Stroh	-	3,5	4	3,2
Biokohle	-	-	18	45,3
Kompost, reif	10	9,5	3	2,2

Tabelle 3: Prozessrelevante chemische Parameter der Substrate für die Behälterkompostierung

Ansatz		1	2	3	4
TS	%	23.4 ± 0.7	34.2 ± 0.7	32.9 ± 1.3	28.3 ± 0.7
oTS	%TS	87.6 ± 1.7	67.2 ± 6.6	74.7 ± 9.7	83.7 ± 2.5
pH	-	7.29 ± 0.03	7.11 ± 0.02	7.08 ± 0.08	7.32 ± 0.08
Salinität	g _{KCL} /100g _{FM}	3.15 ± 0.15	3.16 ± 0.13	2.90 ± 0.19	1.94 ± 0.17
N-Gesamt ^a	mg/kg _{FM}	3468	4573	4155	3172
NH ₄ ⁺ -N	mg/kg _{FM}	1953 ± 369	1653 ± 181	1740 ± 269	1633 ± 219
C/N ^a	-	31	28	34(29)	48(32)

^a alle kursiv gedruckten Werte berechnet aus Analysewerten der einzelnen Zuschlagstoffe; Werte in Klammern: Berechnung exklusive C-Anteil aus Biokohle

Versuchsbegleitend erfolgte die Messung des Kerntemperaturverlaufs aller Komposter über 3,5 Monate, die regelmäßige qualitative Prozessbewertung (u.a. Bewertung von Bildung von Sickerwasser, Kondenswasser, Schimmel), sowie die sporadische Kompostgasmessung (O₂, CO₂, CH₄) mittels Einstichlanze. Weiterhin wurden Probenahmen an den Versuchstagen 0 und 4, sowie nach den Monaten 2, 3 und 8 durchgeführt. Die Proben wurden auf folgende Parameter analysiert: TS, oTS, pH, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N.



Abbildung 8: Herstellung der Ausgangssubstrate für Behälterkompostierung durch Zugabe von Zuschlagstoffen - (von links nach rechts) hygienisierte TTI, Zugabe von Stroh, Zugabe von Biokohle.

Berechnung des relativen Trockenmasseverlustes und des relativen organischen Trockenmasseverlustes

Der relative Trockenmasseverlust entspricht dem Verlust der Gesamttrockenmasse während der Kompostierung bezogen auf die Ausgangstrockenmasse. Die Berechnung des relativen Trockenmasseverlustes erfolgte unter der Annahme, dass der Trockenmasseverlust während der Kompostierung ausschließlich auf den Abbau organischer Verbindungen zurückzuführen ist. Die Berechnung erfolgte nach folgender Gleichung:

$$TS - Verlust = 1 - \frac{m_{TS,Ende}}{m_{TS,Start}} = 1 - \frac{(1 - oTS_{Start})}{(1 - oTS_{Ende})} \quad (1)$$

Der relative organische Trockenmasseverlust entspricht dem Verlust der organischen Trockenmasse während der Kompostierung bezogen auf die organische Ausgangstrockenmasse. Die Berechnung erfolgte nach folgender Gleichung:

$$oTS - Verlust = 1 - \frac{m_{oTS,Ende}}{m_{oTS,Start}} = 1 - \frac{oTS_{Ende}}{oTS_{Start}} \frac{(1 - oTS_{Start})}{(1 - oTS_{Ende})} \quad (2)$$

Formelzeichen:

m_{TS}	Masse der Trockensubstanz
m_{oTS}	Masse der organischen Trockensubstanz
oTS	organische Trockensubstanz (bestimmt durch Glühverlust bei 550 °C)
$Start$	bezogen auf das Ausgangssubstrat
$Ende$	bezogen auf den fertigen Kompost

1.3.2 Ergebnisse & Diskussion

Temperaturverläufe der Behälterkompostierung

In Abbildung 9 sind die gemessenen Kerntemperaturverläufe aller vier Substratansätze der Behälterkompostierung dargestellt. Prinzipiell lässt sich feststellen, dass sich die Temperaturverläufe der verschiedenen untersuchten Ansätze deutlich unterscheiden. Die Temperaturverläufe der Wiederholungen untereinander zeigen dagegen nur geringe Schwankungen, was auf eine hohe Reproduzierbarkeit hindeutet. Direkt nach dem Aufsetzen wurde ein rascher Temperaturanstieg in allen Ansätzen beobachtet (teilweise > 60°C). Die Temperatur sank jedoch bei allen Ansätzen innerhalb weniger Tage wieder ab. Nach 2 bis 3 Wochen glichen sich die Temperaturen aller Ansätze der Umgebungstemperatur an. Der kurze, starke Temperaturanstieg zu Beginn deutet auf eine anfängliche Verfügbarkeit leicht abbaubarer organischer Verbindungen hin, welche möglicherweise durch die Dampfeinwirkung während des Hygienisierungsprozesses freigesetzt wurden. Als Grund für den anschließenden raschen Temperaturabfall wird neben dem schnellen Verbrauch dieser leicht abbaubaren organischen Verbindungen, eine zu geringe Kompostergröße (u.a. fehlende Wärmedämmung, geringe Wärmespeicherkapazität), sowie die niedrigen Umgebungstemperaturen angenommen. Nach Einsetzen einer Beheizung des Versuchsstandortes auf ca. 20 °C ließ sich ein erneuter Temperaturanstieg in allen Ansätzen und damit eine Fortsetzung des

Kompostierungsprozesses feststellen. Über den gesamten Versuchsverlauf wurden, außer in den ersten Tagen, keine mesophilen Temperaturen erreicht ($\leq 30\text{ °C}$). Tendenziell zeigten die Ansätze mit Biokohleanteil (Ansätze 3 und 4) etwas höhere Temperaturverläufe über einen längeren Zeitraum, was auf einen langsamen aber kontinuierlichen Stoffwechselprozess hindeutet. Ansatz 2 zeigte anfangs höhere Temperaturen, aber nach ca. 1 Monat den geringsten Temperaturverlauf.

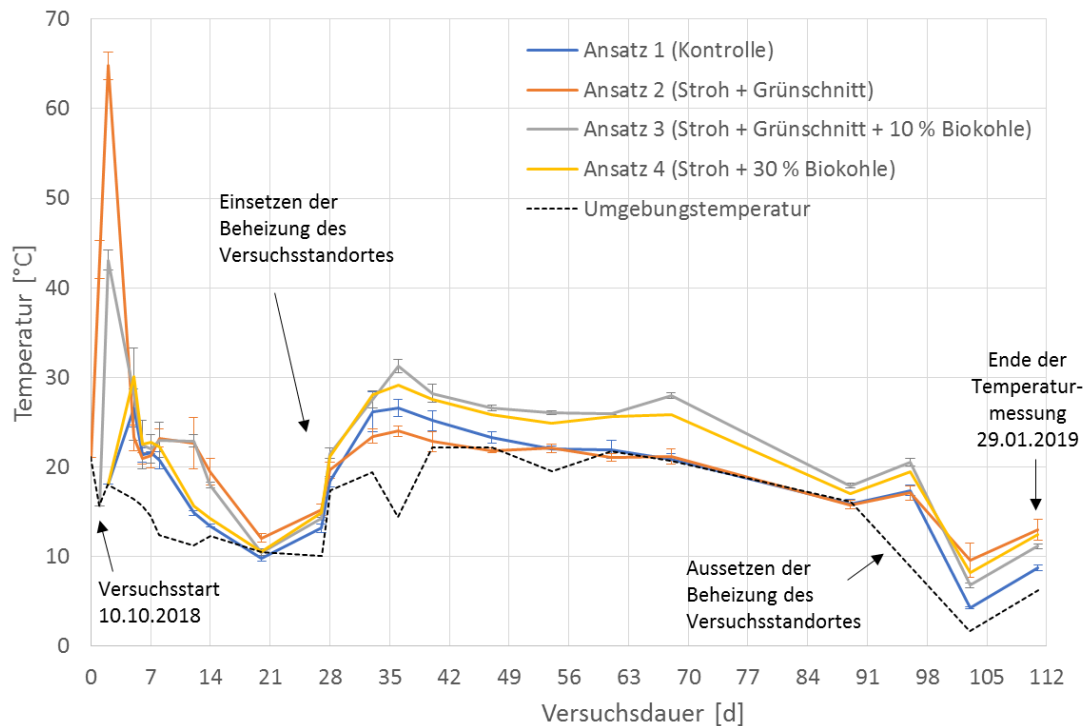


Abbildung 9: Gemessene Kerntemperaturverläufe der Behälterkompostierung.

Versuchsbegleitende Analytik

Abbildung 10 zeigt die Änderung der untersuchten chemischen Parameter über den Verlauf der Behälterkompostierung. Der *TS* aller Ansätze zeigt einen stetigen Anstieg über die gesamte Versuchsdauer. Dies deutet auf eine Trocknung des Substrates hin und wurde auch qualitativ mittels „Faustprobe“ festgestellt. Der *oTS* aller Ansätze zeigt eine langsame Abnahme, was auf den langsamen Abbau organischer Bestandteile über die Versuchsdauer hindeutet. Es ist zu beobachten, dass in den Ansätze 2 und 3 eine starke Abnahme des *oTS* innerhalb der ersten 2 Versuchsmonate stattfindet, dieser danach aber nur noch marginal abnimmt (Ansatz 2) oder stagniert (Ansatz 3). Diese Ergebnisse decken sich mit den beobachteten Temperaturverläufen, welche eine hohe Stoffwechselaktivität der Ansätze 2 und 3 zu Beginn des Versuchs anzeigten, aber eine geringe Aktivität zum Ende hin. Ansätze 1 und 4 zeigen hingegen eine langsamere aber kontinuierlichere Abnahme des *oTS* über den Versuchszeitraum. Weiterhin zeigte Ansatz 1 den höchsten *oTS* im Ausgangssubstrat (u.a. aufgrund des fehlenden Grünschnittanteils). Der relative Gesamtrockenmasseverlust (Gleichung 1) der Ansätze wurde wie folgt berechnet: Ansatz 1 ($57.4 \pm 2.4\%$), Ansatz 2 ($31.9 \pm 1.8\%$), Ansatz 3 ($42.0 \pm 0.5\%$),

Ansatz 4 ($37.0 \pm 4.3 \%$). Der relative organische Trockenmasseverlust (Gleichung 2) der Ansätze wurde wie folgt berechnet: Ansatz 1 ($65.5 \pm 2.7 \%$), Ansatz 2 ($47.5 \pm 2.8 \%$), Ansatz 3 ($56.2 \pm 0.6 \%$), Ansatz 4 ($45.1 \pm 5.2 \%$). Der stärkste Organikabbau wurde in Ansatz 1 zu beobachtet. Dies wird darauf zurückgeführt, dass dieser Ansatz weder Grünschnitt noch Biokohle enthielt, welche während der Kompostierung nur vergleichsweise langsam (Grünschnitt) bzw. nicht (Biokohle) abbaubar sind (Dunst, 2015).

Weiterhin wurde eine kontinuierliche Abnahme von Ammonium-N über die Versuchsdauer in allen Ansätzen festgestellt. Die Abnahme von Ammonium-N erfolgte schneller bei allen Ansätzen die Biokohle enthalten (Ansätze 3 und 4). Ammonium wird während der Kompostierung aus organischen Stickstoffverbindungen gebildet (Ammonifizierung) und weiter in nicht-flüchtige Stickstoffverbindungen wie Nitrat umgewandelt (Nitrifizierung) (Bai and Wang, 2010). Laut Literatur trägt Biokohle zu einer Verlangsamung der Ammonifizierung bei. Weiterhin bieten Biokohlepartikel ein vorteilhaftes Habitat für nitrifizierende Mikroorganismen und binden Ammonium-Ionen und Ammoniak an ihrer Oberfläche, was zur Verringerung von Stickstoffverlusten führen kann (Godlewska et al., 2017). Andererseits könnte die Bindung von Stickstoff an Biokohlepartikeln zu einer verminderten Auswaschung im Rahmen der Analysemethoden geführt haben. Somit wäre ein Teil des vorhandenen Ammoniums zwar vorhanden, aber analytisch nicht erfasst worden.

Der Gehalt an Nitrat-N ist in allen Ansätzen nach ca. 2 Monaten Versuchsdauer relativ hoch und sinkt danach stark ab. Zum Ende des Versuchs hin steigt er in den meisten Ansätzen wieder leicht an. Dieser Verlauf ist atypisch für eine Kompostierung. Typischerweise ist ein stetiges Ansteigen des Nitrat-N über den gesamten Kompostierungsverlauf zu beobachten, da Nitrat vor allem beim Abbau organischer Stickstoffverbindungen, sowie flüchtiger Stickstoffverbindungen wie Ammonium, entsteht (Bai and Wang, 2010). Eine Erklärung könnte die kontinuierliche Einbindung von Nitrat-N in komplexere organische Stickstoffverbindungen im Rahmen der Humifizierung sein. Auch Ungenauigkeiten bei der verwendeten analytischen Methode können nicht ausgeschlossen werden.

Die gemessenen pH-Werte zeigen einen für die Kompostierung typisches rasches Ansteigen von neutralen (ca. 7) auf leicht basische Werte (8-8,5) gefolgt von einem langsamen Angleichen an einen neutralen pH Wert über die Versuchsdauer. Die Zugabe von Zuschlagstoffen, insbesondere von Biokohle, mindert den anfänglichen pH-Wert Anstieg und beschleunigt das Ausgleichen des pH-Wertes. Das beobachtete Verhalten wird maßgeblich durch den starken Verbrauch saurer Verbindungen zu Beginn der Kompostierung hervorgerufen (Dunst, 2015).

Die Messung der Kompostgaszusammensetzung im Verlauf der Kompostierung (nicht grafisch dargestellt) ergab einen CO_2 -Gehalt von $< 1,5 \text{ Vol-}\%$, sowie einen O_2 -Gehalt $> 18 \text{ Vol-}\%$ zu jeder Zeit in allen Ansätzen. Die Konzentration an CH_4 lag zu jeder Zeit bei $0,0 \text{ Vol-}\%$. Dies deutet auf eine gute Belüftung der Komposter hin und wird insbesondere zurückgeführt auf die starke Strukturierung der Substrate, sowie die geringe Kompostergröße.

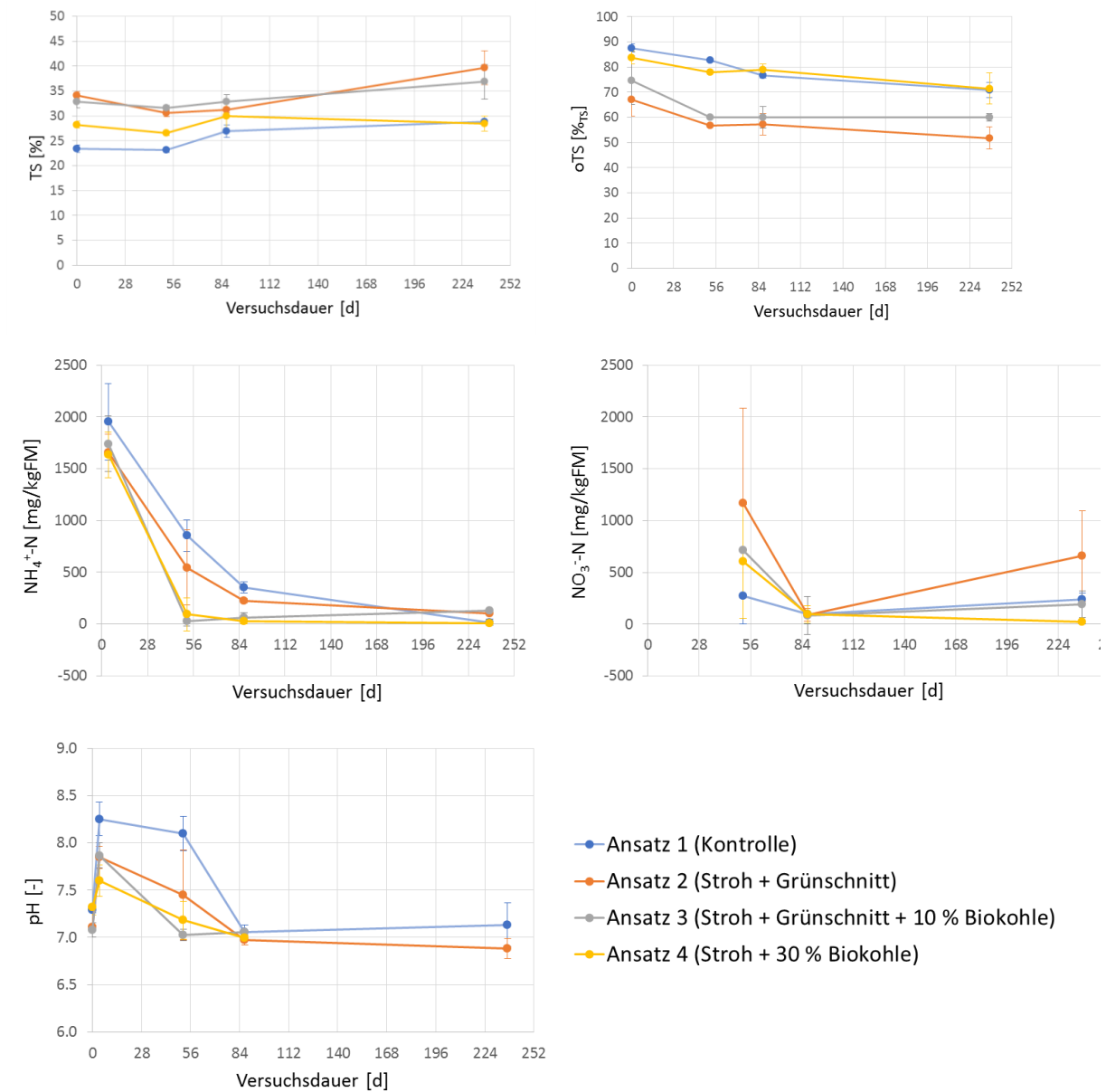


Abbildung 10: Gemessene chemische Parameter (TS , oTS , pH , NH_4^+-N , NO_3^--N) während des Verlaufs der Behälterkompostierung.

1.3.3 Fazit

Der genutzte experimentelle Aufbau ist aufgrund der geringen Kompostergröße nur bedingt dazu geeignet, einen repräsentativen Kompostierungsprozess nachzubilden. Dies wurde unter anderem an den gemessenen Temperaturverläufen deutlich. Es wurden nur relativ geringe Temperaturen erreicht. Die für die Kompostierung typischen mesophilen ($> 30\text{ }^{\circ}\text{C}$) oder thermophilen ($> 50\text{ }^{\circ}\text{C}$) Temperaturbereiche wurden nicht oder nur sehr kurzzeitig erreicht.

Nichtsdestotrotz ermöglichen die Ergebnisse einen qualitativen und quantitativen Vergleich der unterschiedlichen getesteten Substrate. Die Kompostierung hygienisierter TTI ohne Zuschlagstoffe (Ansatz 1) zeigte den höchsten Organikabbau, jedoch die langsamste Abnahme des Ammonium-N, was potentiell negative Folgen für den Gesamt-N des Kompostes hat. Der produzierte Kompost wies auch nach Ende der Versuchsdauer einen noch relativ geringen Zersetzungsgrad auf (u.a. viele große Partikel, Form von Sägespänen z.T. noch sichtbar). Die Zugabe von Stroh und Grünschnitt (Ansatz 2) wirkte sich positiv auf den Ammonium-Abbau aus, führte jedoch zu einem geringeren Organikabbau. Die zusätzliche Zugabe von 10 %FM Biokohle (Ansatz 3) wirkte sich positiv auf die Verringerung des Ammonium-Abbaus aus und führte darüber hinaus zu einem höheren Temperaturverlauf, sowie einem hohen Organikabbau. Qualitativ war der in den Ansätzen 2 und 3 produzierte Kompost am weitesten zersetzt. Das Ersetzen von Grünschnitt durch Biokohle als Strukturmaterial (Ansatz 4) wirkte sich ebenfalls positiv auf den Temperaturverlauf, sowie die Bindung von Ammonium-Stickstoff aus. Allerdings fand ein vergleichsweise geringer Organikabbau statt. Auch qualitativ war der in diesem Ansatz produzierte Kompost nach Versuchsende am wenigsten zersetzt. Die Zugabe von mehr als 10 %FM Biokohle wird daher nicht empfohlen.

1.4 Ermittlung prozess- und produktspezifischer Referenzwerte durch konventionelle Behandlung von Trockentoiletteninhalten mittels thermophiler Mietenkompostierung

Wie im vorherigen Kapitel dargestellt bietet die Fachliteratur kaum Informationen zur Kompostierung menschlicher Fäkalien bzw. TTI. Für eine fundierte Bewertung und Einordnung des im Projekt avisierten BioFAVOR-Verfahrens sind Grundkenntnisse über die Behandlung von TTI durch ein vergleichbares, konventionelles Verwertungsverfahren nötig.

Die thermophile Kompostierung in Mieten (= längliche Haufwerke mit trapezförmigem Querschnitt) gehört in Deutschland zum „Stand der Technik“ der Entsorgung und stofflichen Verwertung einer Vielzahl organischer Abfälle dar, beispielsweise Bioabfall, Klärschlamm oder Grünschnitt (Dunst, 2015).

Im Rahmen einer zweiten Messkampagne wurde daher die Behandlung von TTI mittels thermophiler Mietenkompostierung untersucht. Ziel des Versuchs war die Erlangung grundlegender Erkenntnisse über den Prozessablauf, sowie über die Qualität der so erzeugten Komposte. Die Ergebnisse dienten im weiteren Projektverlauf als Bewertungsreferenz zum avisierten BioFAVOR-Verfahren. Darüber hinaus wurden die so gewonnenen Erkenntnisse zu Prozess- und Produkteigenschaften mit denen aus der Behälterkompostierung verglichen. Dies diente der Bewertung der Repräsentativität der Ergebnisse der Behälterkompostierung, sowie als Grundlage für weitergehende Untersuchungen (Keimungs- und Pflanzversuche).

1.4.1 Methoden

Die Versuchsdurchführung erfolgte auf einer Fläche der AWR Abfallwirtschaft Rendsburg-Eckernförde GmbH in Eckernförde. Die Kompostierung wurde mit zwei verschiedenen Substratmischungen (mit und ohne Biokohlezugabe) in je zwei Wiederholungen durchgeführt. Die Wahl der Substratzusammensetzungen (Anteil der beigemischten Zuschlagstoffe) wurde analog zu denen der Behälterkompostierung getroffen. Die Substratmischung ohne Biokohlezugabe (Wiederholungen E1 und E2) setzte sich zusammen aus (vgl. Ansatz 2 der Behälterkompostierung):

- 80 %FM TTI ($TS = 25.4 \pm 1.2 \%$, $oTS = 83.4 \pm 0.6 \%TS$, $C/N = 35 \pm 7$)
- 16 %FM Grünschnitt ($TS = 73.2 \pm 1.6 \%$, $oTS = 54.7 \pm 6.2 \%TS$, $C/N = 23 \pm 1$)
- 1,5 %FM Stroh ($TS = 85.3 \pm 2.5 \%$, $oTS = 85.8 \pm 13.4 \%TS$, $C/N = 77 \pm 14$)
- 2 %FM Urin

Bezogen auf die Trockensubstanz der Ausgangsstoffe entspricht dies ca. 61 %TS TTI, 36 %TS Grünschnitt und 3,6 %TS Stroh (= Trockenmasseanteil der jeweiligen Komponente an der Gesamttrockenmasse). Der Substratmischung mit Biokohlezugabe (Wiederholungen E1B und E2B) wurde zusätzlich zu der vorher genannten Mischung 3,9 %FM (E1B) bzw. 3,1 %FM (E2B) Biokohle ($TS = 37.1 \pm 1.1 \%$, $oTS = 79.1 \pm 10.6 \%TS$, $C/N = 127 \pm 12$) beigemischt. Bezogen auf die Trockensubstanz der Ausgangsstoffe entspricht dies 4,2 %TS (E1B) bzw. 3,4 %TS (E2B) Biokohle. Die Homogenisierung der Ausgangs- und Zuschlagstoffe und das Vermischen zum Ausgangssubstrat erfolgten mittels Radlader und Miststreuer. Die Dosierung der Ausgangs- und Zuschlagstoffe erfolgte mittels Radladerschaufel nach Volumen. Die Berechnung der Feuchtmasseanteile erfolgte auf Basis

der ermittelten mittleren Dichte der Ausgangs- und Zuschlagstoffe (Bestimmung durch Stichprobenahmen: 60 L pro Stichprobe, n = 3). Die Ergebnisse der chemischen Analyse der Ausgangssubstrate ist in Tabelle 4 dargestellt.

Die Kompostierung wurde in Mieten mit einem Volumen zwischen 5 und 12 m³ durchgeführt. Die Querschnittsflächen der Mieten wiesen eine Sohlenbreite zwischen 2,3-3 m, eine Oberbreite zwischen 1,3-1,7 m und eine Höhe zwischen 0,8-0,9 m auf. Die Länge der Mieten betrug zwischen 4,6-8,3 m. Zum Schutz vor einer zu starken Befeuchtung der Mieten durch Regenwasser wurden alle Mieten während der Versuchsdauer jeweils mit einer semi-permeablen Membran („Kompostfleece“) abgedeckt (Abbildung 11).

Das Aufsetzen der Versuchsmieten erfolgte am 15.08.2018 (Wiederholung 1; E1 und E1B), sowie am 29.08.2018 (Wiederholung 2; E2 und E2B). Das Versuchsende erfolgte nach 154 Tagen (Wiederholung 1) bzw. nach 140 Tagen (Wiederholung 2) am 16.01.2019. Die Mieten wurden innerhalb der ersten zwei Versuchsmonate 14-tägig, danach einmal pro Monat umgesetzt. Das Umsetzen und die Homogenisierung der Mieten erfolgten jeweils mittels Radlader und Miststreuer.

Eine Beprobung erfolgte an den Start- und Endtagen (alle Mieten), sowie an den Versuchstagen 14, 28, 42, 56, 91 (E1) bzw. an den Versuchstagen 14, 28, 42, 56, 77 (E2). Die Beprobung erfolgte jeweils an drei unterschiedlichen Stellen aus dem Kern jeder Miete in einer Tiefe von ca. 60 cm. Die Beprobung erfolgte jeweils vor dem Umsetzen der Mieten. Die Proben wurden auf folgende Parameter analysiert: TS, oTS, pH und Ammonium-N. Der fertige Kompost (Tag 140 bzw. 154) wurde zusätzlich vertieft auf Pflanzennährstoffe und Schwermetalle analysiert.

Die Temperatur jeder Miete wurde während der gesamten Versuchsdauer an jeweils drei Stellen entlang der Längsachse jeweils an der Oberfläche (10 cm Tiefe), sowie im Kern (60 cm Tiefe) mittels Temperaturlogger aufgezeichnet.

Tabelle 4: Chemischen Zusammensetzung der Ausgangssubstrate der Mietenkompostierung

		ohne Biokohlezugabe		mit Biokohlezugabe	
		E1	E2	E1B	E2B
TS	%	39.3 ± 2.8	33.5 ± 1.6	35.7 ± 0.6	32.9 ± 1.3
oTS	%TS	48.3 ± 2.2	65.1 ± 2.3	63.3 ± 6.0	63.5 ± 3.3
pH	-	7.1 ± 0.1	7.5 ± 0.2	7.3 ± 0.1	7.3 ± 0.1
Salinität	g _{KCl} /100g _{FM}	2.6 ± 0.1	2.6 ± 0.2	1.5 ± 0.1	2.5 ± 0.3
N_{ges}	mg/kg _{FM}	4470	4500	4550	4520
NH₄⁺-N	mg/kg _{FM}	1507 ± 266	1847 ± 340		1547 ± 445
C/N	-	31.3 ± 7.4	34.2	33.4 ± 1.2	34.2

^a alle kursiv gedruckten Werte berechnet aus Analysewerten der einzelnen Zuschlagstoffe



Abbildung 11: Aufsetzen der Versuchsmieten – Trockentoiletteninhalte (oben links), Trockentoiletteninhalte und Zuschlagstoffe (oben rechts), Mischen der Zuschlagstoffe mittels Radlader (mitte links), Homogenisierung und Aufsetzen der Mieten mittels Miststreuer (mitte rechts), Vermessung der Mieten (unten links), Abdeckung der Mieten (unten rechts).

1.4.2 Ergebnisse & Diskussion

Temperaturverläufe der Mietenkompostierung

Abbildung 12 und Abbildung 13 zeigen die gemessenen Temperaturverläufe der Versuchsmieten. Alle Mieten erreichen nach Aufsetzen, sowie nach den ersten Umsetzterminen (im T-Verlauf deutlich erkennbar durch Temperatureinbrüche) rasch den thermophilen Bereich ($> 55\text{ °C}$), allerdings nur in unmittelbarer Nähe zur Mietenoberfläche. Die Temperaturen im Kern der Mieten steigen hingegen während der ersten Versuchsmonate nur langsam an. Dieses Verhalten ist qualitativ in allen untersuchten Mieten zu erkennen und erstreckt sich über die ersten 1,5 bis 2 Monate Versuchsdauer gefolgt vom langsamen Übergang in die mesophile Phase ($30 - 45\text{ °C}$). Nach einer Versuchsdauer von 2,5 bis 3 Monaten ist nochmal ein deutlicher Temperaturanstieg in allen Mieten zu beobachten, der sich jeweils über 1 bis 1,5 Monate erstreckt („hügelförmiger“ Temperaturverlauf im letzten Abschnitt der Kompostierung).

Prinzipiell zeigen alle Mieten qualitativ einen ähnlichen Temperaturverlauf wobei die thermophilen Phasen der Mieten ohne Biokohlezugabe (E1 und E2) etwas länger anhalten und einen etwas höheren Temperaturverlauf zeigen als die der Mieten mit Biokohlezugabe. Auch ist zu beobachten, dass die Kerntemperaturen aller Mieten zu den meisten Zeiten niedriger verlaufen als die Randtemperaturen. Dies ist ein Hinweis auf eine niedrigere Stoffwechselaktivität im Mietenkern und ist wahrscheinlich auf eine unzureichende Belüftung des Mietenkerns zurückzuführen.

Versuchsbegleitende chemische Analysen der Mietenkompostierung (Mieten E1 und E2)

Abbildung 14 zeigt die Ergebnisse der versuchsbegleitenden chemischen Analysen der Mietenkompostierung der Mieten E1 und E2 (Mieten ohne Biokohlezugabe). Prinzipiell ist ein Anstieg des *TS* über die erste Hälfte des Versuchsverlaufs in beiden Wiederholungen zu sehen, welcher vor allem auf die Verdunstung von im Substrat enthaltenem Wasser durch die erzeugte Kompostierungswärme zurückgeführt wird. In der zweiten Hälfte des Versuchs sinkt der *TS* wieder leicht, was auf den Abbau organischer Bestandteile der Trockensubstanz hindeutet. Auch das Eindringen von Regenwasser in die Mieten kann zu einem Sinken des *TS* beigetragen haben. Die kontinuierliche Abnahme des *oTS* ist über den gesamten Versuchsverlauf beider Mieten zu beobachten. Leichte Schwankungen, bspw. zwischenzeitliches leichtes Ansteigen des *oTS*, sind wahrscheinlich auf Inhomogenitäten des beprobten Substrates zurückzuführen. Der pH-Wert liegt zu Beginn des Versuchs bei pH 7 und steigt über die ersten 1,5 Monate langsam ca. auf pH 8,5. Danach erfolgt wieder ein langsames Angleichen an pH 7. Dies stellt ein typisches Verhalten für die Kompostierung dar. Der Gehalt an Ammonium-N zeigt eine kontinuierliche Abnahme in beiden Mieten. Die Abnahme erfolgt etwas schneller in E2 als in E1. Weiterhin wurde während der ersten 1 bis 1,5 Monate ein deutlicher Ammoniakgeruch während des Umsetzens der Mieten und Probenahme wahrgenommen. Dies ist ein Anzeichen für hohe Ammoniumkonzentrationen im Substrat und deutet auf einen möglichen Verlust von Stickstoff in Form von flüchtigem Ammoniak hin. Eine Ursache hierfür könnte der Mangel an für den aeroben Abbau verfügbaren Kohlenstoffverbindungen sein (Dunst, 2015).

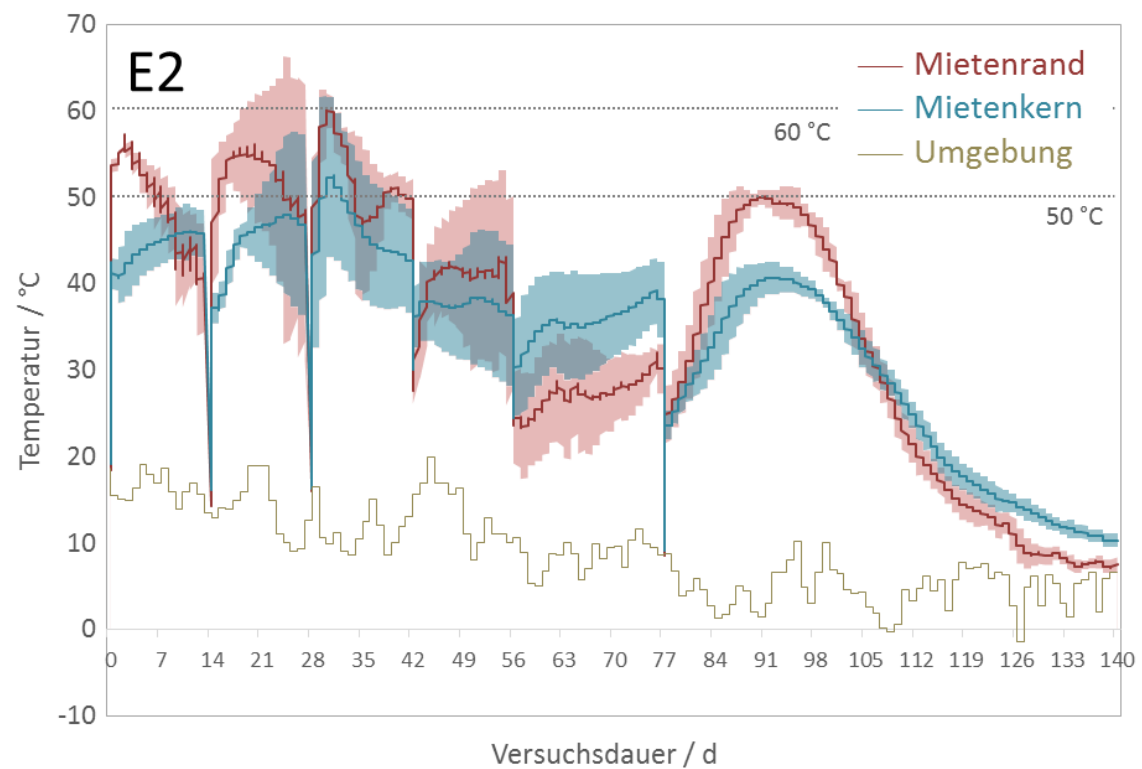
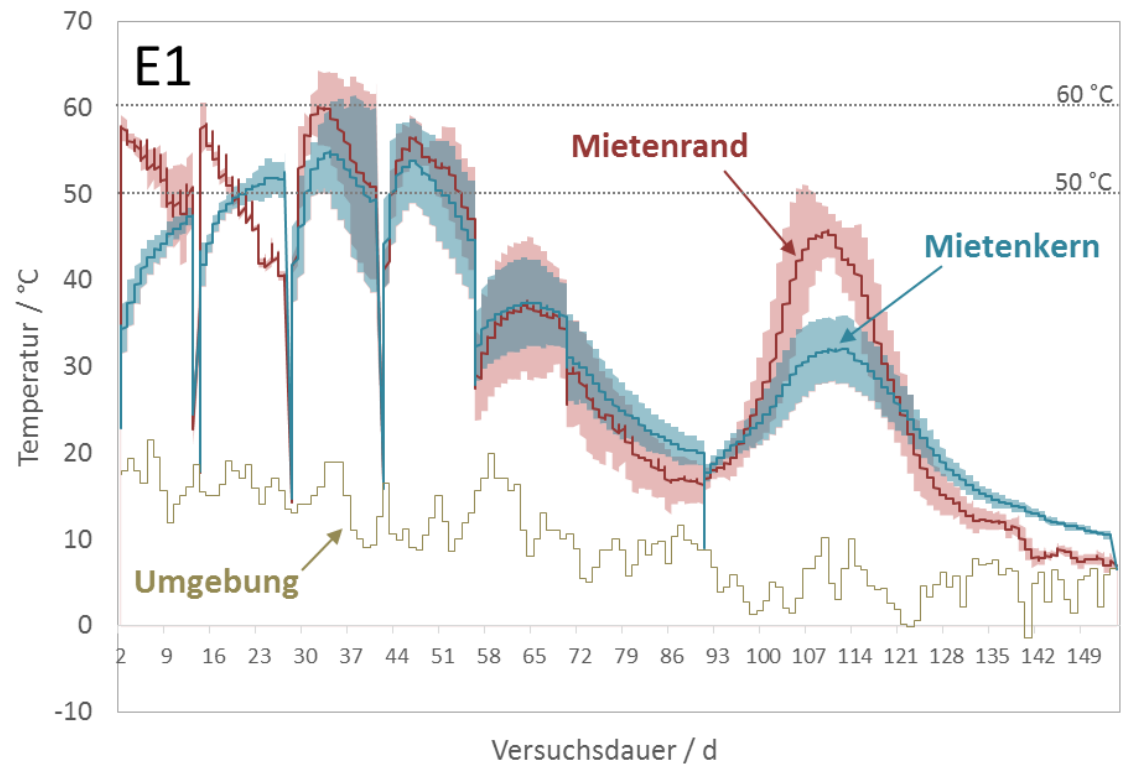


Abbildung 12: Temperaturverläufe der Mietenkompostierung der Substrate ohne Biokohlezugabe (Wiederholungen E1 und E2). Die durchgehenden Linien zeigen den Mittelwert der gemessenen Temperaturen ($n = 3$) an, die schattierten Bereiche zeigen die dazugehörige Standardabweichung.

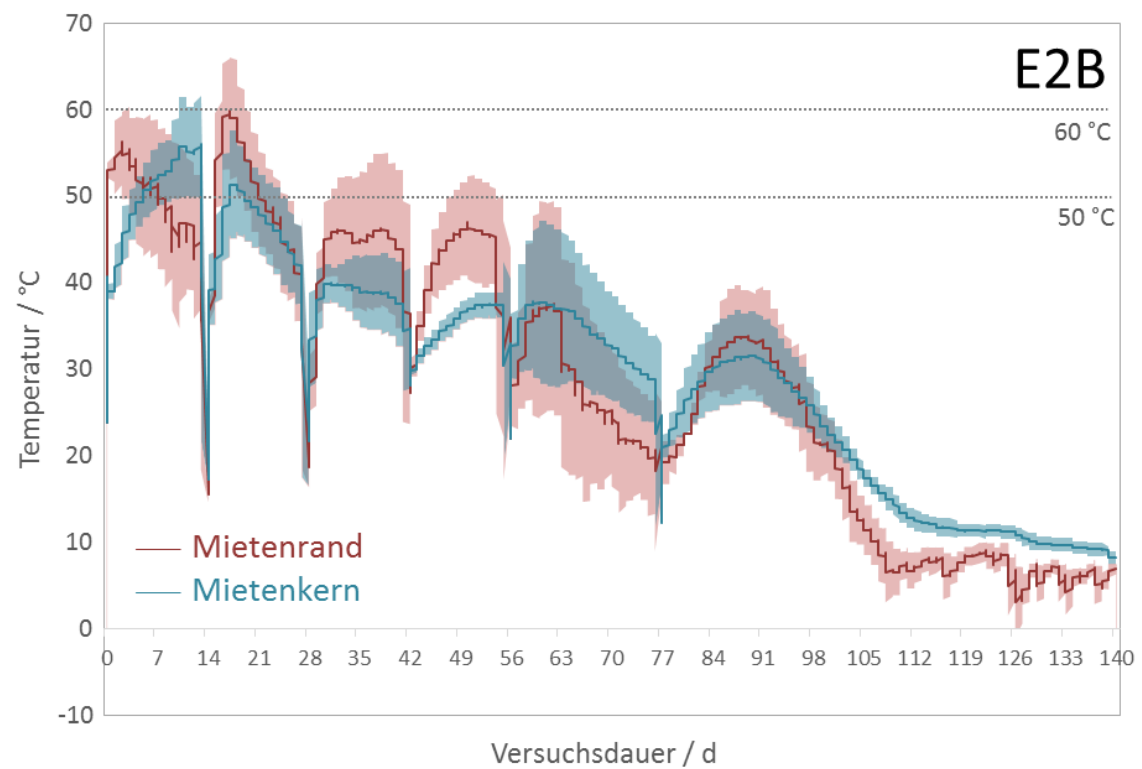
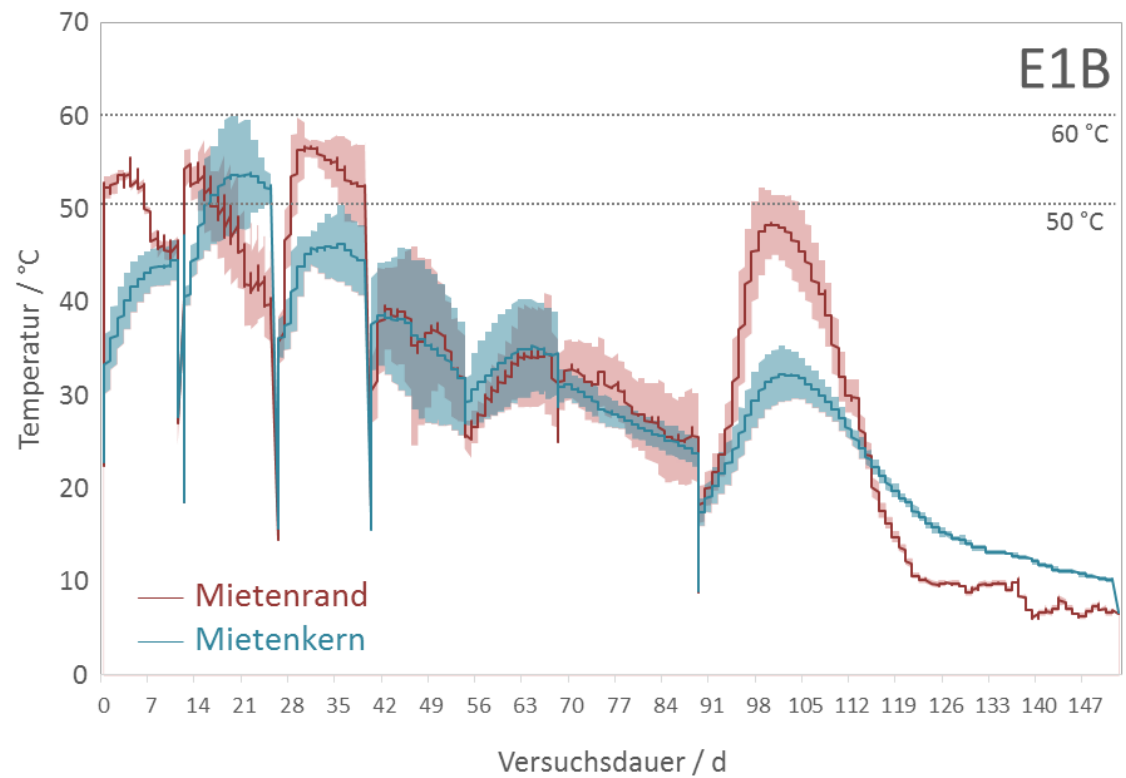


Abbildung 13: Temperaturverläufe der Mietenkompostierung der Substrate mit Biokohlezugabe (Wiederholungen E1B und E2B). Die durchgehenden Linien zeigen den Mittelwert der gemessenen Temperaturen ($n = 3$) an, die schattierten Bereiche zeigen die dazugehörige Standardabweichung.

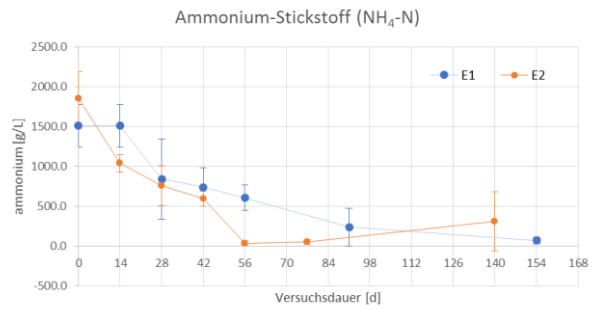
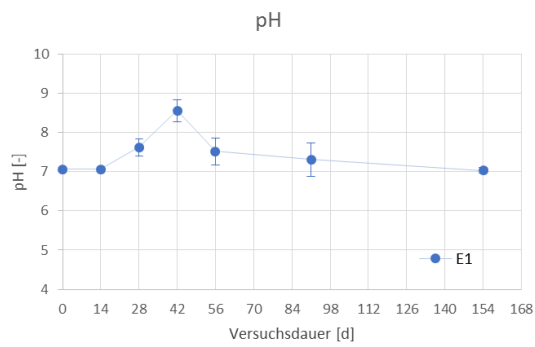
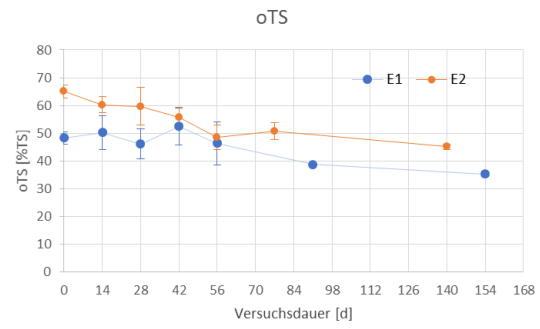
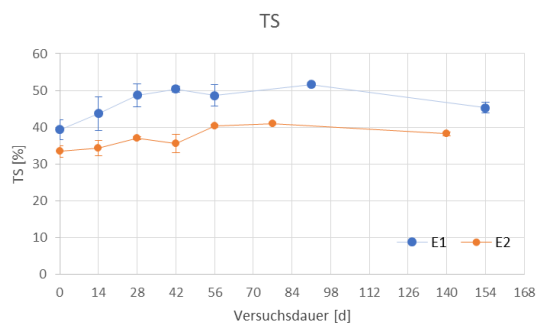


Abbildung 14: Ergebnisse der versuchsbegleitenden chemischen Analysen der Versuchsmieten E1 und E2: Trockensubstanz (TS), organische Trockensubstanz (oTS), pH und Ammonium-Stickstoff.

Gesamttrockenmasseverlust und organischer Trockenmasseverlust über den Versuchsverlauf

Die Versuchsmieten (E1, E2, E1B und E2B) wiesen anfänglich jeweils unterschiedliche *TS* auf (Abbildung 15). Insbesondere Miete E1 zeigte zu Beginn einen etwas höheren *TS* als alle anderen Mieten. Über den Versuchsverlauf kam es in den Versuchsmieten (außer in Miete E2B) zu einer moderaten Zunahme des *TS* um bis zu 5%. Die *TS*-Zunahme wird auf den Verlust von Wasser beispielsweise durch Verdunstung zurückgeführt. Die Versuchsmieten mit Biokohleanteil (E1B und E2B) zeigten tendenziell eine etwas geringere (E1B) oder keine *TS*-Zunahme (E2B). Dies könnte beispielsweise auf eine Erhöhung der Wasserhaltekapazität des Substrates durch die zugegebene Biokohle zurückzuführen sein (Godlewska et al., 2017). Weiterhin ist eine deutliche Abnahme des *oTS* über die Gesamtdauer der Versuche in allen Mieten zu beobachten, die auf den Abbau organischer Verbindungen während der Kompostierung zurückzuführen ist. Der berechnete relative organische Trockenmasseverlust (Gleichung 2, Kapitel 1.3.1) liegt zwischen 41 und 57 %, der relative Gesamttrockenmasseverlust (Gleichung 1, Kapitel 1.3.1) liegt zwischen 20 und 36 %, wobei Miete E1 den niedrigsten Trockenmasseverlust aufweist.

Auffällig sind die teils starken Abweichung der Messwerte der Miete E1, welche zu Beginn einen höheren *TS*, sowie einen deutlich niedrigeren *oTS* als alle anderen Versuchsmieten aufwies. Dies deutet trotz der identischen Vorgehensweise beim Aufsetzen der Wiederholungsversuche auf eine abweichende Ausgangszusammensetzung der Miete E1 hin. Ursache hierfür könnten Ungenauigkeiten bei der Dosierung der Ausgangs- und Zuschlagstoffe bei der Mischung des Ausgangssubstrates (u.a. Ermittlung nach Anzahl und Volumen der zugegebenen Radladerschaufeln, kein Einwiegen) sein, die beispielsweise zu einem zu hohen Grünschnittanteil im Ausgangssubstrat geführt haben könnten (gemessene *oTS*-Werte der verwendeten Ausgangsstoffe: Grünschnitt ca. 55 %*TS*, TTI ca. 83 %*TS*). Auch eine Kontamination der Versuchsmiete mit Sand aus umliegenden Sandmieten ist nicht auszuschließen. Aufgrund dieser Tatsachen lässt sich leider keine abschließendes Fazit zur Reproduzierbarkeit aus den Wiederholungsversuchen ableiten.

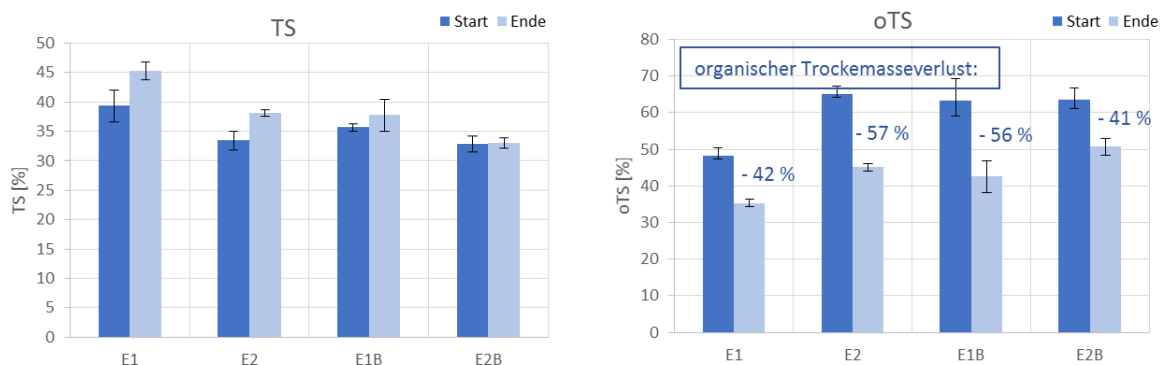


Abbildung 15: Gemessene Trockensubstanz (*TS*) und organische Trockensubstanz (*oTS*) der Versuchsmieten E1, E2, E1B und E2B zu Beginn und nach Abschluss der Mietenkompostierung.

Qualität der hergestellten Komposte

Tabelle 5 zeigt die analysierten Parameter der während der Mietenkompostierung hergestellten Komposte. Die hergestellten Komposte entsprechen in allen untersuchten Parametern den Vorgaben der deutschen Düngemittelverordnung (DüMV, 2012). Die Komposte sind nach ihrer chemischen Beschaffenheit als organische Mehrnährstoffdünger bzw. Volldünger einzuordnen. Eine Kennzeichnung der Hauptnährstoffe N (außer E1), P und K, der Nebennährstoffe Mg, sowie der Spurennährstoffe B, Fe und Mn ist zulässig. Eine Überschreitung von Grenzwerten für Schwermetalle trat nicht auf (Kennzeichnungs- und Grenzwerte vgl. auch Tabelle 8).

Tabelle 5: Analyseergebnisse der während der Mietenkompostierung hergestellten Komposte nach einer Gesamtversuchsdauer von 154 Tagen (E1 und E1B) bzw. 140 Tagen (E2 und E2B).

		ohne Biokohlezugabe		mit Biokohlezugabe	
		E1	E2	E1B	E2B
TS	%	45.3 ± 1.5	38.2 ± 0.6	37.8 ± 2.7	33.1 ± 0.9
oTS	%TS	35.3 ± 1.0	45.1 ± 1.0	42.5 ± 4.3	50.7 ± 2.4
pH	-	7.0 ± 0.1	7.3 ± 0.0	7.4 ± 0.1	7.5 ± 0.1
Salinität	g _{KCL} /100g _{FM}	1.8 ± 0.1	1.5 ± 0.1	1.3 ± 0.2	1.2 ± 0.1
NH ₄ ⁺ -N	mg/kg _{FM}	70 ± 44	310 ± 369	110 ± 127	70 ± 56
NO ₃ ⁻ -N	mg/kg _{FM}	120 ± 55	95 ± 32		23 ± 3
C/N	-	13.9 ± 0.5		16.1 ± 1.0	17.6 ± 0.6
TS-Verlust ^b	%	20.1 ± 1.2	36.3 ± 1.1	35.9 ± 5.0	25.9 ± 3.5
oTS-Verlust ^b	%	41.6 ± 2.5	55.9 ± 1.7	56.7 ± 7.9	40.8 ± 5.5
<i>Pflanzennährstoffe</i>					
N _{gesamt}	%TS	1.41 ± 0.02		1.67 ± 0.20	1.65 ± 0.03
P ₂ O ₅	%TS	0.89 ± 0.10		1.36 ± 0.13	1.66 ± 0.04
K ₂ O	%TS	0.78 ± 0.10		0.83 ± 0.03	0.85 ± 0.05
Mg	%TS	0.25 ± 0.03		0.32 ± 0.03	0.38 ± 0.01
Ca	%TS	1.46 ± 0.28		1.75 ± 0.05	1.95 ± 0.07
Na	%TS	0.23 ± 0.03		0.28 ± 0.01	0.31 ± 0.02
Mn	%TS	0.016 ± 0.001		0.019 ± 0.001	0.019 ± 0.001
Fe	%TS	0.43 ± 0.03		0.53 ± 0.22	0.63 ± 0.32
B	%TS	0.0019 ± 0.0002		0.0017 ± 0.0001	0.0019 ± 0.0001
S	%TS	0.17 ± 0.02		0.21 ± 0.01	0.26 ± 0.1
Se	%TS	<0.0003		<0.0003	<0.0003
<i>Schwermetalle</i>					
As	mg/kg _{TS}	<8		<8	<8
Cd	mg/kg _{TS}	<3.5		<3.5	<3.5
Cr	mg/kg _{TS}	24 ± 8		10.7 ± 0.9	12 ± 2
Cu	mg/kg _{TS}	18 ± 3		21 ± 2	23 ± 2
Mo	mg/kg _{TS}	<4		<4	<4
Ni	mg/kg _{TS}	12 ± 4		6.4 ± 0.6	7.1 ± 1.2
Pb	mg/kg _{TS}	8.3 ± 0.7		8.1 ± 0.8	6.73 ± 0.08
Tl	mg/kg _{TS}	<4		<4	<4
Zn	mg/kg _{TS}	110 ± 12		133 ± 35	129 ± 5

Vergleich der thermophilen Mietenkompostierung mit Behälterkompostierung

Zum Vergleich der thermophilen Mietenkompostierung mit der Behälterkompostierung von TTI werden die Versuche „E1“ und „E2“ (Wiederholungsversuche) mit „Ansatz 2“ der Behälterkompostierung verglichen. Beide Versuche weisen eine sehr ähnliche Zusammensetzung auf (80 %FM TTI, 1,5 %FM Stroh, 16-18,5%FM Grünschnitt), wobei Stroh und Grünschnitt in beiden Versuchen denselben Ursprung haben. Die für die Behälterkompostierung verwendeten TTI wurden zusätzlich vor der Kompostierung hygienisiert. Die Versuche „E1B“ und „E2B“ (Wiederholungsversuche) und „Ansatz 3“ werden aufgrund des deutlich unterschiedlichen Biokohleanteils nicht verglichen (Mietenkompostierung ca. 3-4 %FM, Behälterkompostierung 10 %FM).

Beim Verlauf der Temperaturen (vgl. Abbildung 9 und Abbildung 12) lässt sich ein deutlich geringerer Temperaturverlauf bei der Behälterkompostierung feststellen. Die thermophile bzw. mesophile Phase wird bei der Behälterkompostierung nur über wenige Tage erreicht. Über den restlichen Zeitraum befindet sich der Prozess im psychrophilen Bereich (20-30 °C). Die Mietenkompostierung läuft dagegen vor allem im thermophilen und mesophilen Bereich ab. Der relative *oTS*-Abbau ist während der Mietenkompostierung deutlich höher. Innerhalb von 6 Monaten wurden 27-33 % des *oTS* abgebaut (Abbildung 15), während der Behälterkompostierung ca. 22 % innerhalb von 8 Monaten (siehe Beschreibung zu Abbildung 10). Der Verlauf der Abnahme des Ammonium-N ist in beiden Versuchen ungefähr vergleichbar (vgl. Abbildung 10 und Abbildung 14).

1.4.3 Fazit

Die thermophile Mietenkompostierung von TTI konnte erfolgreich durchgeführt werden. Der durchgeführte Versuch zeigte wichtige Einflussfaktoren für einen erfolgreichen Prozessablauf, sowie das Erreichen einer hohen Produktqualität auf. TTI lassen sich unter Zugabe von Stroh und Grünschnitt als Zuschlagstoffe kompostieren. Der Verlauf der charakteristischen Prozessparameter (Temperatur, pH-Wert, Ammonium-N, Abbau organischer Trockensubstanz) ist grundlegend vergleichbar mit denen der thermophilen Mietenkompostierung konventioneller organischer Reststoffe (Prost et al., 2013; Troy et al., 2012). Die hergestellten Komposte erfüllen nach ihrer chemischen Beschaffenheit die Vorgaben der deutschen Düngemittelverordnung und sind hiernach als organische Dünger einzuordnen. Die im Versuch ermittelten Prozess- und Produktparameter werden als geeignete Referenzparameter zur Einordnung und Bewertung des BioFAVOR-Verfahrens gewertet. Die Mietenkompostierung weist hinsichtlich des Prozessverlaufs eine höhere Vergleichbarkeit mit in der Praxis relevanten Kompostierungsprozessen als die Behälterkompostierung auf. Der durch die Mietenkompostierung produzierte Kompost wurde daher für die weitergehende Verwendung in Pflanzversuchen im Rahmen des Vorhabens ausgewählt.

Weiterhin konnten aus den gewonnen Erkenntnissen Optimierungsempfehlungen für die Entwicklung des Kompostierungsprozesses im weiteren Verlauf des Vorhabens abgeleitet werden. Der größte Optimierungsbedarf besteht bei der Gewährleistung einer ausreichenden Sauerstoffversorgung, insbesondere im Kernbereich, sowie dem Vermeiden von Stickstoffverlusten.

Auf Basis der erzielten Ergebnisse werden folgende Optimierungsmaßnahmen empfohlen:

- Zur Verbesserung der Belüftung wird eine weitere Strukturierung des Substrates empfohlen, z.B. durch Zugabe von Strukturmaterialien. Zusätzlich wird empfohlen die Substratfeuchte zu verringern um eine bessere Durchströmung zu gewährleisten, z.B. durch Zugabe feuchtigkeitsregulierender Materialien.
- Die Verwendung von Grünschnitt, Holzspänen oder anderer lignozellulose-haltiger Materialien als Zuschlagstoffe wird nicht oder nur in geringem Maße empfohlen. Insbesondere aufgrund des langsamen Abbaus dieser Materialien während der Kompostierung, sowie produktmindernder Eigenschaften (niedriger Organikanteil, niedriger Pflanzennährstoffanteil).
- Zur Verringerung von Stickstoffverlusten wird die Zugabe von Zuschlagstoffen empfohlen, die als Quelle für leicht verfügbare Kohlenstoffverbindungen dienen. Dies könnten zuckerhaltige organische Abfälle sein, z.B. Trester, Obst- und Gemüseabfälle, Treber, etc.
- Weiterhin wird die Zugabe von Biokohle empfohlen.

1.5 Demonstrationsversuche Hygienisierungsstufe

Zur Erbringung des Machbarkeitsnachweises für das BioFAVOR-Verfahren wurden im Rahmen des Vorhabens eine Demonstrationsanlage gebaut und an dieser Anlage Demonstrationsversuche durchgeführt. Die Auslegung der Demonstrationsanlage erfolgte aufbauend auf den Erkenntnissen der Vorarbeiten (Kapitel 1.2 bis 1.4). Die durch das UFZ gefertigte Demonstrationsanlage umfasst eine Hygienisierungsstufe (Kapitel 1.5), sowie die Kompostierungsstufe des Prozesses (Kapitel 1.6).

Die Arbeiten an der Hygienisierungsstufe der Demonstrationsanlage umfassten die Auslegung und den Bau der Hygienisierungsstufe, die Erprobung und Optimierung des Reaktoraufbaus, der Stoff- und Energiestrombilanzierung, sowie die Durchführung von Demonstrationsversuchen zum Nachweis der Machbarkeit. Ziel der Demonstrationsversuche war der Nachweis der sicheren Hygienisierung von TTI. Der Nachweis erfolgte mittels Prozessprüfung durch Temperaturmessung, sowie über einen Prüfkörpertest.

1.5.1 Methoden

Durchführung der Versuche

Die Hygienisierungsstufe der Demonstrationsanlage ist aufgebaut aus einem Hygienisierungsreaktor, sowie einem Dampferzeuger (Abbildung 17, oben). Der Hygienisierungsreaktor diente als Behältnis für die zu hygienisierenden TTI während des Hygienisierungsprozesses. Der Dampferzeuger diente zur Erzeugung überhitzten Wasserdampfes.

Für die Durchführung eines Hygienisierungsversuchs wurde der Hygienisierungsreaktor zunächst mit TTI befüllt (circa 300-400 Liter). Der Dampferzeuger wurde mit Wasser befüllt und die Beheizung mittels Propangasbrenner gestartet. Das Wasser wurde zunächst auf Siedetemperatur erhitzt (Aufheizphase). Der ab dem Erreichen der Siedetemperatur entstehende Dampf wurde in den Reaktor geleitet (Siedephase). Vor der Einleitung in den Reaktor durchlief der Dampf einen Überhitzer zur Überhitzung des Dampfes auf über 200 °C. Die Erhitzung des Reaktorinhaltes erfolgte durch die Übertragung der Wärme des Dampfes auf den Reaktorinhalt. Der Versuch war beendet, wenn der Reaktorinhalt an allen Messstellen eine Temperatur von mindestens 70 °C erreicht hatte.

Insgesamt wurden 9 Versuche an der Hygienisierungsstufe der Demonstrationsanlage durchgeführt. Diese dienten der Optimierung der Dampfzuführung (Versuche 1 bis 5), der Stoff- und Energiestrombilanzierung (Versuche 3 bis 9), der Analyse des Aufwärmverhaltens mittels Temperaturmessung (Versuche 6 bis 9), dem Nachweis der Hygienisierung mittels Temperaturmessung und Prüfkörpertest (Versuche 7 bis 9), sowie der Bereitstellung hygienisierter TTI für die Kompostierungsstufe der Demonstrationsanlage.

Aufbau des Hygienisierungsreaktors

Der Hygienisierungsreaktor ist aufgebaut aus einem manuell kippbaren Behälter aus verzinktem Stahl mit einem Fassungsvermögen von 1 m³. Circa 10 cm oberhalb des Reaktorbodens befindet sich ein Siebboden (Ø 5 mm) aus verzinktem Lochblech (Abbildung 16). Hierdurch wurde das Abfließen von sich

während der Hygienisierung gegebenenfalls bildendem Sickerwasser ermöglicht. Die Beheizung des Reaktorinhaltes erfolgte durch die Zuführung von überhitztem Wasserdampf (210 - 240 °C) aus dem Dampferzeuger. Die Zuführung erfolgte unterhalb des Siebbodens bzw. durch horizontal im Reaktor liegende, perforierter Rohre (1" Wasserrohr, Perforierung alle 10 cm (\varnothing 4 mm)) (siehe *Optimierung der Zuführung des Wasserdampfes*). Die Befüllung des Reaktors mit TTI erfolgte über den Deckel an der Oberseite des Reaktors. Hierfür wurde der Reaktor mit 330 - 420 Litern TTI befüllt. Die Schichtdicke des Reaktorinhaltes über dem Siebboden betrug zwischen 30 und 40 cm. Zur Verringerung von Wärmeverlusten wurden die Außenseiten, sowie die Unterseite des Reaktors mit einem zusätzlichen Wärmedämmmaterial verkleidet (KaiFlex®, 19 mm).

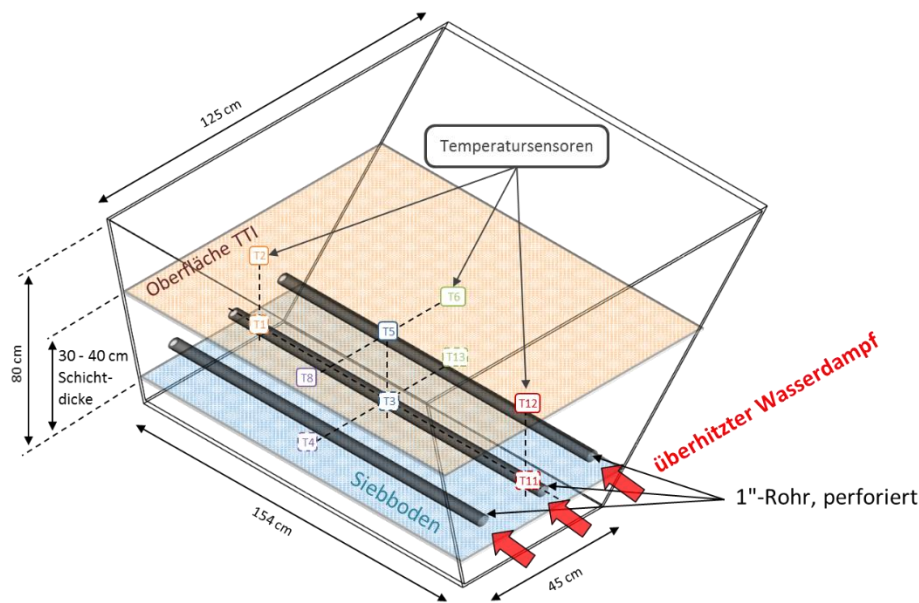


Abbildung 16: Schematischer Aufbau des Hygienisierungsreaktors.

Aufbau des Dampferzeugers

Als Grundlage für den Aufbau des Dampferzeugers diente ein Stahlfass mit einem Durchmesser von 35 cm (Abbildung 17, unten links). Das Stahlfass wurde mit verschiedenen Armaturen ausgestattet, u.a. Dampfauslass, Sicherheitsventil, Füllstandmesser. Die Erhitzung des Dampferzeugers erfolgte durch einen Propangasbrenner (9 kW Nennleistung) unterhalb des Stahlfasses. Der durch die Erhitzung des Stahlfasses primär erzeugte Dampf (100 °C) wurde durch eine Rohrschlange unterhalb des Bodens des Stahlfasses geleitet, die ebenfalls die Brennerflamme durchlief (Abbildung 17, unten rechts). Hierdurch wurde der Dampf auf eine Temperatur von ca. 210 - 240 °C überhitzt. Der Vorteil der Überhitzung des Wasserdampfes besteht darin, dass eine höhere Energieeffizienz erreicht werden kann, sowie die eingetragene Wassermenge während der Hygienisierung in die TTI verringert wird. Folgende Temperaturen wurden während der Dampferzeugung überwacht: Flüssigkeitstemperatur, Dampftemperatur vor und nach der Überhitzung, Dampftemperatur am Einlass in Hygienisierungsreaktor.

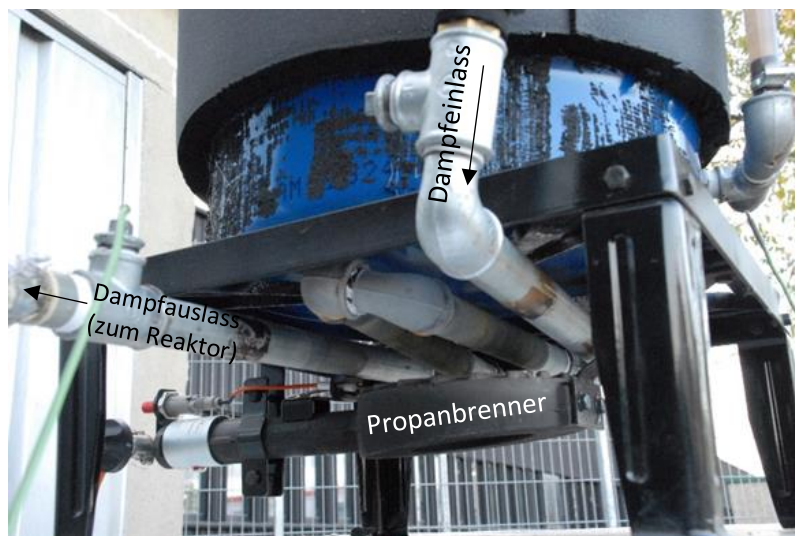


Abbildung 17: Hygienisierungsstufe der Demonstrationsanlage: kompletter Aufbau aus Hygienisierungsreaktor (links im Bild oben) und Dampferzeuger (rechts im Bild oben), Dampferzeuger (unten links.), Rohrschlange an der Unterseite des Dampferzeugers zur Dampfüberhitzung (unten rechts).

Nachweis der Hygienisierung mittels Temperaturmessung

Zum Nachweis der Hygienisierung der TTI wurde die Temperatur während der durchgeführten Versuche im Hygienisierungsreaktor aufgezeichnet. Aufgrund der inhomogenen Erhitzung der TTI über das Reaktorprofil wurde die Temperatur an jeweils 6 bis 10 Messstellen im Reaktor gemessen (Abbildung 16). Die Messstellen wurden dabei so gewählt, dass alle Bereiche des Reaktors gleichermaßen erfasst werden, insbesondere Bereiche mit hoher räumlicher Entfernung zum Dampfeinlass, da hier die langsamste Erwärmung erwartet wurde. Von einer Hygienisierung wurde ausgegangen, wenn die Temperatur für mindestens eine Stunde 70 °C überschritten hatte (Ade-Kappelmann, 2008; BioAbfV, 1998; BSI, 2009; Feachem et al., 1981) .

Nachweis der Hygienisierung mittels Prüfkörpertest

Zusätzlich zur Temperaturüberwachung wurde ein Prüfkörpertest durchgeführt (Versuche 7, 8 und 9). Hierbei wurde gemäß PD CEN/TR 15809:2008 *Coliphage T1* als Indikatororganismus eingesetzt (BSI, 2009).

Für den Prüfkörpertest wurden während eines jeweiligen Versuchs 3 bis 4 Prüfkörper (zylinderförmig, 5 cm lang; Ø 2,5 cm, ABS-Kunststoffgehäuse, verschlossen mittels 0,2 µm Zellulose-Membran) in den zu hygienisierenden Reaktorinhalt eingebracht. Die Prüfkörper wurden vor dem Einbringen mit 2,5 g sterilisierten TTI gefüllt und mit einer Coliphagen-Stammlösung beimpft. Die Keimzahl der Phagen in den Prüfkörpern wurde vor und nach der Hygienisierung mittels PFU-Test (PFU = ‚plaque forming units‘) bestimmt. Anhand der Reduktion der PFU in den Prüfkörpern kann die Hygienisierungsleistung bewertet werden. Der Aufbau der Prüfkörper, die Herstellung der *Coliphage T1*-Stammlösung, sowie die Methodik des PFU-Tests fand in Anlehnung an die Arbeiten von Ade-Kappelmann (2008) statt.

Aufgrund der Nachweisgrenze des PFU-Tests von 100 PFU je Prüfkörper lag der maximal nachweisbare Reduktionsfaktor bei rund 10^3 (Versuch 7) bzw. 10^4 (Versuch 8 und 9). Die PD CEN/TR 15809:2008 schreibt eine Verminderung der PFU, um einen Faktor von mindestens 10^5 (100 000-fache Verringerung bzw. Reduktion um > 99.999%) zum Nachweis der Inaktivierung vegetativer Bakterien, Viren mit hoher Hitzeresistenz, sowie aller Parasiten (entspricht einer Erhitzung auf 90 °C für 60 min) vor. Dies entspricht dem höchsten Hygienisierungsniveau. Dieses konnte aufgrund der zu hohen Nachweisgrenze nicht nachgewiesen werden. In den hier durchgeführten Versuchen wird von einer erfolgreichen Hygienisierung ausgegangen, wenn der maximale nachweisbare Reduktionsfaktor erreicht wurde, d.h. die Nachweisgrenze von 100 PFU unterschritten wurde (keine PFU mehr in den Prüfkörpern nachweisbar).

1.5.2 Ergebnisse & Diskussion

Optimierung der Zuführung des Wasserdampfes

Die Optimierung der Zuführung des überhitzten Wasserdampfes erfolgte schrittweise und aufbauend auf den Beobachtungen aus den Versuchen 1 bis 5. Die Zuführung des Wasserdampfes erfolgte zunächst ausschließlich unterhalb des Siebbodens (siehe Abbildung 16). Hierbei konnte auch nach langer Versuchsdauer und trotz geringem Reaktorinhalt (100 L) keine für die Hygienisierung ausreichenden Temperaturen erreicht werden ($T < 70\text{ °C}$). Nach einem ersten Umbau erfolgte die Dampfzuführung durch ein horizontal liegendes, perforiertes Rohr im Zentrum des Reaktors ca. 10 cm oberhalb des Siebbodens. Hierbei wurden Temperaturen $> 70\text{ °C}$ erzielt, allerdings nur in dem unmittelbar an das Rohr angrenzenden Bereich (ca. 15-20 cm in radialer Richtung um das Rohr). Die Anzahl der verwendeten Rohre zur Dampfzuführung wurde deshalb erhöht. Anstatt eines Rohrs wurden mehrere parallel liegende Rohre in einer Höhe von ca. 10 cm über dem Siebboden montiert. Hierdurch konnte eine gleichmäßigere Erwärmung des Reaktorinhalts in allen Bereichen des Reaktors erreicht werden. Der ermittelte optimale Abstand der Rohre zueinander lag bei 25 bis 30 cm. Die optimale Anzahl in diesem Reaktoraufbau lag bei drei Rohren (u.a. aufgrund des trapezförmigen Querschnittes des Reaktors).

Analyse des Aufwärmverhaltens

Anhand des beschriebenen optimierten Reaktoraufbaus wurde das Aufwärmverhalten des Reaktorinhaltes analysiert. Die Beschreibung der Temperaturverteilung erfolgt anhand eines Beispielversuchs (Versuch 8).

Die Erwärmung des Reaktorinhaltes erfolgt durch Übertragung der Wärme des zugeführten Dampfes auf den Reaktorinhalt. Beim Kontakt des Reaktorinhaltes mit dem eintretenden Dampf findet eine konvektive Wärmeübertragung zwischen Dampf und Reaktorinhalt statt. Hierbei kommt es zu einer Abkühlung und Kondensation des Dampfes, sowie zu einer Erwärmung des Reaktorinhaltes, zunächst in unmittelbarer Nähe des Dampfeinlasses. Je stärker sich der Reaktorinhalt mit der Zeit erwärmt, desto weiter kann der Dampf in den Reaktorinhalt vordringen bis er kondensiert. Weiterhin kommt es zur Wärmeleitung aus wärmeren Teilen des Reaktorinhaltes (z.B. in Nähe des Dampfeinlasses) in kältere Regionen des Reaktorinhaltes (z.B. in hoher Entfernung zum Dampfeinlass).

Geht man von einer idealen Verteilung des einströmenden Wasserdampfes im Reaktor aus, würde der einströmende Dampf zunächst die horizontale Ebene auf Höhe der Rohre gleichmäßig ausfüllen und von dort aus langsam nach oben steigen. Dabei erwärmt sich der Reaktorinhalt wie beschrieben durch Wärmeleitung und konvektive Wärmeübertragung nach und nach. Geht man von diesem Zustand aus, würden alle in Rohrnähe gemessenen Temperaturen jeweils ungefähr zum selben Zeitpunkt anfangen anzusteigen und einen zeitlich ähnlichen Verlauf zeigen. Die Temperaturen in Oberflächennähe würden etwas zeitversetzt anfangen anzusteigen und ebenfalls jeweils einen zeitlich ähnlichen Verlauf zeigen.

Abbildung 18 zeigt die im Hygienisierungsreaktor gemessenen Temperaturverläufe während des „Versuchs 8“. Schaut man sich die Temperaturverläufe an, ist hingegen eine relativ inhomogene

Erwärmung des Reaktorinhaltes festzustellen. Diese inhomogene Erwärmung wurde in allen durchgeführten Versuchen beobachtet. Die Temperaturverläufe an den jeweiligen Messstellen waren quantitativ nicht reproduzierbar über die durchgeführten Wiederholungsversuche. Jedoch ließen sich qualitativ folgende Merkmale feststellen:

- In vertikaler Richtung (entlang der z-Achse) erfolgt, wie zu erwarten, ein zeitiger Temperaturanstieg in Rohrnähe (gestrichelte Graphen). Die Temperaturen in Oberflächennähe (durchgezogenen Graphen) steigen dagegen erst zeitversetzt nach 0,5 bis 1,5 h an. Die Temperaturen in Rohrnähe zeigen teilweise einen flacheren Verlauf, sowie niedrigere Endtemperaturen als die Temperaturen an der Oberfläche.
- In Einlassrichtung des Dampfes gesehen (entlang der y-Achse) steigt die Temperatur in Rohrnähe im Zentrum des Reaktors zuerst und am schnellsten an (T3). Ein späterer Anstieg erfolgt im vorderen Teil des Reaktors (T11), zuletzt im hinteren Teil (T1). In derselben Reihenfolge steigen die Temperaturen in Oberflächennähe (T2, T5, T12) stark zeitversetzt an, wobei der Anstieg im hinteren Teil des Reaktors (T2) deutlich flacher verläuft.
- Quer zur Einlassrichtung des Dampfes gesehen (entlang der x-Achse) ist eine etwas homogenere Temperaturverteilung zu beobachten. Der Anstieg der gemessenen Temperatur in Rohrnähe (T3, T4, T13) erfolgt nur leicht zeitversetzt, wobei sich die Verläufe ähneln. In Oberflächennähe (T5, T6, T8) erfolgt dagegen ein stark zeitversetzter und unterschiedlich steiler Temperaturanstieg.
- Im gesamten Reaktor mit Ausnahme des hinteren Oberflächenbereichs (T2) wird nach 3 bis 4 Stunden eine Temperatur von 70 °C überschritten.
- Nach Beendigung der Dampfzuführung erfolgt die Abkühlung des Reaktorinhaltes, was zu einem abrupten Sinken der Temperaturkurven führt. Einige vergleichsweise „kältere“ Regionen im Reaktor zeigen auch nach Ende der Dampfzufuhr noch einen leichten Temperaturanstieg, was auf Wärmeleitungsvorgänge aus wärmeren Regionen zurückgeführt wird.

Die beschriebenen Beobachtungen deuten darauf hin, dass der Wasserdampf stark inhomogen im Reaktor verteilt wird. Aufgrund der geringen Erwärmung im hinteren Teil des Reaktors ist zu vermuten, dass nur ein geringer Teil des Dampfes in diesen Bereich gelangt, während ein Großteil des Dampfes im Zentrum des Reaktors austritt. Diese inhomogene Verteilung des Dampfes kann beispielsweise durch eine variierende Dampfpermeabilität des Reaktorinhaltes in verschiedenen Regionen hervorgerufen werden, die zum Beispiel durch die unterschiedlich starke Verdichtung des Reaktorinhaltes, oder durch Fremdstoffe (z.B. Hygieneartikel) entstehen kann. Weiterhin wird vermutet, dass durch die einseitige Dampfzuführung durch die perforierten Rohre ein Großteil des Dampfes bereits aus den Rohren ausgetreten ist, bevor er den hinteren Reaktorteil erreicht. Die vergleichsweise schnelle Erwärmung des Reaktorinhaltes in Oberflächennähe, könnte auf eine Akkumulation von noch heißem Dampf zwischen Oberfläche und Reaktordeckel nach Durchdringung des Reaktorinhaltes zurückzuführen sein, der oberflächennahe Bereiche zusätzlich erwärmt.

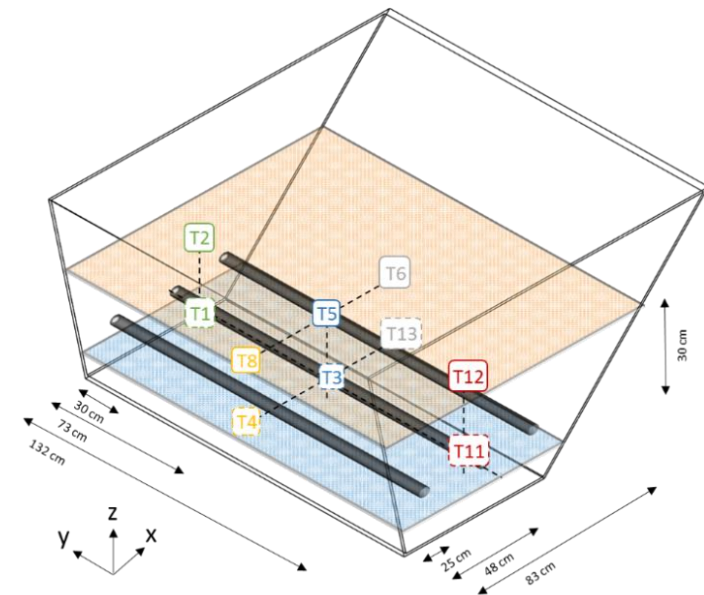
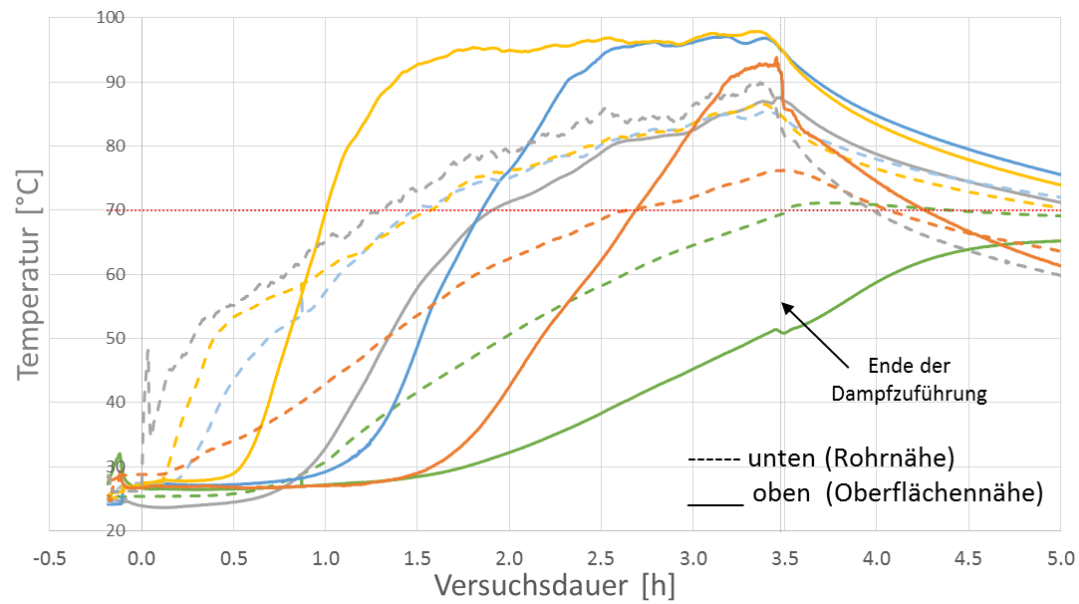


Abbildung 18: Temperaturverläufe während der Hygienisierung, am Beispiel „Versuch 8“ (links); Messstellen der Temperatursensoren im Hygienisierungsreaktor (rechts).

Tabelle 6 zeigt die gemittelten Stoff- und Energiestrombilanzen aus den Versuchen 3 bis 9.

Die mittlere Siededauer (Versuchsdauer abzüglich der Dauer des Aufheizvorganges des Dampferzeugers) betrug zwischen 3 und 4 Stunden. Die Versuchsdauer verkürzte sich bei höheren Umgebungstemperaturen ($> 20\text{ °C}$) um ca. 0,5 bis 1 h gegenüber niedrigen Umgebungstemperaturen ($7 - 12\text{ °C}$). Dies wird auf einen höheren Wärmeverlust bei niedrigen Umgebungstemperaturen zurückgeführt. Eine längere Versuchsdauer führte zu einem höheren Propanverbrauch, was sich wiederum auf den effektiven Energieverbrauch des Prozesses auswirkt. Dieser liegt bei niedrigen Außentemperaturen bei ca. 130 bis 145 MJ/m³ und sinkt bei höheren Umgebungstemperaturen auf unter 100 MJ/m³, was zu einer relativ hohen Schwankung des berechneten Mittelwerts führt.

Der Wirkungsgrad des Dampferzeugers liegt im Mittel bei $39 \pm 5\%$ (Gleichung 5). Dies bedeutet, dass etwas weniger als die Hälfte der bei der Verbrennung von Propan frei werdenden Wärme zur Erzeugung und Überhitzung des Wasserdampfes nutzbar gemacht werden.

Der theoretische Energieverbrauch liegt bei $31 \pm 8\text{ kWh pro m}^3$ Reaktorinhalt. Er gibt an wieviel Wärme benötigt wird, um einen Kubikmeter TTI vollständig zu hygienisieren (Gleichung 6). Der effektive Energieverbrauch liegt bei $79 \pm 18\text{ kWh pro m}^3$ Reaktorinhalt. Er zeigt an wie viel Energie (durch die Verbrennung von Propan) freigesetzt werden muss, um einen Kubikmeter TTI zu hygienisieren (Gleichung 7). Aufgrund des Wirkungsgrades des Dampferzeugers liegt der effektive Energieverbrauch höher als der theoretische Energieverbrauch.

Tabelle 6: Stoff-und Energiestrombilanz der Hygienisierungsstufe der Demonstrationsanlage^a

	mittlere Siededauer	\bar{t}	h	3.4	± 0.6
	erzeugter Massestrom Dampf	\dot{m}_{Dampf}	kg/h	4.02	± 0.66
	erzeugter Wärmestrom Dampf	\dot{Q}_{Dampf}	MJ/h	11.46	± 1.90
	verbrauchter Massestrom Propan	\dot{m}_{Propan}	kg/h	0.64	± 0.05
	verbrauchter Energiestrom Propan	\dot{Q}_{Propan}	MJ/h	29.7	± 2.1
	Propanverbrauch pro m³ TTI		kg/m³	7.8	± 1.9
	Wasserverbrauch pro m³ TTI		L/m³	39	± 10
	Wirkungsgrad Dampferzeuger	η	-	0.39	± 0.05
theoretischer Energieverbrauch pro m³ TTI	Q_{theo}	MJ/m³	110	± 30	
		kWh/m³	31	± 8	
effektiver Energieverbrauch pro m³ TTI	Q_{eff}	MJ/m³	286	± 66	
		kWh/m³	79	± 18	

^a Berechnungsgrundlage und Gleichungen:**Erzeugter Wärmestrom Dampf:**

$$\dot{Q}_{Dampf} = \dot{m}_{Dampf}(c_{p,H_2O,flüssig}(100^\circ C - T_{umg}) + c_{p,H_2O,Dampf}(T_{Dampf} - 100^\circ C) + \Delta H_{v,H_2O}) \quad (3)$$

\dot{m}_{Dampf} erzeugter Massestrom Dampf (Ermittlung durch Bestimmung des verbrauchten Flüssigkeitsvolumens im Dampferzeuger relativ zur Siededauer (entspricht Versuchsdauer abzüglich Dauer des Aufheizvorgangs des Dampferzeugers))

$c_{p,H_2O,flüssig}$ spezifische Wärmekapazität Wasser (4,18 kJ/(kg K))

$c_{p,H_2O,Dampf}$ spezifische Wärmekapazität Wasserdampf (1,99 kJ/(kg K))

T_{umg} Umgebungstemperatur

T_{Dampf} mittlere Temperatur überhitzter Dampf

$\Delta H_{v,H_2O}$ Verdampfungsenthalpie Wasser (2,26 MJ/kg)

Verbrauchter Energiestrom Propan:

$$\dot{Q}_{Propan} = \dot{m}_{Propan} H_{i,Propan} \quad (4)$$

\dot{m}_{Propan} verbrauchter Massestrom Propan (gravimetrische Ermittlung durch Wiegen der Propangasflasche vor und nach Versuch)

$H_{i,Propan}$ Heizwert Propan (46,3 MJ/kg)

Wirkungsgrad Dampferzeuger:

$$\eta = \frac{\dot{Q}_{Dampf}}{\dot{Q}_{Propan}} \quad (5)$$

Theoretischer Energieverbrauch pro m³ TTI:

$$Q_{theo} = \frac{\dot{Q}_{Dampf} \bar{t}_{sieden}}{V_{TTI}} \quad (6)$$

\bar{t}_{sieden} Siededauer (entspricht Versuchsdauer abzüglich Dauer des Aufheizvorgangs des Dampferzeugers)

V_{TTI} Volumen der hygienisierten TTI

Effektiver Energieverbrauch pro m³ TTI:

$$Q_{eff} = \frac{1}{\eta} Q_{theo} \quad (7)$$

Nachweis der Hygienisierung mittels Temperaturmessung und Prüfkörpertest

Tabelle 7 zeigt die Ergebnisse der Prüfkörpertests. In Versuch 7 konnten nach Ende des Versuchs in keinem der Prüfkörper PFU mehr nachgewiesen werden. In Versuch 8 konnte die Nachweisgrenze der PFU in 2 von 3 Prüfkörpern (c1, c2) und im Versuch 9 in 1 von 4 Prüfkörpern (c2) unterschritten werden. In allen anderen Prüfkörpern wurde nur eine geringe Reduktion der PFU nach Versuchsende festgestellt. Das bedeutet, dass vom Erreichen eines hohen Hygienisierungsniveaus nur in Versuch 7 ausgegangen werden kann.

Vergleicht man die maximalen Temperaturen, denen die Prüfkörper ausgesetzt waren, wird deutlich, dass unterhalb einer Maximaltemperatur von 90 °C eine prozentuale Reduktion der PFU von maximal ca. 50 % stattfindet, was einer Halbierung der Keimzahl entspricht. Abbildung 19 zeigt die Temperaturverläufe, denen die Prüfkörper über die Versuchsdauer ausgesetzt waren. Hierbei wird ebenfalls ersichtlich, dass bei Temperaturen zwischen 70 und 90 °C keine deutliche Reduktion der PFU stattfindet. Dies gilt auch für längerer Verweilzeiten von bis zu 2 h. Vielmehr sind Temperaturen von mehr als 90°C nötig um eine erhebliche Reduktion der PFU zu erreichen.

Diese Beobachtungen decken sich mit den Vorgaben der PD CEN/TR 15809:2008 welche einen Reduktionsfaktor der *Coliphage T1* von 5 log (10^5) einer Erhitzung auf 90 °C für mindestens 1 h gleichsetzt. Die Werte stehen dagegen im Kontrast zu den Arbeiten von Ade-Kappelmann (2008), die eine vollständige Eliminierung der *Coliphage T1* innerhalb von 90 min bei 70 °C, oder innerhalb von 30 min bei 80 °C unter anaeroben Bedingungen zeigen. Dies könnte dadurch zu erklären sein, dass die *Coliphage T1* unter aeroben (vergleichsweise trockenen) Bedingungen hitzeresistenter ist, als unter anaeroben (vergleichsweise feuchten) Bedingungen (BSI, 2009). Im Rahmen der hier durchgeführten Arbeiten lässt sich diese Frage allerdings nicht abschließend klären.

Tabelle 7: Ergebnisse der Prüfkörpertests (Nachweisgrenze je Prüfkörper 100 PFU).

Versuchs-Nr.	Prüfkörper-bezeichnung	Position ^a	maximal erreichte Temperatur	PFU_{Ende}	Reduktion (prozentual) ^b	Reduktionsfaktor ^c
7	c1	T8	95 °C	< 100	> 99.977 %	> 4.4 10 ³
	c2	T5	100 °C	< 100	> 99.977 %	> 4.4 10 ³
	c3	T6	99 °C	< 100	> 99.977 %	> 4.4 10 ³
8	c1	T8	98 °C	< 100	> 99.996 %	> 2.6 10 ⁴
	c2	T5	97 °C	< 100	> 99.996 %	> 2.6 10 ⁴
	c3	T6	88 °C	1.1 10 ⁶	56.9 %	2.3 10 ⁰
9	c1	T8	80 °C	1.7 10 ⁶	19.0 %	1.2 10 ⁰
	c2	T5	96 °C	< 100	> 99.995 %	> 2.1 10 ⁴
	c3	T6	76 °C	9.5 10 ⁵	54.8 %	2.2 10 ⁰
	c5	T2	76 °C	1.8 10 ⁶	14.3 %	1.2 10 ⁰

^a vgl. Abbildung 18, rechts

$$^b \text{Reduktion (prozentual)} = 1 - \frac{PFU_{Ende}}{PFU_{Start}} \cdot 100\%$$

$$^c \text{Reduktionsfaktor} = \frac{PFU_{Start}}{PFU_{Ende}}$$

mit $PFU_{Start} = 4.4 \cdot 10^5$ (Versuch 7); $2.6 \cdot 10^6$ (Versuch 8); $2.1 \cdot 10^6$ (Versuch 9)

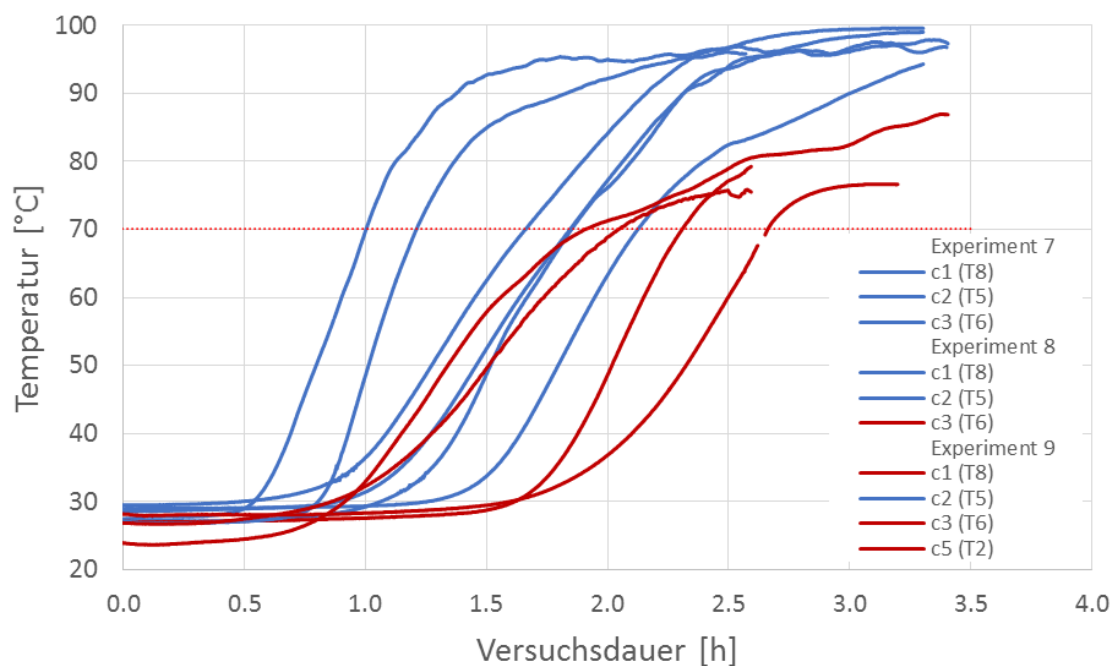


Abbildung 19: Temperaturverläufe der Prüfkörper - erfolgreiche Hygienisierung (blau) und nicht erfolgreiche Hygienisierung (rot).

1.5.3 Fazit

Die durchgeführten Arbeiten erlaubten die Erprobung und Optimierung des Reaktoraufbaus, die Stoff- und Energiestrombilanzierung des Prozesses, sowie den Nachweis der prinzipiellen Machbarkeit der Hygienisierung im Rahmen des BioFAVOR-Verfahrens.

TTI lassen sich in der Hygienisierungsstufe der Demonstrationsanlage auf Temperaturen von $> 70\text{ °C}$ für mindestens 30 min erhitzen. Nach PD CN 1508:2008 kann hierbei von einer Inaktivierung aller vegetativer Bakterien, Viren mit mittlerer Hitzeresistenz, sowie aller Parasiten ausgegangen werden. Eine Inaktivierung auch hitzeresistenter Viren (hohes Hygienisierungsniveau) durch Erhitzung auf $> 90\text{ °C}$ für mindestens 1 h wurde nur in Teilen des Reaktors erreicht. Der im Rahmen der hier gezeigten Versuche durchgeführte Prüfkörpertest, bestätigte die Eliminierung des Indikatororganismus *Coliphage T1* bei Temperaturen $> 90\text{ °C}$ unter den vorherrschenden Prozessbedingungen.

Zur Gewährleistung einer verlässlichen Hygienisierung in allen Bereichen des Reaktors, ist eine Verbesserung der Wärmeverteilung im Reaktor nötig. Die beobachtete inhomogene Erwärmung verschiedener Reaktorbereiche wird vor allem auf eine ungleichmäßige Verteilung des Wasserdampfes zurückgeführt. Zur Optimierung der Dampfverteilung ist eine weitergehende Untersuchung der komplexen Strömungs- und Wärmeübertragungsvorgänge nötig. Zur besseren Erklärung der Beobachtungen könnte hierbei beispielsweise eine computergestützte Simulation beitragen.

Während der durchgeführten Hygienisierungsversuche wurden relativ hohe Wärmeverluste beobachtet. Diese führen zu einem hohen Energieverbrauch, sowie zu einer Verlängerung der Versuchsdauer des Hygienisierungsprozesses. Dies kann sich perspektivisch negativ auswirken, z.B. auf die Betriebskosten des Prozesses. Daher werden folgende Optimierungsvorschläge gemacht:

- Die Optimierung der Wärmeverteilung im Reaktor zur Senkung der Versuchsdauer.
- Die Wärmedämmung des Reaktors sollte verbessert werden, um Wärmeverluste über die Reaktorwände und Rohre zu verringern.
- Eine Vergrößerung des Hygienisierungsreaktors führt voraussichtlich zu positiven Skaleneffekten, bspw. einem vorteilhafteren Verhältnis von Reaktoroberfläche zu Reaktorvolumen.
- Eine Erhöhung des Dampfmassestroms, z.B. durch Erhöhung der Leistung des Dampferzeugers, oder Verbesserung der Energieeffizienz des Dampferzeugers, würde voraussichtlich zu einer Senkung der Versuchsdauer führen. Hierbei ist zu beachten, dass es mit der Steigerung des Dampfmassestromes zu einer steigenden Strömungsgeschwindigkeit des Dampfes kommt. Dadurch verringern sich die Kontaktzeiten zwischen Dampf und Reaktorinhalt. Dies kann sich negativ auf den Energieverbrauch des Prozesses auswirken, wenn die im Dampf enthaltene Wärme aufgrund hoher Strömungsgeschwindigkeiten bzw. niedriger Kontaktzeiten nicht vollständig an den Reaktorinhalt übertragen werden kann.

1.6 Demonstrationsversuche Kompostierungsstufe

Die Arbeiten an der Kompostierungsstufe der Demonstrationsanlage umfassten die Auslegung und den Bau der Kompostierungsstufe, sowie die Durchführung von Demonstrationsversuchen, einschließlich der Bestimmung der Prozessparameter, sowie der Qualität des hergestellten Kompostes. Ziel der Arbeiten war die Umwandlung hygienisierter TTI in einen hochwertigen Kompost für die bodenbezogene Verwertung zur Erbringung des Machbarkeitsnachweises.

1.6.1 Methoden

Aufbau des Komposters

Die Kompostierungsstufe der Demonstrationsanlage besteht aus einem statischen Komposter (Abbildung 20). Der Komposter ist aufgebaut aus zwei nebeneinanderliegenden Holzpaletten („Europaletten“, 1,2 x 0,8 m) als Boden, sowie aus Metallgittern als Seitenbegrenzung. Hierfür wurden kommerziell erhältliche, faltbare Gitterboxenaufsätze (1,2 x 0,8 m) für Europaletten verwendet. Vor der Befüllung mit Substrat wurden der Boden, sowie die Seitenwände des Komposters mit einer 10-20 cm dicken Strohschicht ausgekleidet. Diese dient zur Wärmedämmung (Jenkins, 2019). Das Gesamtvolumen des Komposters beträgt 1,9 m³, das Arbeitsvolumen (abzüglich Volumen der Strohdämmung) beträgt 1,3 m³. Der Aufbau des Komposters aus zwei Paletten mit jeweils einer separaten Gitterbox wurde gewählt, um das Kompostervolumen auf über 1 m³ zu erhöhen und somit eine ausreichend hohen Temperaturverlauf während der Kompostierung zu ermöglichen und um gleichzeitig auf kommerziell verfügbare, einfach montierbare, transportable Komponenten zurückzugreifen. Der Aufbau aus zwei separaten Gitterboxen führte zur Trennung des Komposters in zwei Kompartimente (Abbildung 22, unten links). Aufgrund der großen Maschenweite des Metallgitters (10x10 cm) zwischen den Kompartimenten wird angenommen, dass die räumliche Trennung der Kompartimente keinen Einfluss auf die Uniformität des Prozesses im gesamten Komposter hat.

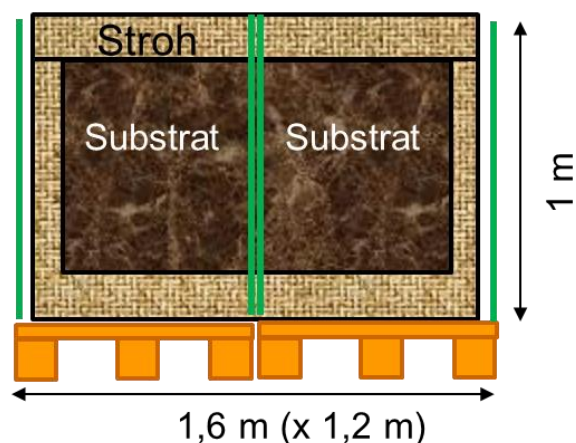


Abbildung 20: Aufbau der Kompostierungsstufe der Demonstrationsanlage zur Kompostierung hygienisierter TTI.

Durchführung der Demonstrationsversuche

An der Kompostierungsstufe wurde ein Demonstrationsversuch durchgeführt (keine Wiederholungen). Der Versuch startete im März 2020 und lief über eine Dauer von ca. 5 Monaten.

Das im Versuch verwendete Substrat setzte sich wie folgt zusammen:

- 73,5 %FM hygienisierte TTI (TS = 35,0 %, oTS = 86,0 %TS, C/N = 25),
- 25 %FM Obst- und Gemüseabfälle (TS = 9,5 %, oTS = 91,1 %TS, C/N = 17),
- 1,5 %FM Stroh (TS = 90,0 %, oTS = 92,8 %TS, C/N = 97).

Die verwendeten TTI wurden im August 2019 auf einem Festival gesammelt („Highfield“-Festival) und bis zur Hygienisierung in einem überdachten Container gelagert. Die Hygienisierung erfolgte im Februar 2020. Die verwendeten Obst- und Gemüseabfälle wurden durch einen obst- und gemüseverarbeitenden Cateringanbieter zur Verfügung gestellt und bestanden insbesondere aus Schalen, Schnittresten, sowie fauligen Früchten diverser Obst- und Gemüsearten (Abbildung 22, oben links).

Über den Versuchsverlauf wurde die Temperatur an verschiedenen Positionen im Komposter gemessen (Messintervall 2 h, siehe Abbildung 21).

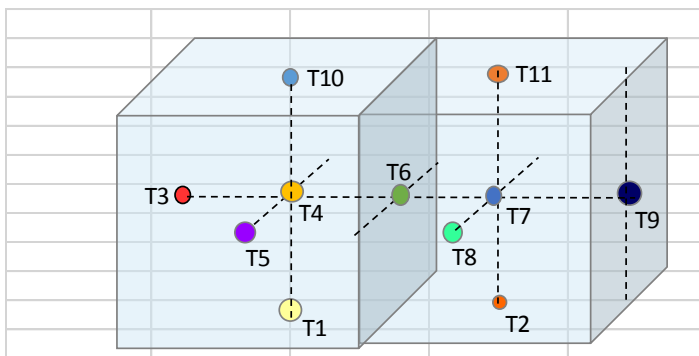


Abbildung 21: Positionen der Temperaturlogger während des Demonstrationsversuchs Kompostierung.

Die Zusammensetzung des Kompostgases (O_2 , CO_2 , CH_4) wurde einmal pro Woche an drei Messstellen mittels Einstichlanze bestimmt (im Kern, 10 cm unterhalb der Oberfläche, 10 cm über dem Boden).

Probenahmen erfolgten zum Startzeitpunkt aus dem homogenisierten Substrat ($n=3$) und zum Endzeitpunkt aus dem Kern- und Randbereich ($n=4$; 2 x Kern, 2 x Randbereich). Alle Proben wurden auf TS, oTS, C/N-Verhältnis, sowie auf Pflanzennährstoffe und Schwermetalle analysiert.



Abbildung 22: Start des Demonstrationsversuchs an der Kompostierungsstufe – verwendete Obst- und Gemüseabfälle (oben links), Vermischen und Homogenisieren der Ausgangs- und Zuschlagstoffe (oben rechts.), Komposter während des Befüllens (unten links), fertig aufgestellter Komposter (unten rechts).

1.6.2 Ergebnisse & Diskussion

Temperaturverlauf des Kompostierungsdemonstrationsversuchs

Abbildung 23 zeigt den Kerntemperaturverlauf des Komposters während des Demonstrationsversuchs im linken Kompartiment (T4), im rechten Kompartiment (T7), sowie auf Höhe des Metallgitters zwischen den Kompartimenten (T6). Ein erster starker Temperaturanstieg erfolgte nach circa einer Woche Versuchsdauer (Differenz zu Umgebungstemperatur bis zu 35 °C). In den darauf folgenden Tagen kam es mehrfach zu Temperatureinbrüchen. Hierbei kam es zu einem Kerntemperaturabfall von bis zu 25 °C innerhalb weniger Stunden gefolgt von einem langsamen Wiederaufstieg der Temperatur, der mehrere Tage oder zum Teil auch Wochen andauerte. Die Temperatur bewegte sich in den folgenden zwei Monaten im unteren mesophilen und psychrophilen Bereich (20 bis 35 °C). Nach circa drei Monaten Versuchsdauer kam es zum langsamen Angleichen der Kerntemperaturen an die Umgebungstemperatur, was auf eine nur noch geringe Stoffwechselaktivität zum Ende des Versuchs hin schließen lässt.

Der beobachtete Temperaturverlauf war niedriger als erwartet und deutet auf eine geringe Stoffwechselaktivität hin. Die Ursachen hierfür werden in Kapitel 1.7 weitergehend untersucht. Die beobachteten Temperatureinbrüche werden zurückgeführt auf Ereignisse starken Windes bei gleichzeitiger niedriger Umgebungstemperatur. Der Aufbau eines Windschutzes um den Komposter nach circa einem Monat Versuchsdauer führte zu einer Behebung des Problems. Weiterhin wurde festgestellt, dass die gemessene Kerntemperatur zwischen den zwei Komposterkompartimenten (T6) einen deutlich niedrigeren Verlauf aufzeigte als in den Kernen der Komposterkompartimente (T4 und T7). Grund hierfür könnte die erhöhte Ableitung von Wärme aus dem Kern an die Umgebung durch das hier befindliche Metallgitter sein.

Gasmessung des Kompostierungsdemonstrationsversuchs

Die Kompostgasmessung zeigte eine hohe Sauerstoffsättigung an allen Messstellen zu jeder Zeit (≥ 17 vol-% O_2). Die CO_2 -Konzentration lag in der Regel unterhalb von 1 vol-%. Die maximal gemessenen CO_2 -Konzentration betrug 1,5 vol-%. CH_4 konnte zu keiner Zeit im Kompostgas nachgewiesen werden. Diese Ergebnisse lassen auf eine ausreichende Belüftung des Substrates schließen.

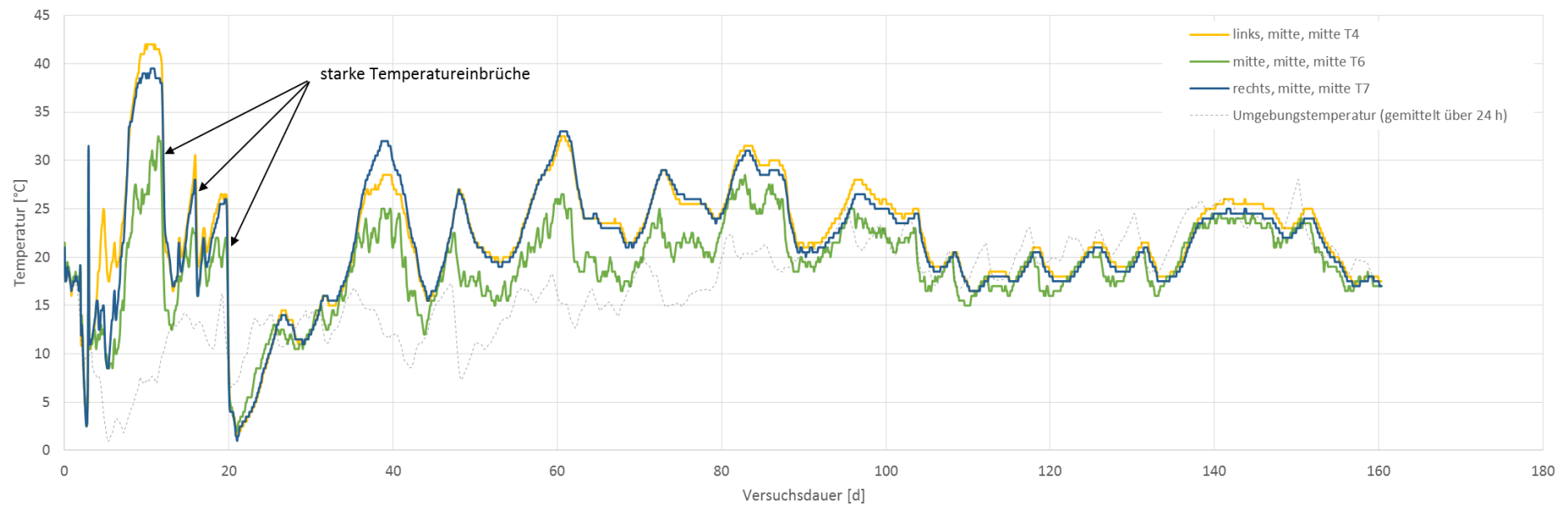


Abbildung 23: Verlauf der Kerntemperaturen des Demonstrationsversuchs Kompostierung.

Tabelle 8 zeigt alle analysierten Substrat- und Kompostparameter des Demonstrationsversuchs und stellt sie den Vorgaben der deutschen Düngemittelverordnung (DüMV) gegenüber.

Der *TS* des Ausgangssubstrates liegt unter dem in der Literatur empfohlenen optimalen Bereich von 40 bis 60 % (Dunst, 2015). Qualitativ wies das Ausgangssubstrat dagegen eine optimale Ausgangsfeuchte auf („Faustprobe“). Eine Beeinträchtigung der Sauerstoffversorgung des Substrates durch die hohe Feuchte wird aufgrund der hohen Sauerstoffkonzentration des Kompostgases nicht angenommen. Es wird vermutet, dass der hohe Gehalt an Sägespänen in den TTI für eine hohe Wasserhaltekapazität sorgt und so auch bei niedrigem *TS* ausreichend aerobe Verhältnisse vorherrschen können. Der *oTS* des Ausgangssubstrates ($89,8 \pm 0,8$ %TS) ist verglichen mit der Behälterkompostierung (*oTS* = 67-87 %TS) und Mietenkompostierung (*oTS* = 48-65 %TS) (vgl. Tabelle 3 und Tabelle 4) relativ hoch. Dies ist auf den vergleichsweise hohen *oTS* der verwendeten Zuschlagstoffe zurückzuführen. Stroh und Obst- und Gemüseabfälle weisen beispielsweise einen deutlich höheren *oTS* auf (*oTS* > 90 %TS) als Grünschnitt (*oTS* = 55 %TS). Der *oTS* der im Demonstrationsversuch verwendeten (gelagerten) TTI ist dagegen niedriger als der *oTS* frischer TTI (vgl. Abbildung 6). Das C/N-Verhältnis des Ausgangssubstrates befindet sich im optimalen Bereich zwischen 20 und 30 (Dunst, 2015).

Der *TS* des fertigen Kompostes ist deutlich höher als der des Ausgangssubstrates, was vor allem auf die Trocknung des Substrates zurückgeführt wird. Die Streuung der *TS* Messwerte deutet auf eine inhomogene Zunahme des *TS* im Komposter hin, u.a. eine stärkere Trocknung in den Randbereichen. Der *oTS* des Kompostes ist deutlich niedriger als der des Ausgangssubstrates, bedingt durch den Abbau organischer Verbindungen während der Kompostierung. Der berechnete relative Trockenmasseverlust liegt bei 39 ± 6 % (Gleichung 1, Kapitel 1.3.1). Er ist damit etwas niedriger als bei der Mietenkompostierung (41 - 57 %) und der Behälterkompostierung (47 - 66 %). Dies deutet auf einen etwas geringeren Abbau organischer Verbindungen hin und deckt sich mit dem beobachteten vergleichsweise geringen Temperaturverlauf während des Demonstrationsversuchs. Das C/N-Verhältnis von annähernd 15 zeigt die Reife des Kompostes an (Godlewska et al., 2017). Die qualitative Bewertung des Kompostes zeigte einen dunklen, erd-ähnlichen Zustand des erhaltenen Kompostes.

Prinzipiell ist ein hoher Gehalt an Hauptnährstoffen (N, P, K), sowie an Nebennährstoffen (Mg, Ca, Na, S) und Spurenelementen im fertigen Kompost festzustellen. Dies ist einerseits auf eine bereits hohe Verfügbarkeit dieser Nährstoffe im Ausgangssubstrat zurückzuführen. Andererseits führt der Abbau organischer Bestandteile während der Kompostierung zu einer Aufkonzentration anorganischer Bestandteile, einschließlich aller Nährstoffe. Die Schwankungen der Analysewerte sind (abgesehen vom *TS*) trotz fehlender Homogenisierung des Kompostes während der Versuchsdauer (bspw. durch Umsetzen) relativ gering. Dies deutet auf einen relativ homogenen Verlauf des Prozesses, sowohl im Kern, als auch in den Randbereichen, hin.

Nach DüMV (2009) ist der produzierte Kompost als organischer N + P + K (+ Na + Mg + S) Dünger einzuordnen. Der hohe Gehalt an Spurennährstoffen, wie Fe, Mn und Zn, zeigt eine breite Nährstoffverfügbarkeit an. Grenzwerte für Schwermetalle wurden nicht überschritten. Zn ist aufgrund der Überschreitung des Schwellenwertes kennzeichnungspflichtig.

1.6.3 Fazit

Im Rahmen des Demonstrationsversuches konnte erfolgreich die Umwandlung hygienisierter TTI in einen nährstoffreichen Kompost gezeigt werden. Verglichen mit der konventionellen Kompostierung (Mietenkompostierung) wies der Demonstrationsversuch einen deutlich geringeren Temperaturverlauf, sowie einen geringeren Organikabbau auf. Dies deutet auf eine niedrigere Stoffwechselaktivität hin. Die Ursachen hierfür werden in Kapitel 1.7 weitergehend untersucht. Der Einfluss hoher Wärmeverluste durch Wind und niedrige Umgebungstemperaturen, sowie ein zu geringes Kompostervolumen auf den Temperaturverlauf spielen ebenfalls eine Rolle, werden aber als weniger relevant erachtet. Die Qualität des hergestellten Kompostes ist als hoch zu bewerten, insbesondere aufgrund hoher erzielter Nährstoffanteile, sowie niedriger Schwermetallgehalte.

Tabelle 8: Analyisierte Substrat- und Kompostparameter (Versuchsende nach 160 Tagen) des Demonstrationsversuchs Kompostierung und Gegenüberstellung mit Vorgaben der DüMV.

		Ausgangssubstrat (Start)		Kompost (Ende)		Vorgaben DüMV	
						Schwellenwert ^a	Grenzwert
TS	%	22.1	± 1.3	37.9	± 7.2	-	-
oTS	%TS	89.8	± 0.8	83.2	± 1.8	5	-
C/N	-	25.9	± 1.8	15.4	± 1.0	-	-
TS-Verlust ^b	%			38.9	± 6.3	-	-
oTS-Verlust ^c	%			43.3	± 7.4	-	-
Haupt- und Nebennährstoffe							
N _{gesamt}	%TS	1.8	± 0.1	2.8	± 0.1	1.5	-
P ₂ O ₅	%TS	2.0	± 0.4	4.8	± 0.8	0.5	-
K ₂ O	%TS	1.6	± 0.2	2.6	± 0.2	0.75	-
Ca	%TS	1.3	± 0.2	2.9	± 0.5	5.7	-
Na	%TS	0.34	± 0.04	0.63	± 0.04	0.2	-
Mg	%TS	0.45	± 0.07	0.96	± 0.14	0.3	-
S	%TS	0.46	± 0.06	0.80	± 0.07	0.3	-
Spurennährstoffe							
Co	%TS			5.3	± 0.4 · 10 ⁻⁵	4 · 10 ⁻³	-
Cu	%TS			3.5	± 0.6 · 10 ⁻³	2 · 10 ⁻²	-
Fe	%TS			0.43	± 0.19	0.04	-
Mn	%TS			0.021	± 0.002	0.02	-
Mo	%TS			2.4	± 0.3 · 10 ⁻⁴	2 · 10 ⁻³	-
Zn	%TS			0.044	± 0.015	0.02	-
Schwermetalle							
Pb	mg/kgTS			n.n.		100	150
Cd	mg/kgTS			0.64	± 0.05	1	1.5
Cr (gesamt)	mg/kgTS			5.18	± 1.05	300	-
Cu	mg/kgTS			35.2	± 6.5	200	900
Ni	mg/kgTS			4.9	± 0.65	40	80
Tl	mg/kgTS			n.n.		0.5	0.05
Zn	mg/kgTS			443	± 145	200	5000

n.n.- nicht nachweisbar

^a wenn Schwellenwert überschritten ist der Parameter nach DüMV kennzeichnungspflichtig

^b siehe Gleichung 1

^c siehe Gleichung 2

1.7 Optimierung der Zuschlagstoffauswahl für lange gelagerte Trockentoiletteninhalte

Während des Kompostierungsdemonstrationsversuchs wurde ein vergleichsweise geringer Temperaturverlauf, sowie ein vergleichsweise geringer Organikabbau beobachtet. Neben konstruktiven Mängeln am Aufbau des Komposters (u.a. geringe Größe, geringer Wärmedämmung) wurde eine verringerte Stoffwechselaktivität vermutet. Diese könnte durch eine ungünstige Zusammensetzung des Ausgangssubstrates hervorgerufen sein.

Folgende Thesen wurden aufgestellt, die zu einer verringerten Stoffwechselaktivität geführt haben könnten:

1. Fehlende Mikroorganismen: durch die Hygienisierung der TTI wurden für die Kompostierung notwendige Mikroorganismen abgetötet oder sehr stark verringert, was zu einer verlangsamten Stoffwechsel führt.
2. Fehlender Stickstoff: während der Lagerung der TTI wurde ist ein Teil des leicht verstoffwechselbaren Stickstoffs verloren gegangen, beispielweise in Form von flüchtigem Ammoniak. Dieser Mangel führt zu einem verlangsamten Stoffwechsel.
3. Verwendete TTI zu alt: die Lagerung von TTI sorgt für einen Abbau leicht abbaubarer organischer Verbindungen im Material, z.B. Zucker, Cellulose, etc.. Dadurch bleiben nur noch schwer abbaubare Verbindungen welche nur langsam verstoffwechselt werden (Dunst, 2015).

Zur Untersuchung dieser Thesen wurde ein weiterer Substrattest durchgeführt. Hierfür wurde ein Ausgangssubstrat hergestellt (analoge Zusammensetzung Demonstrationsversuch Kompostierung) und diesem Ausgangssubstrat aufbauend auf den vorgenannten Thesen verschiedene Zuschlagstoffe beigemischt, mit dem Ziel der Steigerung der Stoffwechselaktivität.

1.7.1 Methoden

Der Versuch wurde in 45 L Kompostbehältern (vgl. Behälterkompostierung) durchgeführt, die mit verschiedenen Ausgangssubstraten gefüllt und kompostiert wurden. Insgesamt wurden vier Ausgangssubstrate getestet (keine Wiederholungsversuche). Hierzu wurde eine Grundmischung (GM) aus 75 %FM TTI (hygienisiert, ca. 8 Monate gelagert), 25 %FM Küchenabfälle und ca. 1,5 %FM Stroh hergestellt. Diese Mischung entspricht der Zusammensetzung des Ausgangssubstrates der Demonstrationskompostierung. Dieser GM wurden folgende Zuschlagstoffe hinzugegeben:

Ansatz	Zusammensetzung	Untersuchter Einflussfaktor
1	GM	Kontrolle
2	GM + reifer Kompost	Zugabe aerober Mikroorganismen
3	GM + Urin	Zugabe einer Stickstoffquelle

TTI Zusätzlich wurde ein Ausgangssubstrat analog der GM hergestellt, aber unter Verwendung frischer TTI (nicht hygienisiert, 1 Woche gelagert) anstatt hygienisierter, gelagerter TTI:

4	GM (frische TTI)	Alter der verwendeten TTI
---	------------------	---------------------------

Zur Bestimmung der Stoffwechselaktivität wurde die Kerntemperatur der Komposter mittels Temperatur-Datenlogger über ca. einen Monat bestimmt.

1.7.2 Ergebnisse & Diskussion

Abbildung 24 zeigt die Temperaturverläufe aller Ansätze während des zweiten Substrattests. Teilweise sind deutliche Unterschiede zwischen den Temperaturverläufen sichtbar. Ansatz 2 (GM + reifer Kompost) zeigt denselben Temperaturverlauf wie die Kontrolle. Ansatz 3 (GM + Urin) weist innerhalb der ersten 10 Versuchstage einen höheren Temperaturverlauf als die Kontrolle auf, gleicht sich dann an die Temperatur der Kontrolle an. Ansatz 4 zeigt einen deutlich höheren Temperaturverlauf als die Kontrolle über den gesamten Versuchsverlauf.

Die Zugabe von reifem Kompost hat damit keinen sichtbaren Einfluss auf die Stoffwechselaktivität. Die Zugabe von Urin verbessert die Stoffwechselaktivität dagegen leicht, während die Verwendung frischer TTI eine deutliche Steigerung der Stoffwechselaktivität bewirkt.

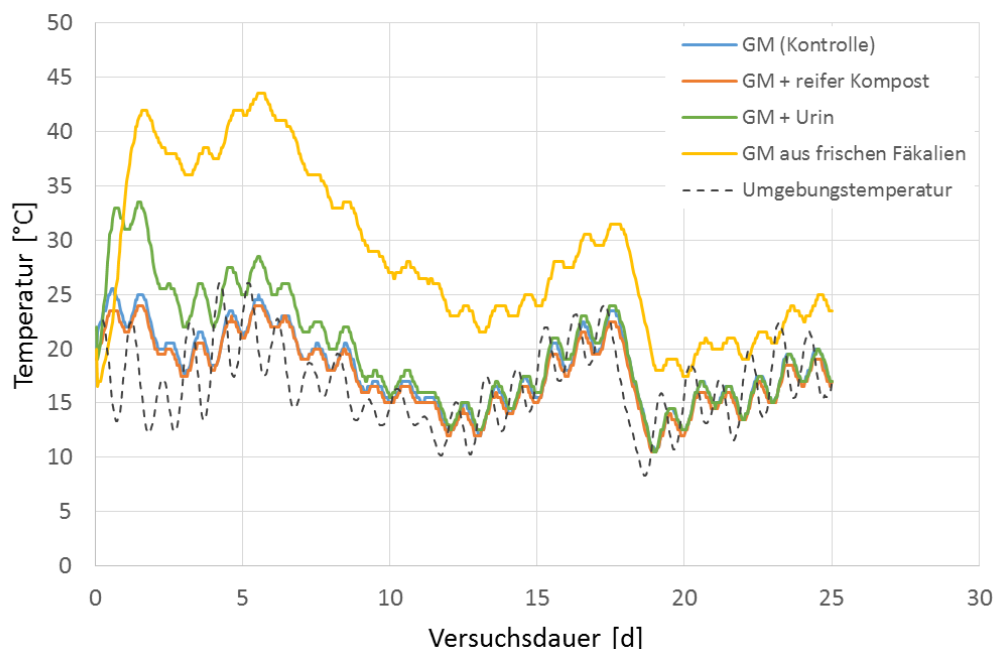


Abbildung 24: Temperaturverläufe der Komposter während des „zweiten Substrattest“.

1.7.3 Fazit

Das Fehlen aerober mikrobieller Aktivität durch die Hygienisierung wird als Grund für eine zu niedrige Stoffwechselaktivität ausgeschlossen. Die Verwendung frischer TTI zeigt hingegen einen deutlichen Effekt auf die Stoffwechselaktivität, was vermutlich auf einen Abbau leicht verstoffwechselbarer Verbindungen während der Lagerung zurückzuführen ist. Es wird daher empfohlen die Lagerungszeit zwischen Sammlung, Hygienisierung und Kompostierung von TTI möglichst gering zu halten. Falls es doch zu einer längeren Lagerungszeit kommt, kann die Stoffwechselaktivität durch Zugabe eines stickstoffreichen Zuschlagstoffs, wie bspw. Urin, unterstützt werden. Dunst (2015) empfiehlt für die Kompostierung alter, lange gelagerter Substrate eine Co-Kompostierung mit einem frischen, energiereichen Substrat in einem Mengenverhältnis von 1:2.

2. Wichtigste Positionen des zahlenmäßigen Nachweises

Der Kostenplan wurde eingehalten, aufgrund von Verzögerungen bei der Projektbearbeitung wurde das Vorhaben um 6 Monate kostenneutral verlängert. Die Kostendetails sind den fristgemäß übermittelten zahlenmäßigen Nachweisen zu entnehmen.

3. Notwendigkeit und Angemessenheit der geleisteten Arbeit

Im Rahmen des Vorhabens BioFAVOR II wurde ein neuartiges Verfahren auf seine Machbarkeit geprüft, welches die Nutzbarmachung von in Trockentoiletten gesammelten menschlichen Fäkalien als Rohstoff für eine biobasierte Wirtschaft ermöglicht. Menschliche Fäkalien aus diesen Quellen stellen einen bisher weitestgehend ungenutzten organischen Reststoffstrom dar. Die im Rahmen des Vorhabens geleisteten Arbeiten tragen einen erheblichen Teil zur Ermöglichung einer stofflichen Nutzbarmachung dieses Reststoffstroms bei. Hierzu zählen insbesondere die Untersuchung grundlegender prozessrelevanter chemischer Parameter von Trockentoiletteninhalten (einschließlich Trockensubstanz, organische Trockensubstanz, pH-Wert, Gesamtstickstoff, ammoniumgebundener Stickstoff, sowie C/N-Verhältnis), sowie die Untersuchung der Auswirkungen von Hygienisierung und Lagerung auf diese Parameter, die Ermittlung geeigneter Zuschlagstoffe für die Kompostierung hygienisierter Trockentoiletteninhalte mittels Behälterkompostierung, die Ermittlung prozess- und produktspezifischer Referenzwerte durch konventionelle Behandlung von Trockentoiletteninhalten mittels thermophiler Mietenkompostierung, sowie die Optimierung der Zuschlagstoffauswahl für die Kompostierung lange gelagerte Trockentoiletteninhalte. Weiterhin konnte anhand der gefertigten Demonstrationsanlage gezeigt werden, dass sich in Trockentoiletten gesammelte menschliche Fäkalien durch das BioFAVOR-Verfahren sicher hygienisieren und in einen organischen Dünger umwandeln lassen.

Den Autoren sind keine vergleichbaren Arbeiten durch Dritte bekannt.

4. Voraussichtlicher Nutzen, insbesondere der Verwertbarkeit des Ergebnisses im Sinne des fortgeschriebenen Verwertungsplans

Wirtschaftlicher Nutzen

Eine wirtschaftliche Verwertung der Projektergebnisse ist avisiert. Diese kann beispielsweise durch die Ausgründung eines Spin-Offs erreicht werden, welches das BioFAVOR-Verfahren als kommerzielle Dienstleistung anbietet, d.h. Entsorgung und Verwertung von Fäkalien aus Trockentoiletten, sowie ggf. die Vermarktung der erzeugten Komposte. Hierfür ist im nächsten Schritt eine technische Weiterentwicklung des BioFAVOR-Verfahrens bis zur Marktreife erforderlich, wobei die Erkenntnisse aus diesem Vorhaben, insbesondere die in diesem Bericht genannten Optimierungsempfehlungen, als Grundlage dienen.

Dem steht derzeit entgegen, dass in Deutschland und der EU eine Zulassung von Düngeprodukten, welche auf Basis menschlicher Fäkalien erzeugt wurden, nicht möglich ist (siehe Arbeiten und Abschlussbericht des Verbundpartners ISOE). Da die wirtschaftlichen Erfolgsaussichten ohne die Möglichkeit des Inverkehrbringens und der Vermarktung der erzeugten Düngeprodukte gering sind, bedarf die wirtschaftliche Verwertung der Änderung der düngerechtlichen Situation, welche nur auf politischem Weg hergeführt werden kann. Eine Aussage ob eine wirtschaftliche Verwertung mittel- bis langfristig erfolgt, kann daher derzeit nicht getroffen werden.

Wissenschaftlich-technischer Nutzen

Die F&E-Arbeiten im Rahmen des Projektes ermöglichten einen erheblichen wissenschaftlichen Kompetenzaufbau, insbesondere in den Bereichen Beschaffenheit der Ausgangsstoffe, Ablauf und Verhalten der untersuchten Prozesse (Hygienisierung und Kompostierung), allgemeine Prozessüberwachung und prozessbegleitende Analytik, erzielbare Kompostqualität, sowie Entwicklung eines Anlagenmodells (Demonstrationsanlage). Eine Veröffentlichung wissenschaftlich relevanter Ergebnisse erfolgte bzw. erfolgt in einschlägigen Fachzeitschriften (siehe Liste erfolgter und geplanter Publikationen).

Weiterhin beteiligte sich das UFZ aktiv an der Erarbeitung der DIN SPEC 91421 "Qualitätssicherung von Recyclingprodukten aus Trockentoiletten zur Anwendung im Gartenbau". Das Dokument dient der Standardisierung von Düngeprodukten welche aus menschlichen Fäkalien hergestellt werden und beschreibt deren zuvor noch nicht standardisierte Qualitätssicherung. Damit stellt sie einen wichtigen Grundbaustein für die zukünftige Zulassung solcher Düngeprodukte in Deutschland und der EU dar.

Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit

Aufbauend auf den in der Machbarkeitsphase gewonnenen Ergebnissen ist die Weiterentwicklung der Technologie zur Marktreife in einem Folgeprojekt unter Einbindung von Industriepartnern avisiert. Die nachfolgenden innovatorischen Schritte umfassen das Upscaling der Demonstrationsanlage in ein praxisnahes Funktionsmuster, sowie die Erarbeitung von Zulassungsvoraussetzungen der erzeugten Düngeprodukte. Weiterhin bedarf es insbesondere der Anpassung der düngerechtlichen Situation, um den in BioFAVOR aufgezeigten Verwertungsweg in der Praxis zu umzusetzen. Dies erfordert

insbesondere die Aufnahme menschlicher Fäkalien in die Positivlisten (für zugelassene Ausgangsstoffe für die Herstellung von Düngeprodukten) der deutschen Düngemittelverordnung bzw. des EU-Düngegesetzes, welche nur auf politischem Weg erreicht werden kann.

5. Fortschritte auf dem Gebiet des Vorhabens seitens anderer Stellen

Der 2018 gegründete Verein „NetSan e.V. - Netzwerk für nachhaltige Sanitärsysteme“ stellt einen Zusammenschluss aus Personen aus Wissenschaft und Forschung, sowie aus Start-Ups und KMU dar, die sich für den nachhaltigen und klimaschonenden Umgang mit menschlichen Ausscheidungen einsetzen. Mitglieder des Vereins beteiligten sich unter anderem an der Erarbeitung der DIN SPEC 91421 (siehe „wissenschaftlicher Nutzen“). Im Rahmen der Vernetzungsarbeiten des Vereins ist ein Konsortium entstanden, welches das Ziel anstrebt, eine Pilotanlage zur Verwertung menschlicher Fäkalien in Deutschland zu errichten. Aus dem Konsortium heraus sind Arbeiten insbesondere hinsichtlich der thermophilen Kompostierung menschlicher Fäkalien bekannt. Das UFZ und die BioFAVOR-Verbundpartner streben in Zukunft eine Kooperation mit diesem Konsortium an.

6. Erfolgte und geplante Veröffentlichung der Ergebnisse

Erfolgte Veröffentlichungen

Schramm E., Douhaire C., Hübner T. (2021) - *Komposttoiletten als Ausgangspunkt für sichere Düngeprodukte*, in *Wasser & Abfall*, Ausgabe 10/2021

Ebert B., Birzle-Harder B., Douhaire C., Hübner T., Schramm E., Winker M. (2021) - *Kompostprodukte aus hygienisierten Fäkalien und Pflanzenkohle: Bedürfnisse der Nutzenden, Kooperationsmodelle und rechtliche Rahmenbedingungen*, in *Materialien Soziale Ökologie*, Nr. 65

Ayeyemi T., Prost K., Brüggemann N., Hübner T., Bauke S. (2020) - *Change of Phosphorus Extractability during Humanure Composting as affected by Biochar*, 16th Congress of the European Society for Agronomy (ESA), Sevilla, Spanien

Werner K., El-Said K., Wöhrmann M., Linkert I., Hübner T., Poehlein A., Schneider D., Daniel R., Brüggemann N., Prost K., Grohmann E. (2020) - *Shifts in microbial community composition and assessment of antibiotic resistance in thermophilic compost from human faeces*, Jahrestagung der Vereinigung für allgemeine und angewandte Mikrobiologie e.V. (VAAM) 2020, Leipzig

Krause A., Häfner F., Harlow E., Augustin F., Schröder E., Hübner T., Häfner L., Kraus M., Udert K., Brand K., Giern S., Fischer I., Hofmann T., Holzapfel K., Korduan J., Schloh C., Stäudel J. (2020) - *DIN SPEC 91421:2020-12 Qualitätssicherung von Recyclingprodukten aus Trockentoiletten zur Anwendung im Gartenbau*, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin

Geplante Veröffentlichungen

Werner, K., Poehlein, A., Schneider, D., Diederich N., K., Hübner, T., Brüggemann, N., Prost, K., Daniel, R., Grohmann, E. - *Metagenomic insights into the changes of antibiotic resistance and pathogenicity factor pools upon thermophilic composting of human feces*, in *Frontiers in Microbiology* (eingereicht)

Werner, K., Poehlein, A., Schneider, D., El-Said, K., Wöhrmann, M., Linkert, I., Hübner, T., Brüggemann, N., Prost, K., Daniel, R., Grohmann, E. - *Thermophilic composting of human feces: Development of bacterial community composition and antimicrobial resistance gene pool*, in *Frontiers in Microbiology* (eingereicht)

Mulder I., Prost K., Hübner T., Heinzemann A., Heyde B., Siemens J., Krauss M. - *When the party is over: Occurrence and fate of pharmaceuticals and personal care products in compost from festival toilets*, geplante Veröffentlichung in *PLOSone*

7. Quellenverzeichnis

- Ade-Kappelmann, K., 2008. Untersuchungen zur seuchenhygienischen Unbedenklichkeit von Gärresten aus Bioabfällen nach der Behandlung in Anaerobanlagen (Dissertation). Freie Universität Berlin, Berlin.
- Afolabi, O.O.D., Sohail, M., Thomas, C.P.L., 2014. Microwave Hydrothermal Carbonization of Human Biowastes. *Waste Biomass Valorization* 6. <https://doi.org/10.1007/s12649-014-9333-4>
- Anand, C.K., Apul, D.S., 2014. Composting toilets as a sustainable alternative to urban sanitation - A review. *Waste Manag.* 34, 329–343. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.006>
- ATV-Merkblatt 270, 1997. Entsorgung von Inhalten mobiler Toiletten mit Sanitärzusätzen (Disposal of contents derived from mobile toilets using sanitary additives) (Code of practice). German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA), Munich, Germany.
- Aurin - Dünger aus Urin - Eawag [WWW Document], 2017. URL <http://www.eawag.ch/de/abteilung/eng/projekte/aurin-duenger-aus-urin/> (accessed 5.18.17).
- AVV, 2001. Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis vom 10.12.2001 (Abfallverzeichnis-Verordnung).
- Bai, F., Wang, X., 2010. Nitrogen-retaining property of compost in an aerobic thermophilic composting reactor for the sanitary disposal of human feces. *Front. Environ. Sci. Eng. China* 4, 228–234. <https://doi.org/10.1007/s11783-010-0022-7>
- Becker, A.B., 2010. Potenzial und Realisierungsmöglichkeiten von Kleinstbiogasanlagen in Kagera (Tansania) (Diplomarbeit). Fachhochschule für Technik und Wirtschaft Berlin, Berlin.
- BioAbfV, 1998. Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden - Anlage 2 - Anforderungen an die hygienisierende Behandlung von Bioabfällen zur Gewährleistung der seuchen- und phytohygienischen Unbedenklichkeit.
- BMBF, 2010. Nationale Forschungsstrategie BioÖkonomie 2030 (Strategiepapier). Bundesministerium für Bildung und Forschung, Bonn, Berlin.
- BSI, 2009. PD CEN/TR 15809:2008 - Characterization of sludges. Hygienic aspects. Treatments, PD CEN/TR 15809:2008.
- Chen, Y., Yang, G., Sweeney, S., Feng, Y., 2010. Household biogas use in rural China: A study of opportunities and constraints. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 14, 545–549. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.07.019>
- Clemens, J., Nisipeanu, P., Muskulus, A., Rieß, P., Arnold, U., Vinnerås, B., Winker, M., 2008. Produkte aus neuartigen Sanitärsystemen in der Landwirtschaft. *KA - Korresp. Abwasser Abfall* 55, 1120–1125.
- De Gisi, S., Petta, L., Wendland, C., 2014. History and Technology of Terra Preta Sanitation. *Sustainability* 6, 1328–1345. <https://doi.org/10.3390/su6031328>
- DüMV, 2012. Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV).
- Dunst, G., 2015. Kompostierung und Erdenherstellung: Praxisbuch und Anleitung für Hausgarten, Landwirtschaft, Kommune und Profi. Sonnenerde Gerald Dunst Kulturerden GmbH, Riedlingsdorf.
- Ebert, B., Schramm, E., Winker, M., 2017. Bestehender rechtlicher Rahmen für die Entsorgungsmöglichkeiten von Abfällen aus Komposttoiletten gemäß des BioFAVOR-Verfahrens (Gutachten im Auftrag des UFZ). Institut für sozial-ökologische Forschung, Frankfurt am Main.
- Ek, M., Bergström, R., Bjurhem, J.E., Björleinius, B., Hellström, D., 2006. Concentration of nutrients from urine and reject water from anaerobically digested sludge. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 54, 437–444.

- Feachem, R.G., Bradley, D.J., Garelick, H., Mara, D.D., 1981. Appropriate technology for water supply and sanitation : health aspects of excreta and sullage management : a state-of-the-art review (No. 11508). The World Bank, Washington D.C.
- Forbis-Stokes, A.A., O'Meara, P.F., Mugo, W., Simiyu, G.M., Deshusses, M.A., 2016. On-Site Fecal Sludge Treatment with the Anaerobic Digestion Pasteurization Latrine. *Environ. Eng. Sci.* 33, 898–906. <https://doi.org/10.1089/ees.2016.0148>
- Godlewska, P., Schmidt, H.P., Ok, Y.S., Oleszczuk, P., 2017. Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review. *Bioresour. Technol.*, Special Issue on Biochar: Production, Characterization and Applications – Beyond Soil Applications 246, 193–202. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.095>
- Gold, M., Cunningham, M., Bleuler, M., Arnheiter, R., Schönborn, A., Niwagaba, C., Strande, L., 2018. Operating parameters for three resource recovery options from slow-pyrolysis of faecal sludge. *J. Water Sanit. Hyg. Dev.* 8, 707–717. <https://doi.org/10.2166/washdev.2018.009>
- Hertel, C., 2016. Nutzung von Komposttoiletten auf dem Stuttgarter Kirchentag 2015 als praktisches Beispiel von Nachhaltigkeitskommunikation in den Bereichen Ressourcenschonung, Stoffstrommanagement, Kreislaufwirtschaft und Klimaschutz des deutschen Kirchentags (Abschlussbericht No. AZ 32799). 35. Evangelischer Kirchentag, Berlin.
- Hotta, S., Funamizu, N., 2018. Nitrogen recovery from feces and urine in urine diverting composting toilet system. ResearchGate.
- Hübner, T., Herrmann, A., Kretzschmar, J., Harnisch, F., 2018. Carbonization of fecal sludge from bio-toilets as a means of sanitation and valorization. *Waste Manag.* (submitted).
- Hug, A., Udert, K.M., 2013. Struvite precipitation from urine with electrochemical magnesium dosage. *Water Res.* 47, 289–299. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.09.036>
- Itchon, G., Miso, A.U., Gensch, R., 2012. The Effectivity of the Terra Preta Sanitation (TPS) Process in the Elimination of Parasite Eggs in Fecal Matter: A Field Trial of Terra Preta Sanitation in Mindanao, Philippines. Presented at the 4th International Dry Toilet Conference.
- Jenkins, J.C., 2019. The Humanure Handbook, 4th Edition: Shit in a Nutshell, 4. Edition. ed. Joseph Jenkins, Inc., Grove City, PA.
- Jepsen, S.-E., Krause, M., Grüttner, H., 1997. Reduction of fecal streptococcus and salmonella by selected treatment methods for sludge and organic waste. *Water Sci. Technol.*, Sludge Rheology/Sludge Management/Selected Proceedings of the International Workshop on the Rheology of Sludges/International Specialized Conference on Sludge Management 36, 203–210. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00684-7](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00684-7)
- Krause, A., Häfner, F., Augustin, F., Harlow, E., Boness, J., 2020. Risikoanalyse zur Anwendung von Recyclingdüngern aus menschlichen Fäkalien im Gartenbau (Risikoanalyse). Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau (IGZ) e.V., Großbeeren.
- Kretzschmar, J., Riedl, S., Brown, R.K., Schröder, U., Harnisch, F., 2017. eLatrine: Lessons Learned from the Development of a Low-Tech MFC Based on Cardboard Electrodes for the Treatment of Human Feces. *J. Electrochem. Soc.* 164, H3065–H3072. <https://doi.org/10.1149/2.0121703jes>
- KrWG, 2012. Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen vom 24.02.2012 (Kreislaufwirtschaftsgesetz).
- Kügler, I., Öhlinger, A., Walter, B., 2004. Dezentrale Klärschlammverbrennung. Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Kuntke, P., Sleutels, T.H.J.A., Saakes, M., Buisman, C.J.N., 2014. Hydrogen production and ammonium recovery from urine by a Microbial Electrolysis Cell. *Int. J. Hydrog. Energy* 39, 4771–4778. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2013.10.089>
- Kuntke, P., Śmiech, K.M., Bruning, H., Zeeman, G., Saakes, M., Sleutels, T.H.J.A., Hamelers, H.V.M., Buisman, C.J.N., 2012. Ammonium recovery and energy production from urine by a microbial fuel cell. *Water Res.* 46, 2627–2636. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.025>

- Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, 2001. LAGA PN 98 - Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen.
- Larsen, T.A., Udert, K.M., Lienert, J., 2013. Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. IWA Publishing.
- Li, Q., Wang, X., Shi, H., 2016. The Evaluation of Small Scale Composting of Human Feces for Household Application. *J. Water Sustain.* 6, 113–124.
- Liu, B., Giannis, A., Zhang, J., Chang, V.W.-C., Wang, J.-Y., 2015. Air stripping process for ammonia recovery from source-separated urine: modeling and optimization. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 90, 2208–2217. <https://doi.org/10.1002/jctb.4535>
- Londong, J., 2012. Möglichkeiten zur Schaffung eines hygienisch einwandfreien, umweltverträglichen und nachhaltigen Umgangs mit Fäkalien in Kleingärten - Machbarkeitsstudie am Beispiel Leipzig (Abschlussbericht). Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Weimar.
- Lopez Zavala, M.A., Funamizu, N., Takakuwa, T., 2004. Temperature effect on aerobic biodegradation of feces using sawdust as a matrix. *Water Res.* 38, 2406–2416. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.02.026>
- Maurer, M., Pronk, W., Larsen, T.A., 2006. Treatment processes for source-separated urine. *Water Res.* 40, 3151–3166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.07.012>
- Maurer, M., Schwegler, P., Larsen, T.A., 2003. Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 48, 37–46.
- Morales, N., Boehler, M.A., Buettner, S., Liebi, C., Siegrist, H., 2013. Recovery of N and P from Urine by Struvite Precipitation Followed by Combined Stripping with Digester Sludge Liquid at Full Scale. *Water* 5, 1262–1278. <https://doi.org/10.3390/w5031262>
- Niwagaba, C., Kulabako, R.N., Mugala, P., Jönsson, H., 2009a. Comparing microbial die-off in separately collected faeces with ash and sawdust additives. *Waste Manag.* 29, 2214–2219. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.02.010>
- Niwagaba, C., Nalubega, M., Vinnerås, B., Sundberg, C., Jönsson, H., 2009b. Bench-scale composting of source-separated human faeces for sanitation. *Waste Manag.* 29, 585–589. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.06.022>
- Niwagaba, C.B., 2009. Treatment Technologies for Human Faeces and Urine. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Prost, K., Borchard, N., Siemens, J., Kautz, T., Séquaris, J.-M., Möller, A., Amelung, W., 2013. Biochar affected by composting with farmyard manure. *J. Environ. Qual.* 42, 164–172. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0064>
- Rose, C., Parker, A., Jefferson, B., Cartmell, E., 2015. The Characterization of Feces and Urine: A Review of the Literature to Inform Advanced Treatment Technology. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 45, 1827–1879. <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.1000761>
- Schmidt, H.-P., Taylor, P., 2014. Kon-Tiki flame curtain pyrolysis for the democratization of biochar production. *Biochar J.* 2014, 14–24.
- Schuetze, T., Santiago-Fandiño, V., 2014. Terra Preta Sanitation: A Key Component for Sustainability in the Urban Environment. *Sustainability* 6, 7725–7750. <https://doi.org/10.3390/su6117725>
- Sossou, S., Sou/Dakouré, M., Hijikata, N., Maiga, A.H., Funamizu, N., 2016. Inactivation Kinetics of Indicator Microorganisms during Solar Heat Treatment for Sanitizing Compost from Composting Toilet. *J. Water Environ. Technol.* 14, 37–46. <https://doi.org/10.2965/jwet.14-066>
- Sossou, S., Sou/Dakouré, M., Hijikata, N., Quenum, A., Maiga, A.H., Funamizu, N., 2014. Removal and Deactivation of Intestinal Parasites in Aerobic Mesophilic Composting Reactor for Urine Diverting Composting Toilet. *Compost Sci. Util.* 22, 242–252. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2014.938873>
- Troy, S.M., Nolan, T., Kwapinski, W., Leahy, J.J., Healy, M.G., Lawlor, P.G., 2012. Effect of sawdust addition on composting of separated raw and anaerobically digested pig manure. *J. Environ. Manage.* 111, 70–77. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.035>

- Udert, K.M., Wächter, M., 2012. Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation. *Water Res.* 46, 453–464.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.020>
- Zamora, P., Georgieva, T., Ter Heijne, A., Sleutels, T.H.J.A., Jeremiasse, A.W., Saakes, M., Buisman, C.J.N., Kuntke, P., 2017. Ammonia recovery from urine in a scaled-up Microbial Electrolysis Cell. *J. Power Sources*. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.02.089>