

RISIKOANALYSE

Zur Anwendung von Recyclingdüngern aus menschlichen Fäkalien im Gartenbau

Verfasser*innen:

Ariane Krause^a, Franziska Häfner^a, Florian Augustin^b, Emma Harlow^a, Jan-Ole Boness^c, Kai M. Udert^d

Die Reihenfolge der Autor*innen spiegelt den Umfang ihrer Beiträge zur Erstellung der Risikoanalyse und des vorliegenden Dokuments in absteigender Reihenfolge wider.

^a Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau (IGZ) e.V., Großbeeren, Gartenbausysteme der Zukunft (HORTSYS)

^b Finizio - Future Sanitation GmbH, Eberswalde, Technische Entwicklung & Stoffstrom-Management

^c Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNEE), Ökoagrarmanagement

^d Eawag: Das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs, Dübendorf, Schweiz, und ETH Zürich, Institut für Umweltingenieurwissenschaften, Zürich, Schweiz

Kontakt: krause@igzev.de

Das vorliegende Dokument ist ein Arbeitsergebnis aus dem Projekt „Qualitätssicherung von Recyclingprodukten aus Trockentoiletten zur Anwendung im Gartenbau“; finanziert durch das Programm DIN Connect, womit besonders innovative, gesellschaftlich relevante und zukunftsweisende Ideen gefördert werden. (Projektkoordination: Ariane Krause) Die Risikoanalyse entstand im Rahmen der Erarbeitung eines Produkt-Standards (DIN SPEC) für vermarktungsfähige und qualitätsgesicherte Recyclingprodukte aus menschlichen Fäkalien zur Anwendung als Dünger im Gartenbau. Die Risikoanalyse wird als Projektbericht über das IGZ veröffentlicht und ist ein Anhang der DIN SPEC 91421. Die DIN SPEC 91421 wird über das Deutsche Institut für Normung (DIN) e. V. veröffentlicht und ist im Beuth WebShop zum kostenlosen Download im PDF-Format erhältlich: <https://dx.doi.org/10.31030/3213808>



This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-Share Alike 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/).

Die Inhalte und Informationen des Dokuments sind frei verfügbar, können von anderen genutzt, geteilt und verändert werden, wenn Wiederveröffentlichung unter gleichen Bedingungen (SA = Share Alike) und Namensnennung (BY) erfolgt.

Inhalt

1) Einleitung.....	2
2) Definitionen.....	3
3) Risikoanalyse	5
(A) Risiken menschlicher Ausscheidungen	5
(B) Risiken betriebsüblicher Zuschlagstoffe	23
(C) Risiken durch Störstoffe	35
Zusammenfassung der diskutierten Risiken.....	38
Anhang.....	43
Abkürzungsverzeichnis.....	54
Rechtsquellenverzeichnis.....	56
Quellenverzeichnis.....	57

1) Einleitung

Thematischer & fachlicher Hintergrund

Menschliche Fäkalien¹ werden in Europa fast ausschließlich in Abwässer eingeleitet und nicht weiter verwertet. Während tierische Ausscheidungen fester Bestandteil der Düngung sind, werden die nährstoffhaltigen Stoffe menschlicher Herkunft nicht recycelt, obwohl ein großes Düngepotenzial besteht. Durch eine dezentrale Erfassung, Behandlung und Verwertung der Stoffströme menschlicher Urin und menschliche Fäzes kann ein **kreislauforientiertes Nährstoff-Recycling** realisiert werden.

Die Transformation der Sanitärversorgung von einem *entsorgungs-* zu einem *verwertungs-*orientierten Sektor basiert auf Technologien, die (i) die Verwendung von Frischwasser als Spülwasser weitestgehend vermeiden, (ii) die Rückgewinnung von Nährstoffen ermöglichen und (iii) Stoffströme getrennt erfassen. Die **Stoffstromtrennung** ermöglicht eine genaue Analyse der Frachten an Nährstoffen, Krankheitserregern oder Schadstoffen (z.B. Schwermetalle oder Arzneimittelrückstände) sowie eine spezifische Behandlung der unverdünnten Stoffströme. Ziel der Behandlung ist es, Krankheitserreger zu inaktivieren („Hygienisierung“) und Schadstoffe zu eliminieren, um letztlich die zurückbleibenden Nährstoffe *sicher* zu rezyklieren.

Zur Stoffstromtrennung „an der Quelle“, werden häufig **Trockentoiletten** verwendet. Diese sind dezentral, modular und flexibel einsetzbar und ein wichtiges Kernelement einer zukunftsfähigen, nachhaltigen, global-verfügbaren Sanitärtechnik. Im Anschluss an die Trennung und Sammlung der Fäkalien in der Trockentoilette erfolgen die weitere Behandlung und die kreislauforientierte stoffliche Verwertung der Reststoffe. Zu den **Dünge-Produkten**, die aus menschlichen Fäkalien bzw. aus Inhalten aus Trockentoiletten hergestellt werden können, gehören beispielsweise:

- aufbereiteter Urin (z.B. gelagerter Urin, nitrifizierter Urin, Struvit (Magnesium-Ammonium-Phosphat-Gemisch), etc.),
- Kompost oder Gärprodukte aus menschlichen Fäzes mit definierten Zuschlagstoffen, oder
- pelletierte und/oder karbonisierte Fäzes.

In der Debatte um die landwirtschaftliche oder gartenbauliche Nutzung solcher Düngeprodukte, spielen besonders die Risiken eine wichtige Rolle, die mit der Nutzung der Ressourcen aus Trockentoiletten verbunden sind. Dabei wird die **Qualität der Recycling-Düngeprodukte** maßgeblich beeinflusst durch die Qualität der Düngeausgangsstoffe, d.h. den Reststoffen aus Trockentoiletten und den Zuschlagstoffen, die bei der Aufbereitung der Toiletteninhalte verwendet werden.

Zusammengefasst: Risiken bei der gartenbaulichen Anwendung von Recyclingprodukten aus Trockentoiletten werden insbesondere durch Qualität, Merkmale und Eigenschaften der in Trockentoiletten gesammelten Inhalte und der Zuschlagstoffe bestimmt. **Das Hauptaugenmerk dieser Risikoanalyse liegt daher auf Risiken, die die Qualität der Eingangsstoffe beeinflussen können, und wie diese Qualität wiederum die Qualität der Düngeprodukte beeinflussen kann.**

¹ **Fäkalien** = Fäzes (fest) + Urin (flüssig)

Einordnung & Aufbau der vorliegenden Arbeit

Diese Risikoanalyse ist Teil der Erarbeitung eines Produkt-Standards (DIN SPEC) für vermarktungsfähige und qualitätsgesicherte Recyclingprodukte aus menschlichen Fäkalien zur Anwendung als Dünger im Gartenbau (DIN SPEC 91421). Die DIN SPEC 91421 soll zur **Qualitätssicherung beim Aufbau von Kreislaufwirtschaften** beitragen, die auch die Stoffströme menschlichen Urin und Fäzes beachten und verwerten.

Die durchgeführte Risikoanalyse dient dazu, konkrete Anforderungen an Merkmale und Eigenschaften der Recyclingprodukte, die als Dünger im Gartenbau verwendet werden sollen, zu identifizieren und zu beschreiben. Es handelt sich um eine **qualitative Risikoanalyse**, erarbeitet auf Grundlage von Literaturrecherchen und Einschätzungen von Expert*innen.

Aufbauend auf der Risikoanalyse werden anschließend **konkrete Kriterien für die Qualitätssicherung** definiert. Die Spezifizierung dieser Kriterien, respektive Qualitäts-Anforderungen, erfolgt im weiteren Verlauf der Erarbeitung der E DIN SPEC 91421:2020-02 durch eine Meta-Analyse vorhandener gesetzlicher und normativer Texte sowie wissenschaftlicher Studien.

2) Definitionen

Definition „Inhalte aus Trockentoiletten“

Für die E DIN SPEC 91421:2020-02 wurden „Inhalte aus Trockentoiletten“ – als potenzielle Düngeausgangsstoffe - in folgende drei **Stoffgruppen** kategorisiert:

- A. Menschliche Ausscheidungen**
 - 1. Fäzes
 - 2. Urin
 - 3. Blut
 - 4. Erbrochenes
- B. Betriebsübliche Zuschlagstoffe**
 - 1. Toilettenbezogene Zuschlagstoffe wie
 - a) Toilettenpapier,
 - b) Einstreumaterial, oder
 - c) Reinigungsmittel
 - 2. Verwertungsbedingte Zuschlagstoffe für
 - a) die Kompostierung, oder
 - b) die Urin-Aufbereitung
- C. Störstoffe**
 - 1. Abfälle wie Hygieneartikel, Verpackungsmüll und Glas
 - 2. Inhalte aus Chemietoiletten

Dabei ist anzumerken, dass diese Stoffgruppen nicht immer getrennt erfasst werden, sondern häufig in mehr oder weniger gemischter Form anfallen (z.B. Fäzes mit Toilettenpapier, Urin mit Blut, oder Fäzes mit Urin und Toilettenpapier, etc.).

Auch wenn eine getrennte Erfassung das Risikopotenzial der einzelnen Stoffströme stark minimieren kann, und eine Wertschöpfung in getrennter Form effizienter bewerkstelligt werden kann, ist eine 100 %-Trennung der einzelnen Stoffgruppen in der Praxis nur schwer umsetzbar. Der Anteil an Störstoffen kann je nach Situation und Standort der Trockentoilette stark variieren. Daher ist eine Aussortierung der Chargen an Toiletteninhalten, die auf Grund von zu hohen Störstoffanteilen für eine stoffliche Verwertung ungeeignet sind, notwendig. Solche stark risikobelasteten Chargen sollten thermisch verwertet werden.

Definition der Risiko-Kategorien & Qualitätsanforderungen

Nach deutscher Düngemittelverordnung (DüMV) muss die Qualitätssicherung bei Recyclingprodukten eine sachgerechte Anwendung sicherstellen. So muss eine Bodenkontamination vermieden werden und gleichzeitig dürfen die Bodenfruchtbarkeit, Pflanzengesundheit oder Umwelt nicht negativ beeinträchtigt oder gefährdet werden.

Gemäß DüMV dürfen nur Düngemittel zugelassen oder in Verkehr gebrachten werden, die „*die Fruchtbarkeit des Bodens, die Gesundheit von Menschen und Tieren und Nutzpflanzen nicht schädigen und den Naturhaushalt nicht gefährden*“ (§ 3 I 1 DüMV). Dieselben Anforderungen gelten für Stoffe, die zur Herstellung der Düngemittel verwendet werden (§ 3 I 2 DüMV). Die Ausgangsstoffe müssen zudem „*einen pflanzenbaulichen, produktions- oder anwendungstechnischen Nutzen haben oder dem Bodenschutz sowie der Erhaltung und Förderung der Fruchtbarkeit des Bodens dienen*“ (ebenda). Außerdem dürfen gemäß deutscher DüMV nur solche Düngemittel zugelassen oder in Verkehr gebrachten werden, die „*keine Krankheitserreger, Toxine oder Schaderreger enthalten*“ (§ 5 I DüMV).

Für gartenbauliche Anwendung von Recyclingprodukten aus Trockentoiletten lassen sich somit folgende **Risiko-Kategorien** ableiten²:

- **Seuchenhygiene³ bzw. Infektionsschutz**, betrifft die Gewährleistung der „seuchenhygienischen Unbedenklichkeit“, die durch Hygiene-Maßnahmen, also durch die Eliminierung bzw. Inaktivierung von Krankheitserregern (auch „Pathogene“ genannt), erreicht wird.
- **Phytohygiene⁴**, betrifft die Herstellung und Verwendung keimfreier Substrate, was durch eine Behandlungsmethode zur Abtötung von Schaderregern⁵ und Unkrautsamen erreicht wird; hier vornehmlich relevant für Recyclingdünger, bei deren Herstellung pflanzliche Zuschlagstoffe verwendet werden (z.B. Kompost).

² Die definierten Risiko-Kategorien und Qualitätsanforderungen sind an die Terminologie der DüMV angelehnt.

³ **Seuchenhygiene**, auch: Infektionshygiene = Gebiet der Hygiene, das mit den Besonderheiten der Übertragung von Infektionserregern, den Möglichkeiten ihrer Verhütung und den Möglichkeiten des Schutzes empfänglicher Individuen befasst ist. Allgemeines Ziel ist es, Bedingungen zu schaffen und zu gewährleisten, die Infektionen durch äußere Einwirkungen verhindern (RKI, 2015).

⁴ **Phytohygiene**, auch: Pflanzenhygiene oder Phytomedizin = protektive, also vorbeugende, Maßnahmen zum Schutz von Nutzpflanzen (Kulturpflanzen) und ihren Erzeugnissen vor Schädlingen und Krankheitserregern, u.a. Pflanzenviren, Pilzen; Pflanzenkrankheiten, Pilzkrankheiten). (<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie/pflanzenschutz/50706>)

⁵ Eine Übersicht zu möglichen **Schaderregern/Schadorganismen** im Gemüsebau ist z. B. hier zu finden: <https://www.oekolandbau.de/landwirtschaft/pflanze/grundlagen-pflanzenbau/pflanzenschutz/schaderreger/schadorganismen-im-gemuesebau/>

- **Schadstoffarmut**, betrifft die Vermeidung einer übermäßigen Belastung der Umwelt (z.B. Boden und Gewässer) mit Substanzen in kritischen Konzentrationen, wie z.B. Schwermetalle oder Mikroplastik oder organische Spurenstoffe wie Medikamentenrückstände.
- **Gartenbauliche Eignung⁶** der Recyclingprodukte für die Verwendung als Dünger im Gartenbau, betrifft z.B. Nährstoffgehalte, die Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe (d.h. Nährstoff-Löslichkeit), den Nachweis einer Düngewirkung, oder eine ausreichende Homogenität des Produkts.

3) Risikoanalyse

Im Folgenden wird nun darauf eingegangen, welche Risiken die oben definierten Stoffgruppen (siehe S. 3) im Hinblick auf die definierten Risiko-Kategorien (siehe S. 4 f.) mit sich bringen. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der Diskussion der Risiken, die mit der gartenbaulichen Verwertung von menschlichen Ausscheidungen verbunden sind, da es sich hier sozusagen um „neue“ potenzielle Ausgangsstoffe für die Düngemittelherstellung handelt.

(A) Risiken menschlicher Ausscheidungen

Zur Stoffgruppe der „Menschlichen Ausscheidungen“ gehören menschliche Fäzes, Urin, Blut und Erbrochenes. Das Risikopotenzial menschlicher Ausscheidungen hat zwei wesentliche Schwerpunkte: (1) Seuchenhygiene und (2) Schadstoffarmut im Hinblick auf pharmazeutische Rückstände. Außerdem relevant ist die (3) die gartenbauliche Eignung.

(A.1) Seuchenhygienische Relevanz menschlicher Ausscheidungen

Bei der gartenbaulichen Anwendung von Recyclingprodukten aus menschlichen Ausscheidungen spielt vor allem die seuchenhygienische Unbedenklichkeit eine wichtige Rolle.

Seuchenhygienische Relevanz menschlicher Fäzes

Pathogene können in Form von **Bakterien, Viren, Protozoen⁷ und Helminthen⁸** auftreten. Laut Schönning & Stenström (2004) werden 80 bis 100 % der Krankheitserreger über die Fäzes ausgeschieden. Die Eier der Helminthen werden in den meisten Fällen, bis auf den Erreger der Bilharziose, über die Fäzes abgegeben. Bilharziose ist die bisher einzig bekannte Wurmkrankheit, bei der Eier über den Urin abgegeben werden (ebenda). Die Weltgesundheitsorganisation (*world health organization*, WHO) hat Beispiele für Pathogene, die über menschliche Fäzes ausgeschieden werden können, bzw. über Wasser und unsachgemäße Hygiene übertragen werden, in einer ausführlichen Liste zusammengefasst (WHO, 2018). Die folgende Tabelle 1⁹ fasst die von der WHO (2018) gelisteten Pathogene zusammen. Es wird in vier Klassen der seuchenhygienischen Relevanz unterschieden – nämlich „hoch“, „mittel“, „gering“ und „unklar“.

6 Wird hier als Risikokategorie bzw. Qualitätsanforderung aufgenommen, da es ein Risiko sein kann, dass ein Dünger, bzw. die Ausgangsstoffe, gar nicht für den Gartenbau geeignet ist, weil Nährstoffe nicht in relevanten Mengen enthalten sind bzw. nur in festgelegter Form; die „gartenbauliche Eignung“ ist außerdem nach geltendem Düngerecht gefordert.

7 **Protozoen** = einzellige Tiere. Quelle: <https://www.spektrum.de/lexikon/biologie/protozoen/54374>

8 **Helminthen** = Würmer des Verdauungstraktes. Quelle: <https://www.spektrum.de/lexikon/ernaehrung/helminthen/3946>

9 Eine deutsche Übersetzung der Tabelle der WHO (2018) befindet sich im Anhang (siehe Tabelle A1.1 im Anhang A1).

Tabelle 1: Zusammenfassung der Pathogene, die in menschlichen Fäzes enthalten sein können, und der seuchenhygienischen Relevanz nach WHO (2018); siehe auch Tabelle A1.1 im Anhang A1.

	Seuchenhygienische Relevanz			
	hoch	mittel	gering	unklar
Bakterien	Enterohaemorrhage <i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>) Enteropathogene <i>E. coli</i> (EPEC) <i>Salmonella enterica</i> ser. <i>Typhi</i> <i>Shigella dysenteriae</i> <i>Shigella flexneri</i> <i>Shigella sonnei</i> <i>Vibrio cholerae</i> AMR (=antimicrobial resistance) opportunistische Pathogene ¹⁰	Enteroinvasive <i>E. coli</i> Enterotoxigene <i>E. coli</i> (ETEC) <i>Yersinia enterocolitica</i>	<i>Campylobacter</i> spp. <i>Clostridium difficile</i> Andere Salmonellen- Stämme	Enteroagglomerative <i>E. coli</i> <i>Helicobacter pylori</i>
Viren		Hepatitis A Hepatitis E Poliovirus	Adenoviren Astroviren Norovirus Rotaviruses Sapiovirus	Enteroviren
Protozoen	<i>Cryptosporidium</i> spp. <i>Entamoeba histolytica</i>	<i>Giardia intestinalis</i>	<i>Cyclospora cayetanensis</i>	
Helminthen	<i>Ascaris lumbricoides</i> (Spul- oder Fadenwurm) <i>Ancylostoma Duodenale</i> <i>Necator americanus</i> (Hakenwurm) <i>Hymenolepis</i> spp. (Zwerg- Bandwurm) <i>Schistosomas Haematobium</i> (Saugwürmer) Andere Schistosomas <i>Strongyloides Stercoralis</i> (Zwergfadenwurm) <i>Taenia solium</i> (Schweinebandwurm) <i>Taenia saginata</i> (Rinderbandwurm) <i>Trichuris trichiura</i> (Peitschenwurm)	<i>Diphyllobothriumlatum</i>		Trematoden (Saugwürmer/ parasitäre Plattwürmer)

Menschliche Fäzes sind ein ernstzunehmendes Übertragungsmedium von Krankheiten, da in ihnen eine Vielzahl an Pathogenen enthalten ist, die zu schweren Krankheiten führen können. Helminthen sind als Infektionserreger von besonderer Bedeutung, denn sie können sich über längere Zeiträume im menschlichen Körper aufhalten.

¹⁰ Können Teil der natürlichen Darmflora sein, z. B. Carbapenemresistente Organismen und *Enterobacteriaceae* die ein weites Spektrum an Betalactamase mit sich tragen.

Seuchenhygienische Relevanz von menschlichem Urin

Im Normalfall verlässt Urin den Körper ohne Krankheitserreger (Clemens et al., 2008). Er wird in der Niere filtriert und ist üblicherweise steril, bis er den Harntrakt passiert, wo er mit vergleichsweise „harmlosen“ Keimen (u.a. auch Lactobacillen) in Kontakt kommt. Es gibt nur wenige humanpathologisch relevante Krankheitserreger, die auch über Urin ausgeschieden werden. Folgende Tabelle 2 listet Pathogene, die in menschlichem Urin enthalten sein können mit seuchenhygienischer Relevanz (nach Schönning & Stenström, 2004; WHO, 2018). Ein hohes seuchenhygienisches Risiko birgt demnach nur *Schistosoma haematobium*. Laut WHO (2018) erfolgt die Verbreitung dieses Krankheitserregers meist endemisch, also in einem begrenzten Gebiet, und das humanpathologische Risiko muss vor allem dann berücksichtigt werden, wenn Frischwasser vorhanden ist.

Tabelle 2: Zusammenfassung der Pathogene, die in menschlichem Urin enthalten sein können, und der seuchenhygienischen Relevanz nach Schönning & Stenström (2004) und WHO (2018); siehe auch Tabelle A1.2 im Anhang A1.

hoch	Seuchenhygienische Relevanz		
	mittel	gering	unklar
<i>Schistosoma haematobium</i>		<i>Leptospira interrogans</i> <i>Salmonella typhi</i> und <i>Salmonella paratyphi</i> Mycobacterien Microsporidien Blaseninfektionen	Viren (CMV, JCV, BKV, Adeno, Hepatitis u.a.) (wahrscheinlich gering)

Die Hauptrisiken der Krankheitsübertragung beim Umgang mit und bei der Verwendung von menschlichem Urin gehen nicht vom Urin selbst aus, sondern hängen mit Querverschmutzungen/Kreuzkontaminationen des Urins mit Fäzes zusammen.

Seuchenhygienische Relevanz von menschlichem Blut

Inhalte aus Trockentoiletten enthalten auch geringe Mengen an Blut. Dabei handelt es sich vor allem um Menstruationsblut, das während des weiblichen Menstruationszyklus sowohl in die Urin- als auch Feststoffsammelbehälter der Trockentoiletten gelangen kann (Kjellén et al., 2011).

Krankheitserreger, die während einer Infektion im Blut zirkulieren, können in ausgeschiedenem Blut auch noch aktiv sein. Eine Übertragung von einem Menschen auf einen anderen erfolgt durch Bluttransfusion oder direkten Kontakt mit den aktiven Erregern. Zu den Infektionserregern, die mit Blutkontakt übertragen werden, gehören beispielsweise die Erreger der Hepatitis, Syphilis, Malaria, HIV u.v.m. (Caspari & Gerlich, 2010). Nach Schönning & Stenström (2004) sowie WHO (2018) birgt Menstruationsblut keine Risiken für Krankheitsübertragung durch Trockentoiletten, oder bei der Verwertung von menschlichen Ausscheidungen.

Menschliches Blut hat theoretisch eine hohe seuchenhygienische Relevanz. Allerdings enthalten Reststoffe aus Trockentoiletten in der Regel nur sehr geringe Mengen an Blut, meist Menstruationsblut, sodass das seuchenhygienische Risiko zur Krankheitsübertragung während Sammlung, Behandlung oder Verwertung der Reststoffe gering ausfällt.

Seuchenhygienische Relevanz von menschlichem Erbrochenem

Magen-Darm-Infektionen, die oft von Brechdurchfall begleitet sind, gehören weltweit zu den häufigsten Infektionskrankheiten und sind, neben Fäzes, auch über Erbrochenes übertragbar. Bei Kindern sind insbesondere Noro- und Rotaviren bedeutsam; die wichtigsten bakteriellen Erreger sind Salmonellen, *Campylobacter* oder *Escherichia coli*-Spezies (z. B. EHEC). Diese Magen-Darm-Infektionen sind meist sehr ansteckend¹¹.

Die seuchenhygienische Relevanz von menschlichem Erbrochenem ist prinzipiell vergleichbar mit der Relevanz menschlicher Fäzes, da auch Erbrochenes ein Übertragungsmedium von Krankheiten darstellt. Es ist im „Normalbetrieb“ von Trockentoiletten zwar zu erwarten, dass Erbrochenes nur in geringen Konzentrationen im Vergleich zu Fäzes gesammelt wird, allerdings sind genau diese Ausnahmen trotzdem von Bedeutung.

Fazit zum seuchenhygienischen Risiko menschlicher Ausscheidungen

Um Pathogene/Krankheitserreger abzutöten oder zu inaktivieren, gibt es eine Vielzahl von Behandlungs-Verfahren zur Hygienisierung¹². Physikochemische und biologische Faktoren, die das Überleben von Mikroorganismen in der Umwelt beeinflussen, umfassen u.a. Temperatur, pH, Wassergehalt/Feuchte, solare bzw. UV-Strahlung, Antagonisten oder Nährstoffverfügbarkeit¹³. Eine Hygienisierung kann dementsprechend auf verschiedene Weise erreicht werden, u.a. durch (i) Hitzebehandlungen wie Pasteurisierung oder thermophile Kompostierung, (ii) eine Veränderung des pH-Wertes, also durch eine alkalische/alkalisierende bzw. saure Behandlung mit entsprechenden Additiven respektive z.B. mit Harnstoff oder Milchsäurebakterien, (iii) Trocknung und Dehydrierung, oder auch (iv) UV-Bestrahlung.

Die WHO (2006) empfiehlt für die Hygienisierung von Feststoffen, die menschliche Fäkalien enthalten, eine Hitzebehandlung bei 55 bis 60 °C über mehrere Tage bei konstanter Temperaturüberwachung. Die deutsche Bioabfallverordnung (BioAbfV) schreibt als Hygienisierung von generischen Bioabfällen eine Behandlung von 55 °C für zwei Wochen, 60 °C für sechs Tage, oder 65 °C für drei Tage vor. In der Praxis wird sich bei der Hygienisierung von Inhalten aus Trockentoiletten meist an den EU-Vorgaben zur Klärschlammbehandlung orientiert. Diese besagt, dass eine Hygienisierung insbesondere durch Pasteurisierung oder thermophile Kompostierung mit einer Heißrotte-Phase und Temperaturen über 60 °C für mehrere Tage erreicht werden soll. Bei der Herstellung von „Aurin“, einem Recyclingdünger auf Urin-Basis, der in der Schweiz bereits als Düngemittel im Gemüsebau zugelassen ist, erfolgt die Hygienisierung beispielsweise durch eine Hitzebehandlung per Eindampfung¹⁴.

11 Quelle: https://arbeitssicherheit-elkb.de/system/files/downloads/Ansteckende%20Magen-Darm-Erkrankungen_0.pdf

12 Für weitere Informationen zu Behandlungsmöglichkeiten von menschlichen Ausscheidungen, die in Trockentoiletten gesammelt wurde, siehe Schönning & Stenström (2004) oder Krause & Jacobsen (2011).

13 Für weitere Details hierzu siehe Schönning & Stenström (2004); Tabelle 5, S. 13.

14 http://www.vuna.ch/content/verfahren_D.png

Ein seuchenhygienisches Risiko geht bei menschlichen Ausscheidungen vor allem von Fäzes und Erbrochenem aus; bei Urin sind Querverschmutzungen mit Fäzes ein Risiko.

Um das seuchenhygienische Risiko durch Übertragung von Krankheitserregern gering zu halten, müssen Pathogene aus Fäzes, Urin, Blut und/oder Erbrochenem in der Aufbereitung von Inhalten aus Trockentoiletten zu Recyclingdüngern für den Gartenbau durch eine angemessene Behandlung kompromisslos eliminiert werden → „Hygienisierung“.

Es gibt vielfache, bereits technisch ausgereifte und etablierte Verfahren, die zur Hygienisierung von Abfällen eingesetzt werden, und die auch bei der Behandlung (als Vorstufe zur Verwertung) von Inhalten aus Trockentoiletten eingesetzt werden können.

(A.2) Schadstoffarmut menschlicher Ausscheidungen

Bezüglich des potenziellen Risikos, was mit einem Gehalt an Schadstoffen in menschlichen Ausscheidungen einhergeht, wird im Folgenden insbesondere auf die Relevanz von Schwermetallen, Mikroplastik und pharmazeutischen Rückständen eingegangen.

Gehalt an Schwermetallen in menschlichen Ausscheidungen

Die folgende **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** stellt die Konzentrationen von Schwermetallen in menschlichem Urin und Fäzes sowie anderen Abfallströmen und Recyclingdüngern dar. Zur besseren Vergleichbarkeit sind in Tabelle 6 (in Absatz „Praktische Anwendung von Düngemitteln aus menschlichen Ausscheidungen“) außerdem die Wassergehalte respektive der prozentuale Anteil der Trockenmasse (TM) an der Frischmasse (FM) für die betrachteten Stoffströme zusammengefasst.

Tabelle 3: Konzentration von Schwermetallen in menschlichem Urin, Fäzes und anderen Abfallströmen bzw. Recyclingdüngern. Die angegebenen Werte beziehen sich für Urin auf das Volumen in Frischmasse (L FM) bzw. für alle anderen Stoffströme auf das Gewicht der Trockenmasse (kg TM). Die Werte entsprechen dem aus den Daten in den angegebenen Quellen ermittelten Mittelwert \pm Standardfehler mit der Anzahl der einbezogenen Werte in Klammern. Wurden Literatur-Werte bezogen auf FM umgerechnet in Werte bezogen auf TM; wurde die Fehlerfortpflanzung nach Gauss angewandt.

Stoffstrom	Cr	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
	In $\mu\text{g/L}$ FM für Urin bzw. in mg/kg TM für alle anderen Stoffströme					
Urin	< 0,01 (1)	< 0,01 (1)	< 0,03 (3)	< 0,01 (1)	< 0,01 (4)	194 \pm 88 (3)
Fäzes	1,8 \pm 0,7 (3)	9,0 \pm 1,0 (3)	26,9 \pm 0,4 (2)	4,2 \pm 0,5 (3)	0,7 \pm 0,5 (3)	241 \pm 90 (3)
Klärschlamm	28,0 \pm 9,0 (2)	0,8 \pm 0,2 (2)	366 \pm 66 (2)	20,0 \pm 4,9 (2)	27 \pm 10 (2)	658 \pm 57 (2)
Rindergülle	2,4 \pm 1,2 (3)	0,25 \pm 0,04 (2)	35,3 \pm 6,2 (4)	5,4 (1)	2,8 \pm 0,7 (4)	138 \pm 29 (4)
Schweinegülle	3,1 \pm 1,3 (4)	0,20 \pm 0,08 (3)	612 \pm 181 (4)	9,8 (1)	3,0 \pm 0,5 (4)	702 \pm 79 (4)
Bioabfallkompost	24,9 \pm 1,7 (4)	0,5 \pm 0,1 (4)	52,4 \pm 6,3 (4)	15,8 \pm 1,8 (4)	40,1 \pm 6,3 (4)	204 \pm 27 (4)
Gartenabfallkompost	29,5 \pm 12,6 (5)	0,32 \pm 0,03 (5)	36,4 \pm 12,2 (5)	16,5 \pm 4,6 (5)	24,1 \pm 2,8 (4)	161 \pm 52 (5)
Gärrestkompost	28,7 \pm 9,6 (8)	0,8 \pm 0,2 (8)	50,3 \pm 5,0 (8)	17,3 \pm 4,6 (8)	53,5 \pm 16,1 (8)	251 \pm 23 (8)

Quellen: Bustamante et al. (2012); Dittrich & Klose (2008); DLR Rheinland-Pfalz (2018); DWA (2015); Eurofins Norwegen (2017); Feller et al. (2017); Heigl & Wendland (2013); Jönsson et al. (2014); Kompostwiki (2016); KTBL (2018); Krause et al. (2015b); Landwirtschaftsministerium MV (2013); Landwirtschaftskammer NRW (2014); Möller et al. (2016); RAL (2020); Rana et al. (2017); Rose et al. (2015); Roß (2017); Stoknes et al. (2016); Viscari et al. (2018); Wiechmann et al. (2013); Zhang et al. (2006).

Im Vergleich zu konventionellen biogenen Abfallstoffströmen und Düngemitteln ist der Gehalt an Schwermetallen in menschlichen Fäkalien i.d.R. sehr gering. Eine Aufnahme von Cadmium (Cd) durch den Menschen ist jedoch durch Nahrungsmittel- und Tabakkonsum möglich. Laut Adams & Newcomb (2014) können Pflanzen wie Tabak, Sojabohnen, Reis und Blattgemüse während des Anbaus Cd aus dem Boden aufnehmen. Insbesondere bei Tabak reichert sich Cd in Konzentrationen in der Pflanze an, die weit über den Bodenkonzentrationen liegen. Trinkwasserverschmutzung und direkte Exposition in der Luft tragen in der Regel nur zu einem geringen Teil zur Exposition bei. Mineralische P-Dünger aus Rohphosphat beinhalten, im Vergleich zur selben Nährstoffapplikation durch menschlichen Urin, jedoch eine 3-20 Mal höhere Cd-Konzentration (Clemens et. al., 2008).

Im Hinblick auf die gartenbauliche Eignung von Recyclingdüngern ist zu beachten, dass einige Schwermetalle in geringer Konzentration als Mikronährelement von essentieller Bedeutung für die Pflanzenphysiologie sind, z.B. Kupfer, Zink, Eisen, Mangan, Molybdän, Nickel, und Kobalt (Marschner, 2012).

Klassische Schadstoffe wie Schwermetalle sind in menschlichen Ausscheidungen deutlich weniger zu finden als in Klärschlamm, anderen organischen/biogenen Abfallstoffströmen oder synthetischen Mineral-Düngern. Das Risiko für umweltschädliche Schwermetalleinträge in Boden oder Gewässer durch die Verwendung von menschlichen Ausscheidungen ist daher gering.

Mikroplastik in menschlichen Ausscheidungen

Mikroplastik in menschlichen Fäzes wurde erstmals 2018 in einer Studie von Wissenschaftler*innen der Medizinischen Universität Wien und des Österreichischen Umweltbundesamts nachgewiesen¹⁵. Es wurden 20 Mikroplastik-Partikel, mit einer durchschnittlichen Größe von 50 - 500 µm, in 10 g menschlicher Fäzes identifiziert (Schwabl et al., 2019). Im Vergleich dazu wurde in Komposten aus Bioabfall 14 bis 895 Plastikpartikel (< 1 mm) je kg TM und eine nicht quantifizierte Menge kleinerer Partikel gefunden (Weithmann et al., 2018).

Die Belastung von menschlichen Fäzes mit Mikroplastik ist im Vergleich zu Bioabfall-Kompost eher gering. Jedoch liegen bisher nur erste Daten zu der Ausscheidung von Mikroplastik beim Menschen vor und es ist bisher unklar, ob Mikroplastik ein Problem darstellt. Es ist jedoch ein globales Phänomen, dass Mikroplastik an verschiedenen Stellen in der Umwelt, und vor allem in der Hydrosphäre, auftaucht; das ist kein spezifisches Problem bei menschlichen Fäkalien.

Pharmazeutische Rückstände in menschlichen Ausscheidungen

Ein weiteres Risiko in Bezug auf Schadstoffe stellen pharmazeutische Rückstände, wie Medikamentenreste oder -rückstände und Hormone, dar. Insgesamt ist unser Kenntnis nach erst relativ wenig bekannt zur Verteilung bzw. den Konzentrationen von Pharmazeutika in der Umwelt, und vor allem im Boden, sowie zur human- und öko-toxikologischen Wirkung von Rückständen

¹⁴ Quelle: <https://www.meduniwien.ac.at/web/ueber-uns/news/detailseite/2018/news-im-oktober-2018/erstmal-mikroplastik-im-menschen-nachgewiesen/>

von Pharmaka und Hormonen bzw. von deren Abbau- bzw. Stoffwechselprodukten („Metaboliten“¹⁶).

Bisherige Studien befassen sich vor allem mit der Konzentration und dem Abbau von Pharmazeutika in der Wasserphase (v.a. Abwasser und Fließgewässer). Der Stand der Wissenschaft hinsichtlich der Fraktionen Urin und Fäzes ist aktuell in Erarbeitung. Laut WHO (2006), ist das Bodensystem jedoch in der Regel besser für den Abbau von pharmazeutischen Rückständen geeignet als Gewässer. Hinzu kommt die Tatsache, dass immer neue Substanzen auf den Markt kommen. Im Folgenden fassen wir etwas ausführlicher unsere Rechercheergebnisse zur Relevanz pharmazeutischer Rückstände in Urin und Fäzes zusammen.

Laut Umweltbundesamt (UBA) sind die Verbrauchsmengen von Arzneimitteln im Zeitraum 2002 bis 2009 von ca. 5.500 Tonnen auf knapp 7.100 Tonnen angestiegen (Bergmann et al., 2011). Das entspricht einem durchschnittlichen Anstieg von ca. 30 %, wobei einzelne Substanzen, wie z. B. die Urogenitalsystem- und Sexualhormone Norgestimat oder Dydrogesteron, Zuwachsraten von z. T. > 1.000 % verzeichnen (ebenda). Angesichts der Verkaufsmengen erstaunt es nicht, dass laut dem Bund- & Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (BLAC, 2003) in Oberflächengewässern Wirkstoff-Konzentrationen mit Medianwerten von > 0,5 µg/L, und in gewässernahen Grundwässern > 0,1 µg/L auftreten. Der EU-Leitfaden zur Umweltbewertung von Humanarzneimitteln von Apel & Koschorrek (2005) nennt einen konzentrationsbezogenen Schwellenwert für Humanarzneimittel von 0,01 µg/L. Die gefundenen Konzentrationen übersteigen somit diesen Grenzwert und stellen damit potenziell ein Risiko für die Umwelt dar (EMA, 2006). Bei chronischer Belastung der Gewässer, ergibt sich durch die Aufbereitung und Verteilung von Trinkwasser auch ein Risiko für Menschen.

Um mögliche negative Umweltwirkungen bei der Nutzung von Recyclingprodukten aus Trockentoiletten beachten zu können, können die Produkte auf die Gehalte besonders umweltrelevanter Arzneistoffe analysiert werden. Die Analytik von Arzneimitteln und Hormonen ist jedoch material-, zeit- und kostenintensiv. Aufgrund der hohen Analysekosten (z.B. bei Analyse eines Feststoffs: ca. 50-100 € pro Substanz) ist die Vielzahl der auf dem Markt erhältlichen und von Menschen konsumierten bzw. verbrauchten Arzneimittelsubstanzen in der Realität praktisch nicht analysierbar. Um dennoch die Belastung mit Arzneimittelrückständen einschätzen/bewerten zu können, gibt es daher verschiedene Empfehlungen, welche Substanzen als Indikatoren gewählt werden können (siehe Anhang A2).

Ein hohes Risiko zur Verbreitung von Humanarzneistoffen (und deren Metaboliten) in der Umwelt liegt bereits im hohen Verbrauch bzw. Konsum von pharmazeutischen Präparaten. In wasserbasierten Sanitärsystemen werden Arzneimittel mit dem Klärabwasser stark verdünnt und gelangen so in die Umwelt, worin ein großes human- und öko-toxikologisches Risiko liegt.

15 *Metaboliten* = Bezeichnung für die im biologischen Stoffwechsel (= *Metabolismus*) umgesetzten Substanzen.
 Quelle: <https://www.spektrum.de/lexikon/biologie/metaboliten/42409>

Eine klare bzw. abschließende Bewertung des Risikos durch die Verbreitung von Arzneimitteln aus menschlichen Ausscheidungen in der Umwelt ist aufgrund der vorliegenden Datenlage aktuell schwer möglich. Daher sollte nach dem "Vorsorgeprinzip"¹⁷ vorgegangen werden.

Trockentoiletten und die gezielte Behandlung vor Ort können helfen, die Belastung der aquatischen Umwelt mit Arzneimitteln zu verringern, da diese vor der Behandlung nicht (mit Spülwasser) verdünnt werden und somit sind die zu behandelnden Mengen geringer und die zu eliminierenden Substanzen klarer lokalisierbar.

Es gibt verschiedene Empfehlungen, welche Substanzen als Indikatoren bei der Analyse und Bewertung der Belastung mit pharmazeutischen Substanzen genutzt werden können.

Charakteristische Unterschiede bei pharmazeutischen Rückständen in Urin und Fäzes

Medikamentenrückstände finden ihren Weg in die Trockentoilette hauptsächlich über die Stoffgruppen Urin und Fäzes. Über die Nieren werden Medikamente, bzw. deren Metaboliten, über den Urin abgesondert und ausgeschieden. In Blut und Erbrochenem können zwar auch pharmazeutische Rückstände enthalten sein, der Mengenanteil dieser Stoffgruppen ist allerdings im Vergleich zu Urin und Fäzes eher gering. Daher wird im Folgenden nur weiter auf die Relevanz pharmazeutischer Rückstände in menschlichem Urin und Fäzes vertiefend eingegangen.

Die meisten Medikamentenrückstände sind in Urin zu finden. Etwa 2/3 der Arzneimittel ($\approx 64\%$) werden über den Urin und 1/3 ($\approx 35\%$) über die Fäzes ausgeschieden (Lienert et al., 2007a). Zwar enthält Urin demnach den größeren Anteil an Arzneimittelrückständen, aber die Verteilung der Substanzen in Urin und Fäzes variiert je nach chemischen Eigenschaften (lipophil/hydrophil) und damit einhergehendem Risikopotenzial (Lienert et al., 2007b, Escher et al., 2011). Das Risikopotenzial für Urin und Fäzes hinsichtlich Humanarzneimittelstoffen wird somit in etwa gleich eingeschätzt (ebenda). Generell gibt es, laut unseren Recherchen, für die Abscheidung von Arzneimittelstoffen und deren Metaboliten über Fäzes derzeit deutlich weniger Literatureinträge und Daten als für Urin.

Mit **Urin** werden vor allem noch nicht verstoffwechselte aktive Wirkstoffe und Konjugate¹⁸ ausgeschieden, die für eine spätere Umwandlung in der Umwelt (durch Hydrolyse¹⁹) anfällig sind (Daughten & Ruhoy, 2009). Hinzu kommen weitere Metaboliten von denen einige stark bioaktiv sind (ebenda). Daraus folgt ein erhöhtes Risikopotenzial für einige der Metaboliten, sowie eine mögliche Zurückführung konjugierter Substanzen in ihre aktive Ursprungsform durch Hydrolyse. Überdies finden sich in Urin vorwiegend hydrophile Wirkstoffe, die zwar im Vergleich zu hydrophoben Wirkstoffen nicht zur Bioakkumulation²⁰ neigen, sich aber besser/einfacher in Wasser

16 **Vorsorgeprinzip** = ein Prinzip der Umweltpolitik und Gesundheitspolitik mit dem Ziel, die denkbaren Belastungen bzw. Schäden für die Umwelt bzw. die menschliche Gesundheit im Voraus (trotz unvollständiger Wissensbasis) zu vermeiden oder weitestgehend zu verringern. Quelle: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/nachhaltigkeit-strategien-internationales/umweltrecht/umweltverfassungsrecht/vorsorgeprinzip>

17 **Konjugate** = Produkt, das durch die kovalente Kopplung von mindestens zwei Molekülen entstanden ist (chemische Bindung, Doppelbindung). Quelle: <https://www.spektrum.de/lexikon/biologie/konjugat/36845>

18 **Hydrolyse** = ist die Spaltung einer chemischen Verbindung durch Reaktion mit Wasser. Quelle: <https://www.chemie.de/lexikon/Hydrolyse.html>

19 **Bioakkumulation** = Anreicherung von Schadstoffen in Organismen, direkt oder über die Nahrung. Quelle: <https://www.spektrum.de/lexikon/biologie-kompakt/bioakkumulation/1505>

lösen und so mit dem Wasser verteilt werden und in Gewässer gelangen, oder von der Pflanzenwurzel aufgenommen werden können (Lienert et al., 2007a; Tanoue et al., 2012). Abbildung 1 zeigt die Pharmazeutika-Konzentrationen im Urin von Probanden aus Deutschland (Clemens et al., 2008).

In **Fäzes** sind vor allem lipophile bzw. hydrophobe Substanzen angereichert (Escher et al., 2011; Daughten & Ruhoy, 2009). Da diese lipophile bzw. hydrophobe Substanzen zur Bioakkumulation neigen, stellen sie im Vergleich zu hydrophilen Substanzen ein höheres ökotoxikologisches Risiko dar, wobei auch einige Substanzen Ausnahmen bilden (Lienert et al., 2007b, Escher et al., 2011, Kaur et al., 2018). Außerdem hängt das Risiko auch davon ab, ob sich die Substanzen in der Umwelt verteilen können.

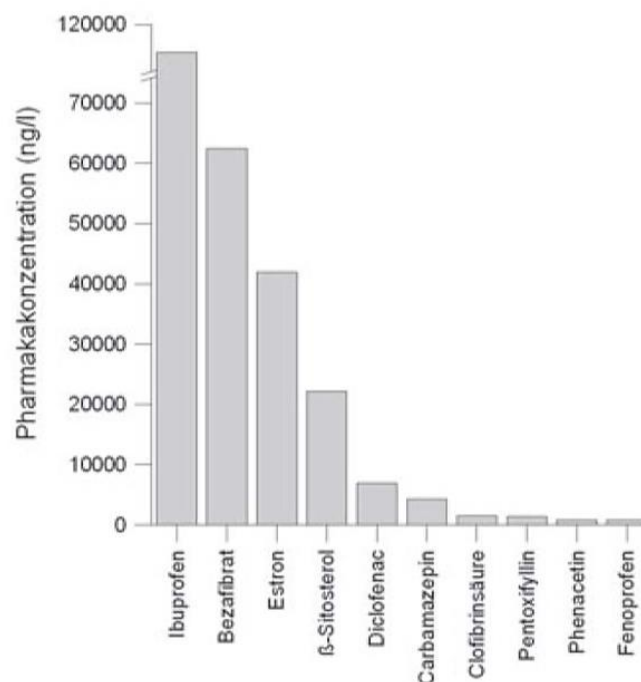


Abbildung 1: Konzentrationen verschiedener Pharmazeutika in menschlichem Urin (Clemens et al., 2008)²¹

Eine Elimination dieser Schadstoffe kann beispielsweise durch eine Aktivkohlefiltration von Urin erfolgen sowie durch Hitzebehandlung von sowohl Urin als auch Fäzes. Eine Eliminierung bei der thermischen Kompostierung wird aktuell erforscht und ist allen Anzeichen nach vielversprechend.

Vergleich: Risiko durch pharmazeutische Rückstände in Wirtschaftsdüngern & Klärschlamm

Um das Risiko pharmazeutischer Rückstände in Reststoffen aus Trockentoiletten für die gartenbauliche Anwendung einschätzen zu können, kann ein Vergleich mit bereits etablierten bzw. traditionellen Recyclingprodukten wie Wirtschaftsdüngern und Klärschlamm gemacht werden.

²⁰ Neben den in der Abbildung 1 dargestellten Wirkstoffen, wurde Urin außerdem auf Acetylsalicylsäure, Fenofibrat, Gemfibrozil, Indomethacin, Ketoprofen sowie die Hormone Estriol, 17-β-Estradiol, 17-β-Ethinylestradiol und Mestranol untersucht. Diese Substanzen verblieben allerdings alle unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze und konnten somit nicht detektiert werden (Clemens et al., 2008).

Laut Clemens et al. (2008) ist, bei gleicher Nährstoffapplikation, der Eintrag von Antibiotika und Hormonen in den Boden über eine Düngung mit Schweine- oder Rindergülle deutlich höher im Vergleich zur Düngung mit menschlichem Urin (

Abbildung 2). Für andere Pharmazeutika (als Antibiotika und Hormone) ist dieser direkte Vergleich allerdings meist nicht möglich, da für Menschen ein deutlich breiteres Spektrum an Pharmazeutika verordnet wird, als es in der Tiermedizin üblich ist. Das heißt, hier müssten eher Wirkstoffgruppen verglichen werden, wobei die Datenlage für einen solchen Vergleich (unserer Einschätzung nach) noch nicht ausreichend ist. Interessant ist aber bspw., dass das Humanantibiotikum *Ciprofloxacin* ein Abbauprodukt des Tierarzneimittels *Enrofloxacin* ist, welches sich durch die Ausbringung von Gülle im Boden anreichern kann (Stenzel et al., 2019).

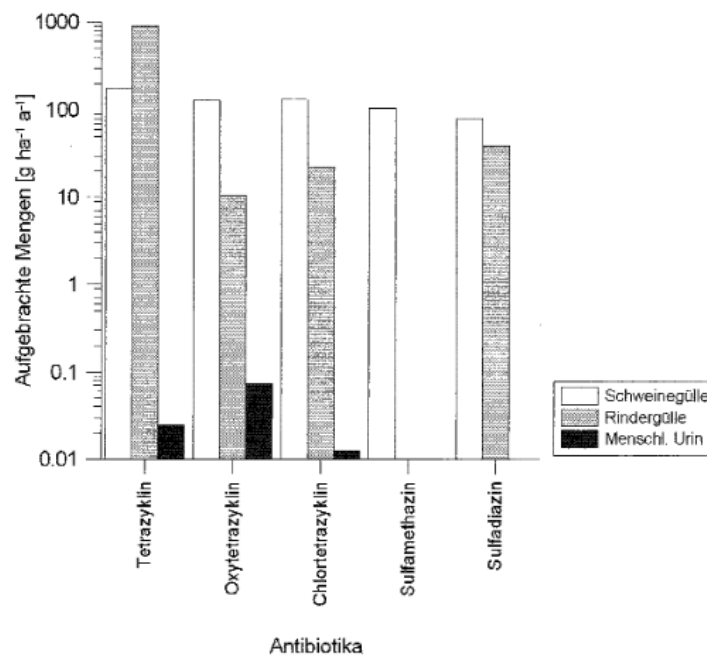


Abbildung 2: Antibiotikamengen pro Hektar und Jahr unter optimaler Düngergabe zur Nährstoffbedarfsdeckung mit Schweine- und Rindergülle im Vergleich zu menschlichem Urin (Clemens et al., 2008)

Die folgende Tabelle 4 zeigt Konzentrationen von Medikamentenrückständen, wie sie in menschlichem Urin, in Klärschlamm, in verschiedenen P-Rezyklaten²² aus Klärschlamm, in tierischer Gülle und auch im Boden gefunden wurden. Die dargestellten Werte sind ein Ausschnitt einer Literaturrecherche, ergänzt durch eine Recherche mit der UBA-Datenbank "*Pharmaceuticals in the environment*"²³. Die Tabelle 4 spiegelt hierbei nicht die Gesamtfracht an Arzneimitteln in den einzelnen Matrices wider, sondern nur eine Selektion untersuchter Substanzen. Angegeben werden jeweils die gefundenen Minimal- (MIN) und Maximal-Konzentrationen (MAX) sowie ein berechneter Mittelwert (MW) mit Angabe der zugrundeliegenden Proben-Anzahl (n).

Im Rahmen der Recherche wurden für menschliche Fäzes keine experimentellen Daten gefunden; die Datengrundlage für getrennt gesammelten Urin (z.B. aus Trenntoiletten) ist deutlich schwächer im Vergleich zu der für Klärschlamm. Die Pharmazeutika-Frachten in Urin variieren stark, je nach

²¹ *P-Rezyklat* = Recyclingprodukt mit hohem Anteil an Phosphor (P), das zum Ziel des P-Recycling hergestellt wird.

²² Die Suchkriterien, die für die Recherche in der UBA-Datenbank verwendet wurden, sind in Anhang A4 dokumentiert. Quelle: <https://www.umweltbundesamt.de/die-uba-datenbank-arzneimittel-in-der>

Beprobung in Familien, Wohnkomplexen oder öffentliche Urinalen. Mit Ausnahme weniger Substanzen liegen die MAX-Werte in Urin deutlich unter den MAX-Gehalten in Klärschlamm²⁴. Hohe Arzneimittel-Konzentrationen im Boden korrelieren vor allem mit hohen Gehalten in Gülle, z.B. für die Antibiotika Enrofloxacin, Tetracyclin und Chlortetracyclin (Tabelle 4). P-Rezyklate aus Klärschlamm können je nach Herstellungsverfahren noch Arzneimittelrückstände enthalten. In Produkten aus thermischen Behandlungsverfahren mit Prozesstemperaturen > 210 °C (z.B. P-Aschen und Karbonisate: Ash-Dec®, PYREG®, TCR®30) konnten jedoch keine Substanzen mehr festgestellt werden (Stenzel et al., 2019). Bei der Herstellung von Magnesiumammoniumphosphat (MAP) kann eine durchgeführte Ultrafiltration die Gehalte an Pharmazeutika in MAP in Richtung der in Tabelle 4 angegebenen MIN-Werte verschieben (ebenda).

Einstufung des Umweltgefährdungspotenzials für den Boden

Konradi et al. (2014) haben ein Bewertungskonzept erarbeitet, um das Umweltgefährdungspotenzial von Humanarzneimittelrückständen im *Klärschlamm* für den Boden und Bodenorganismen systematisch einzustufen und zu bewerten (siehe Abbildung A.1, Anhang A3). Die Klassifizierung des Gefährdungspotenzials und die damit einhergehende Priorisierung von Arzneimitteln ergibt sich aus der Summe der Gesamteinstufungen für Kläranlage, Boden und ökotoxische Wirkung anhand vorhandener Literaturdaten (Konradi et al., 2014). Ein besonderes Gefährdungspotenzial für den Boden geht dabei von folgenden Indikatorsubstanzen aus (ebenda):

- Antibiotika: Ofloxacin, Ciprofloxacin, Norfloxacin, Roxithromycin
- Antiepileptika: Carbamazepin
- Hormone: Ethinylestradiol, Estradiol
- Lipidsenker: Fenofibrat

²⁴ Ein Vergleich von ug/L mit ug/kg ist genau genommen nicht möglich. Hier wird zur Vereinfachung angenommen, dass 1 L Urin 1 kg Klärschlamm entspricht.

Tabelle 4: Pharmazeutische Rückstände in Boden, Gülle, Klärschlamm aus der UBA-Datenbank*, ergänzt um die Ergebnisse einer Literaturrecherche zu Konzentrationen in Urin und P-Rezyklaten aus Klärschlamm; angegeben sind Minimal- (MIN) und Maximal-Gehalte (MAX), sowie Mittelwerte (MW), mit Anzahl der Werte bzw. Datenbankeinträge (n);

	Urin µg/L			Gülle (flüssig)	Klärschlamm	P-ROC** µg/kg			MAP			Boden
	MIN	MAX	MW (n)	MAX (n)	MAX (n)	MIN	MAX	MW	MIN	MAX	MW	MAX (n)
17-alpha-Ethinylestradiol					313 (28)	0.2	- 2.5	1.4 (4)	2.5	- 25	5 (9)	67.3 (4)
17-beta-Estradiol	<50		- (1)	392 (1)	836 (20)	0.2	- 7.3	3.4 (4)	2.5	- 25	5 (9)	26.9 (3)
Bezafibrat	163	- 573	364 (3)		640 (16)	0.27	- 2.5	1 (4)	0.5	- 8.4	2.6 (9)	
Carbamazepin	0.25	- 124	22.8 (5)		680 (57)	1.2	- 2.9	2 (4)	0.5	- 230	67.3 (9)	1.5 (5)
Chlortetracyclin				203300 (13)	107 (1)							820 (40)
Ciprofloxacin		13	13 (1)	28 (10)	41800 (40)	2	- 270	106 (4)	4.8	- 1100	263 (9)	4.6 (2)
Clarithromycin	<1	- 300	17 (1)		180 (15)	0.23	- 14	6.7 (4)	2.5	- 50	9.6 (9)	
Diclofenac	0.25	- 56	18 (7)		627 (50)	2.9	- 8.7	5.2 (4)	0.5	- 38	13.4 (9)	0.1 (2)
Enrofloxacin				8300 (17)	20.7 (1)							3810 (3)
Estron	1.1	- 7.5	3.4 (4)	1068 (2)	887 (14)							62.2 (7)
Fenofibrat					302 (13)							
Ibuprofen	13	- 4160	957 (7)		3237 (73)							16.3 (7)
Ketoprofen	<1	- 13.6	13.6 (3)		131 (16)							97.3 (5)
Metoprolol					21100 (10)	0.27	- 200	64.4 (4)	0.5	- 420	112 (9)	0.3 (6)
Naproxen	7.9	- 386	146 (4)		5460 (55)							0.2 (2)
Paracetamol	36	- 140	88 (2)		419 (35)							1.8 (2)
Phenazon	2	- 4	3 (2)		36.7 (3)							
Progesteron	1.6	- 52	26.8 (2)		273 (1)							
Sulfadiazin				91000 (9)	112 (5)							60.3 (12)
Sulfadimidin				167000 (21)								16800 (15)
Sulfamethoxazol	<2	- 6800	14.2 (1)	20 (1)	178 (32)	0.05	- 5	1.5 (4)	0.5	- 10	2.5 (9)	239 (12)
Tetracyclin	36.2	- 2300	1168 (2)	66000 (24)	37.2 (1)							395 (31)
Trimethoprim	0.06	- 1300	64 (3)	17000 (4)	188 (23)							100 (3)

* Die aus der Datenbank entnommenen Einzelwerte weisen unterschiedliche Einheiten auf: µg/l, µg/kg TM, µg/kg FM oder µg/kg ohne Spezifikation der TM oder FM (siehe auch Anhang A4). Um eine Vergleichbarkeit zu Bergmann et al. (2011) herzustellen, als auch um den Großteil der Werte, bei denen der Bezug (TM oder FM) nicht weiter spezifiziert ist, mit zu berücksichtigen, wurden die Werte in µg/kg bzw. µg/l zusammengefasst. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich die MAX-Werte in Klärschlamm, Gülle und Boden zumeist auf kg TM beziehen. // ** P-ROC ist ein Kristallisationsprodukt aus Klärschlamm das Calciumphosphat und Magnesiumammoniumphosphat enthalten kann (UBA, 2019) Quellen: Bergmann et al. (2011); DBU (2017); DWA (2015); Gros et al. (2019); Martín et al. (2015); Mullen et al. (2017); Stenzel et al. (2019); Viscari et al. (2018); Winker et al. (2008).

Risiko der Aufnahme pharmazeutischer Rückstände aus Urin und Fäzes in die Pflanze

Das Risiko von Medikamentenrückständen wird vor allem über die ökotoxikologische Wirkung, das Verhalten im Boden und die Aufnahme in Organismen bewertet (vgl. Priorisierungskonzept nach Konradi et al., 2014). Die Aufnahme der Wirkstoffe über die Pflanzen-Wurzel und deren Verlagerung in Spross, Blätter oder Früchte ist möglich, variiert jedoch bei verschiedenen Arzneimittelstoffen in Abhängigkeit von deren Polarität, Ladung und chemischer Struktur, wie auch nach biotischen²⁵ als auch abiotischen²⁶ Umweltfaktoren (Christou et al., 2019).

Arnold & Schmidt (2012) haben bspw. gezeigt, dass Diclofenac, Atenolol und Verapamil nicht auf Kulturpflanzen übertragen werden, wenn sie in Urin, mit dem gedüngt wurde, vorhanden waren. Carbamazepin wurde in Weizen- und Maiskörnern und Stielen wiedergefunden, jedoch in relativ geringen Konzentrationen²⁷ (ebenda). Eine generelle Einschätzung für das Verlagerungspotenzial von Arzneimittelwirkstoffen in den essbaren Teil der Pflanze wurde für verschiedenen Pflanzenarten anhand Daten von Carbamazepin, Sulfamethoxazol und Triclosan von Christou et al. (2019) untersucht. Die Versuchsdaten zeigen, dass das Potenzial für die Aufnahme von Arzneimittelrückständen in folgender Reihenfolge abnimmt: Blattgemüse (z.B. Spinat, Kohl) > Wurzelgemüse (z.B. Karotten, Kartoffeln) > Getreide (z.B. Weizen, Reis) und fruchttragendes Gemüse (z.B. Gurke, Bohne und Tomate) (ebenda). Die tägliche Menge an belastetem Gemüse, die ein Mensch zu sich nehmen müsste, um toxische Grenzwerte zu erreichen, wird bisher als nicht realistisch eingeschätzt (Christou et al., 2017; Wu et al., 2015).

Weitere Experimente und Studien untersuchten die Aufnahme verschiedener Arzneimittelwirkstoffe enthalten in Abwasser, Klärschlamm, Urin und tierischer Gülle, z. B. Carbamazepin, Diclofenac, Ibuprofen, Salbutamol, Sulfamethoxazol und Trimethoprim, in die Pflanze (Ben Mordechay et al., 2018; Christou et al., 2017; de Boer et al., 2018; Herklotz et al., 2010; Li et al., 2018; Madikizela et al., 2018; Tanoue et al., 2012; Winker et al., 2010; Wu et al., 2015).

Fazit zum Risiko durch Schadstoffe in menschlichen Fäkalien

Schwermetalle und Mikroplastik stellen kein bedeutendes Risiko dar, da die Wahrscheinlichkeit gering ist, dass diese in menschlichen Ausscheidungen enthalten sind. Ein Risiko durch Einträge von pharmazeutischen Rückständen in die Umwelt ist zum derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand klar gegeben, da Arzneimittelreste mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit von Menschen über Urin und Fäzes ausgeschieden werden. Potentiell können diese Substanzen in der Umwelt abgebaut werden, wobei die Wahrscheinlichkeit hierfür in Boden höher ist als in Wasser. Der Effekt auf Mensch und Umwelt durch die Verlagerung und Verteilung pharmazeutischer Rückstände in der Umwelt ist jedoch zum aktuellen Zeitpunkt noch schwer zu bewerten.

²³ *Biotische Faktoren*, hier = z. B. pflanzlicher Genotyp, Wachstumsstadium der Pflanze, Bodenfauna, etc.

²⁴ *Abiotische Faktoren*, hier = z. B. Porenwasser-Chemie, physikalisch-chemische Eigenschaften der Arzneimittel, Umweltbedingungen, etc.

²⁵ Vergleicht man den Gehalt an Carbamazepin, den Arnold & Schmidt (2012) in Weizenkörnern gefunden haben, und die Menge, die eine Person in Deutschland durchschnittlich pro Jahr an Getreide verzehrt (nämlich ca. 100 kg Weizen pro Jahr), müsste eine Person mehr als 100 Jahre lang Weizen essen, um die Menge Carbamazepin einzunehmen, die in einer Dosis enthalten ist, die einer an Epilepsie erkrankten Person an einem Tag verabreicht wird (>400 mg Tag⁻¹).

Arzneimittelrückstände in Wasser, Boden oder Dünger können von der Pflanze aufgenommen werden und auch in den essbaren Teil verlagert werden; die Wahrscheinlichkeit unterscheidet sich jedoch für verschiedenen Gemüsearten und Pflanzenteile. Das gesundheitliche Risikopotenzial für Menschen wird bisher jedoch auf Grund sehr geringer Dosen (im Vergleich zum Medikamenten-Konsum) als gering eingestuft. Eine abschließende Risikobewertung ist zum derzeitigen Stand der Forschung jedoch noch nicht möglich, da u.a. zu wenige Studien, vor allem unter realen Feldbedingungen, durchgeführt wurden.

Um die Frachten an pharmazeutischen Substanzen in die Umwelt zu reduzieren, sollte eine gezielte Behandlung belasteter Stoffströme zum Zwecke der Eliminierung der Pharmazeutika erfolgen. Eine Stoffstromtrennung durch Urin-Separierung kann die Gesamtfracht an Pharmazeutika in den in der Trockentoilette gesammelten Feststoffen zwar reduzieren, nicht aber das Risiko von Arzneimittelstoffen mit hoher öko-toxikologische Wirkung, die auch in Fäzes enthalten sind.

Ein erstes Priorisierungskonzept für die Bewertung des Umweltgefährdungspotenzials existiert bereits für Klärschlamm und die Wirkung auf den Boden. Daran kann sich auch für Restestoffe aus Trockentoiletten (mit Einschränkungen) orientiert werden. Recyclingprodukte aus menschlichen Ausscheidungen können auf die Gehalte besonders umweltrelevanter Arzneistoffe analysiert werden. Da die Vielzahl der konsumierten/verbrauchten Arzneimittelsubstanzen praktisch – vor allem ökonomisch - nicht analysierbar ist, können bestimmte Substanzen als Indikatoren dienen.

(A.3) Gartenbauliche Eignung & Risiken von menschlichen Ausscheidungen

Die gartenbaulichen Verwendungsmöglichkeiten von Dünge-Produkten, die aus menschlichen Ausscheidungen bzw. aus Inhalten aus Trockentoiletten hergestellt werden, richten sich vor allem an den Gehalt an Makronährstoffen und deren Verhältnissen zueinander. Weitere relevante Produkteigenschaften für die gartenbauliche Anwendung sind zum Beispiel der Salzgehalt sowie der Wassergehalt bzw. die physikalische Struktur.

Gehalt an & Verfügbarkeit von Nährstoffen in menschlichen Ausscheidungen

Der **Nährstoffgehalt** in Urin und Fäzes ist von der Ernährung abhängig und unterliegt deshalb Schwankungen²⁶. Der Großteil der Nährstoffe, die vom Menschen wieder ausgeschieden werden, sind im Urin enthalten: etwa 90 % des Stickstoffs (N), 50–65 % des Phosphors (P) und 50–80 % des Kaliums (K) (Jönsson et al., 2004; Lapid, 2008; Viscari et al., 2018).

26 Nach Jönsson & Vinnerås (2004) korreliert der Nährstoffgehalt in menschlichen Ausscheidungen mit dem Proteingehalt in den konsumierten Lebensmitteln. Jönsson und Vinnerås haben Formeln entwickelt, mit denen der N- und P- Gehalt in menschlichem Urin und Fäzes auf Basis von „nationalen Lebensmittelbilanzen“ der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation (*Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO*) geschätzt werden kann. Dieser Ansatz wurde für mehrere Länder, darunter China, Deutschland, Südafrika, Schweden und Uganda, validiert (Jönsson & Vinnerås, 2004; Meininger, 2010). Siehe Krause & Rotter (2017) für ein Beispiel, wie der Ansatz von Jönsson & Vinnerås angewendet wurde; Formeln und Daten dargestellt in Appendix B zu Krause & Rotter (2017).

Diese Verteilung spiegelt sich schließlich im Verhältnis der Nährstoffe N, P und K in Urin und Fäzes wider: das NPK-Verhältnis von Urin liegt in einem Bereich um 18:2:5 (Ganrot, 2005; Lindén, 1997) und bei Fäzes bei ungefähr 3:1:1 in der TM (Palmquist & Jönsson, 2004)²⁹.

Tabelle 5: Konzentration von Nährstoffen in menschlichem Urin, Fäzes und anderen Abfallströmen bzw. Recyclingdüngern³⁰. Die angegebenen Werte beziehen sich für Urin auf das Volumen in Frischmasse (L FM) bzw. für alle anderen Stoffströme auf das Gewicht der Trockenmasse (kg TM). Die Werte entsprechen dem aus den Daten in den angegebenen Quellen ermittelten Mittelwert \pm Standardfehler mit der Anzahl der einbezogenen Werte in Klammern. Wurden Literatur-Werte bezogen auf FM umgerechnet in Werte bezogen auf TM, wurde die Fehlerfortpflanzung nach Gauss angewandt.

Stoffstrom	N	NH ₄ ⁺ -N	P	K	Mg	Ca
	In g/L FM für Urin bzw. in g/kg TM für alle anderen Stoffströme					
Urin	7,1 \pm 0,8 (22)	0,58 \pm 0,20 (6)	0,8 \pm 0,2 (15)	1,5 \pm 0,2 (14)	0,06 \pm 0,02 (6)	0,10 \pm 0,04 (6)
Fäzes	28,2 \pm 0,1 (8)	k.A.	7,8 \pm 0,4 (14)	10,3 \pm 0,4 (15)	3,4 \pm 0,4 (5)	17,7 \pm 0,5 (7)
Klärschlamm	48,7 \pm 4,9 (3)	11 (1)	26,4 \pm 3,3 (3)	3,0 \pm 0,4 (2)	4,3 (1)	38,6 (1)
Rindergülle	43,8 \pm 3,8 (2)	25,6 (1)	7,9 \pm 0,8 (2)	48,7 \pm 3,0 (2)	4,8 (1)	12,8 (1)
Schweinegülle	82,8 \pm 10,8 (2)	62,5 (1)	23,2 \pm 1,2 (2)	43,7 \pm 7,1 (2)	8,4 (1)	12,0 (1)
Bioabfallkompost	10,0 \pm 3,5 (5)	1,1 \pm 0,2 (2)	3,0 \pm 1,0 (6)	7,9 \pm 3,2 (6)	5,8 \pm 4,2 (4)	90 (1)
Gartenabfallkompost	10,7 \pm 1,0 (7)	0,22 \pm 0,10 (2)	2,3 \pm 0,3 (7)	8,0 \pm 0,7 (7)	5,3 \pm 0,9 (6)	25,3 \pm 12,3 (4)
Gärrestkompost	38,0 \pm 5,0 (9)	2,8 \pm 0,9 (9)	10,0 \pm 1,8 (9)	19,2 \pm 3,1 (9)	4,1 \pm 0,5 (7)	43,7 \pm 7,0 (7)

Quellen: BMEL (2015); Bustamante et al. (2012); Dietrich et al. (2020); DLR Rheinland-Pfalz (2018); DWA (2015); Eurofins Norwegen (2017); Eurofins Norwegen (2020); Feller et al. (2017); Heigl & Wendland (2013); Jönsson et al. (2014); Krause et al. (2015a); Krause et al. (2015b); Krause & Rotter (2017); Kompostwiki (2016); (2018); Landwirtschaftsministerium MV (2013); Landwirtschaftskammer NRW (2014); Meinzinger (2010); Möller et al. (2016); Rana et al. (2017); Rose et al. (2015); Roß (2017); Simbha et al. (2017); Stoknes et al. (2016); Viscari et al. (2018); Winker et al. (2009).

Neben dem totalen Nährstoffgehalt in Düngemitteln wird die **Verfügbarkeit der Nährstoffe** für die Pflanze durch weitere Faktoren bestimmt. So spielt beispielsweise die Wasserlöslichkeit der Nährstoffe eine wichtige Rolle. Da die mineralischen N-Formen Ammonium (NH₄⁺) und Nitrat (NO₃⁻) wasserlöslich, und somit potenziell direkt pflanzenverfügbar ist, bzw. NH₄⁺ im Boden schnell zu NO₃⁻ mikrobiell umgesetzt wird, weisen Recyclingdünger mit einem hohen Anteil mineralischem N zu Gesamt-N in der Regel eine gute *kurzfristige* Düngewirkung auf. In frisch ausgeschiedenem Urin liegt N als Harnstoff vor, der durch das Enzym Urease zu NH₄⁺ hydrolysiert wird. Daher kommt N in gelagertem Urin vorwiegend als NH₄⁺ bzw. der nicht-ionischen Form Ammoniak (NH₃) vor. Auch tierische Gülle oder frische Gärreste aus der Biogaserzeugung sind durch vergleichsweise hohe Gehalte an NH₄⁺-N charakterisiert (siehe Tabelle 5 bzw. Möller & Müller, 2012). Obwohl sich Düngemittel mit hohem NH₄⁺-N Gehalt prinzipiell durch eine gute *Kurzzeitdüngewirkung* auszeichnen, wurden im Fall von Biogas-Gärresten auch negative Effekte auf die Keimung bzw. auf das Pflanzenwachstum bei direkter Gärrestdüngung bei Jungpflanzen beobachtet (z.B. Krause et al., 2016; Möller & Müller, 2012; Salminen et al., 2001). Diese beobachtete Ammoniumtoxizität könnte auch bei der Düngung mit gelagertem Urin auftreten, wenn die Düngung direkt nach der Aussaat

²⁷ Im Vergleich dazu, ergeben sich aus den in Tabelle 5 dargestellten Nährstoff-Konzentrationen ein NPK-Verhältnis von 18:2:4 für Urin und 4:1:1 für Fäzes.

²⁸ Auch die Nährstoffgehalte in Gülle, Kompost oder Gärresten können schwanken, da sie stark abhängig sind von Art und Menge des Inputmaterials.

oder bei Jungpflanzen erfolgt. Es ist uns jedoch nicht bekannt, dass bereits ein Schwellwert für den Gehalt an $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in Düngemitteln bestimmt wurde. Fäzes enthalten ebenfalls NH_4^+ , jedoch auch einen größeren Anteil in Form organisch gebundenen N, und zeichnen sich somit eher durch eine *Langzeitdüngewirkung* aus. Beim Produkt „Kompost aus Inhalten aus Trockentoiletten“ unterscheidet sich die Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe nicht wesentlich von Komposten aus Ausgangsmaterialien pflanzlichen oder tierischen Ursprungs. Die Nährstoffe sind dabei vor allem in der organischen Matrix eingebunden und mineralisierbar.

Urin zeichnet sich außerdem durch ein vergleichsweise niedriges Verhältnis von Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (**C/N-Verhältnis**) aus und besitzt daher vor allem einen hohen Wert als N-Dünger. Entsprechend des höheren C/N-Verhältnisses können Fäzes neben der Düngung auch zur Humusbildung beitragen und C im Boden binden bzw. speichern. Es finden sich auch weitere Mikro- und Makronährstoffe in Urin und Fäzes wieder (siehe Tabelle 5). Urin zeichnet sich dabei durch ein ausgeglichenes N/K-Verhältnis aus, was im Einklang mit dem Nährstoffbedarf vieler Kulturarten steht. Der P-Gehalt in Urin ist eher gering. Urin-basierte Dünger sind daher gut geeignet für die Düngung auf Böden mit P-Überschüssen, wie sie z.B. oft in Deutschland zu finden sind. Im Vergleich dazu, haben z.B. Gärresten und Schweine- oder Rindergülle ein deutlich engeres N/P-Verhältnis, so dass für eine ausreichende N-Düngung die Gefahr zur Überdüngung mit P besteht; umgekehrt, muss bei angemessener P-Düngung, noch zusätzlich N gedüngt werden. Böden mit niedrigen P-Gehaltsklassen können zusätzlich von Fäzes profitieren, da Fäzes, ähnlich wie Gärreste und Gülle, als Dünger ein guter P-Lieferant ist. Von Menschen ausgeschiedenes Kalzium (Ca) und Magnesium (Mg) sind überwiegend in den Fäzes enthalten.

Praktische Anwendung von Düngemitteln aus menschlichen Ausscheidungen

Empirisch konnte eine positive Düngewirkung sowohl für Urin als auch für Fäzes bereits nachgewiesen werden; dies gilt in Bezug auf Nährstoffgehalt sowie –verfügbarkeit.

Die vorteilhaften Wirkungen der Verwendung von **Urin als Dünger** wurden u.a. gezeigt von Andersson (2015); Esrey et al. (2001); Richert et al. (2010); oder Schönning & Stenström (2004). Urin zeigt dabei vergleichbare Pflanzenverfügbarkeit wie Harnstoff- oder NH_4^+ -haltige Mineraldünger (Kirchmann & Pettersson, 1995; Jönsson et al., 2004) sowie Struvit (Arnold & Schmidt, 2012). Aufgrund der guten Düngungseigenschaften eignet sich Urin daher als Substitut für synthetische Düngemittel u.a. für den Anbau von Mais, Bohnen, Sommerweizen oder Miscanthus (ebenda). Mögliche positive Effekte der Zugabe von Urin zur Kompostierung zur Erhöhung des N-Gehalts in Kompost sowie zur Regulierung des Wassergehalts in der Miete während der Kompostierung wurde außerdem von Krause (2019) diskutiert.

Fäzes zeigen eine langsamere Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen im Vergleich zu Urin (Jönsson et al., 2004). Dafür zeichnen sie sich durch mögliche positive Effekte auf die organische Bodensubstanz und damit Verbesserung der Bodenstruktur, Erhöhung der Wasserhaltekapazität und Pufferkapazität aus (ebenda). Auch die positive Düngewirkung bei der gartenbaulichen Verwendung von Fäkal-Komposten und die ausreichende Nährstoffverfügbarkeit, insbesondere von P aus menschlichen Fäkalien, wurde bereits empirisch demonstriert (u.a. Andreev et al., 2016; Krause et al., 2016; Krause & Klomfaß, 2015; Richert et al., 2010).

Für die praktische Anwendung spielt außerdem die physikalische Struktur eine Rolle. Sie bestimmt beispielsweise die Streu- und Lagerfähigkeit des Recyclingprodukts. Ein gartenbaulich relevantes Unterscheidungsmerkmal von Recyclingdüngern ist in diesem Zusammenhang der Wassergehalt in Düngemitteln; siehe hierzu Tabelle 6. Flüssige Materialien sind pumpfähig und lassen sich mit Techniken ausbringen, die sich bereits bei der Düngung mit Gülle etabliert haben. Beispiele sind hier: Prallkopf-, Schwenk- oder Pendelverteiler, Schleppschlauch oder Schleppschuh, Schlitzverfahren/Güllegrubber sowie Injektortechnik³¹. Für die Ausbringung fester Düngemittel eignen sich beispielsweise Streuer für Mineraldünger, Stallmist und Kompost³². Nach der Dünger-Applikation sollte direkt eine oberflächliche Einarbeitung (z. B. mit Grubber, Scheibenegge) erfolgen, um die biologische Umsetzung und Nährstoffverfügbarkeit zu verbessern³³.

Tabelle 6: Prozentualer Anteil (%) der Trockenmasse (TM) an der Frischmasse (FM) in menschlichem Urin, Fäzes und anderen Abfallströmen bzw. Recyclingdüngern. Die Werte entsprechen dem aus den Daten in den angegebenen Quellen ermittelten Mittelwert \pm Standardfehler mit der Anzahl der einbezogenen Werte in Klammern.

Stoffstrom	TM in % FM
Urin	3,1 \pm 0,6 (4)
Fäzes	25 \pm 9 (2)
Klärschlamm	3,5 bis 25 (1)
Rindergülle	9,8 \pm 2,3 (2)
Schweinegülle	5 \pm 0 (2)
Bioabfallkompost	63,0 \pm 0,8 (6)
Gartenabfallkompost	53,3 \pm 4,4 (7)
Gärrestkompost	46,4 \pm 7,5 (8)
Essensreste	34,4 \pm 2,0 (13)

Quellen: BMEL (2015); Dietrich et al. (2020); DLR Rheinland-Pfalz (2018); Eklind et al. (1997); Eurofins Norwegen (2011); Eurofins Norwegen (2017); Eurofins Norwegen (2020); Feller et al. (2017); Heigl & Wendland (2013); Jenssen et al. (2004); Jönsson et al. (2014); Ka Sin Ho & Lee Man Chu (2019); Kompostwiki (2016); Krause et al. (2015a); Krause et al. (2015b); Krause & Rotter (2017); Landwirtschaftskammer NRW (2014); Möller et al. (2016); Rose et al. (2015); Roß (2017); Stoknes et al. (2016); Winker et al. (2009); Zhang et al. (2006).

Mögliche gartenbauliche Risiken von Düngemitteln aus menschlichen Ausscheidungen

Urin hat - abhängig von der Ernährung - oft einen erhöhten **Salzanteil** in Form von Natriumchlorid (NaCl) und kann die elektrische Leitfähigkeit von Böden erhöhen (Boh et al., 2013). Je nach Menge oder Häufigkeit der Ausbringung kann der erhöhte Gehalt an NaCl salzempfindliche Kulturpflanzen beeinträchtigen oder die Bodenstruktur negativ beeinflussen (bei zu viel Na) (Pernes-Debuyser & Tessier, 2004; Pawlett & Tibbett, 2015). Das Risiko betrifft vor allem aride und semi-aride Gebiete mit geringem Niederschlag, respektive Auswaschungen (ebenda). Es bedarf jedoch noch weiterer Forschung, um dieses Risiko für die gartenbauliche Nutzung abschließend bewerten zu können. Dabei sollte die Gefahr der Versalzung von Boden und Grundwasser auch im

²⁹ Für weitere Infos zur Technik der Gülleausbringung siehe z. B.

<https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/duengung/guelle/technik/index.htm> oder

<https://www.agrarheute.com/technik/ackerbautechnik/guelle-ausbringen-diese-techniken-erlaubt-519164#>

³⁰ <https://www.dlg.org/de/landwirtschaft/themen/technik/technik-in-der-pflanzenproduktion/dlg-merkblatt-410/>

³¹ https://www.kompost.de/fileadmin/docs/shop/Anwendungsempfehlungen/Organische_Duengung_Auflage3.pdf

Vergleich zu der Wirkung anderer, konventioneller Düngemittel bewertet werden. So ist beispielsweise die Herstellung von konventionellen K-Düngern mit hohen Salzeinträgen und damit mit starken negativen Umweltwirkungen verbundenen (Mariani, 2015).

Weitere negative Umweltwirkungen ergeben sich aus Ausgasungen von klimawirksamen **Treibhausgasen** (THG) wie Stickstoffdioxid (N_2O), auch Lachgas genannt, oder Methan (CH_4). Die Emission von gasförmigem NH_3 trägt außerdem zur Eutrophierung³⁴ bei. Wie oben bereits erwähnt, enthält gelagerter Urin N vorwiegend als NH_4^+ bzw. der nicht-ionischen Form NH_3 . In Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur verschiebt sich das Gleichgewicht zu gasförmigem NH_3 , welches leicht emittiert werden kann³⁵. Um THG- oder NH_3 -Emissionen zu vermeiden, eignen sich folgende Maßnahmen: (i) die Ausbringung bei kühleren bis moderaten Temperaturen sowie (ii) die Ausbringung auf eher trockenem, bzw. auf keinen Fall auf wassergesättigten Boden, und (iii) eine *direkte*³⁶ Einarbeitung des Düngers in den Boden, bzw. (iv) Dünger-Applikation mit emissionsarmer Ausbringtechnik wie Schleppschlauch, Schleppschuh, Injektionsverfahren sowie (v) eine vorherige Ansäuerung des Düngemittels (Fangueiro et al., 2015; Kaupenjohann et al., 2019; LfL Agarökologie, 2020; Möller et al., 2008; Möller & Stinner, 2009; Richert et al., 2010; Seidel et al., 2017; UBA, 2019). Zur Minderung von Lachgasemissionen eignen sich neben der bereits erwähnten situationsangemessenen Applikation mit angepasster Technik³⁷ auch der Einsatz von Nitrifikationshemmstoffe (Seidel et al., 2017; Herr, 2020). Diese genannten Empfehlungen entsprechen dem Stand der Wissenschaft und Technik zur Düngung mit Gülle oder Gärresten und können analog auch für die Düngung mit Urin-basierten Düngemitteln herangezogen werden. Eine abschließende Bewertung der Klimawirkung der Urindüngung ist jedoch nach aktuellem Kenntnisstand noch nicht möglich.

Bei der direkten Ausbringung von gelagertem Urin kann es außerdem zu unangenehmer Geruchsentwicklung kommen. In der Praxis ist das wohl meist der wichtigste Hinderungsgrund für eine direkte Ausbringung.

Die gartenbauliche Eignung ist entsprechend der in Urin und Fäzes enthaltenen Nährstoffe gegeben. Urin-basierte Recyclingdünger weisen i. d. R. ein ausgeglichenes N/K-Verhältnis und eine hohe Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen auf. Insbesondere N ist direkt verfügbar bzw. schnell löslich und somit geeignet bei einer anvisierten Kurzzeitdüngewirkung. Fäzes-basierte Recyclingdünger in Form von Kompost können in Abhängigkeit vom Stickstoffgehalt und C/N-Verhältnis eine geringere kurzfristige Nährstoffverfügbarkeit, bzw. eine verzögerte Freisetzung aufweisen. Sie eignen sich daher als Düngemittel mit Langzeitdüngewirkung, die auch für nachfolgende Kulturen in der Düngebedarfsermittlung angerechnet werden sollte.

34 In der Luft reagiert Ammoniakgas mit Schwefelsäure und Salpetersäure, sodass sie Salze bilden, die mit dem Niederschlag leicht in die Pedosphäre oder Hydrosphäre verlagert werden können. Diese Salze lösen sich leicht in Wasser, was zu einer Anreicherung von Nährstoffen in den Gewässern und folglich zu übermäßigem Wachstum von Pflanzen und Algen (d. h. Eutrophierung) führen kann.

33 Laut UBA (2019) begünstigen ein hoher pH-Wert, eine geringe Pufferkapazität, geringe Bodenfeuchte, hohe Temperaturen und Wind NH_3 -Verluste nach der Düngung. Zur (schädlichen) Umweltwirkung von NH_3 -Emissionen siehe: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschadstoffe/ammoniak>

34 Nach novellierter Düngverordnung (DüV) binnen 4 Stunden nach der Ausbringung; mit Ausnahme für Kompost und Düngemittel mit einem TM-Gehalt von weniger als 2 % der FM.

37 Eine Ausbringung mit Schleppschlauch und direkter Einarbeitung zeigte in aktuellen Feldstudien z.B. eine geringere THG-Bilanz, vor allem bedingt durch eine Reduktion der direkten N_2O -Emissionen (Herr et al., 2019).

Fäzes-basierte Dünger eignen sich, ähnlich wie Gärreste und Gülle, als P-Dünger; im Vergleich zu Urin enthalten Fäzes mehr Ca und Mg. Außerdem eignen sich Fäzes-basierte Komposte zur Humusregeneration. Die positive Düngewirkung von Urin und Fäzes ist empirisch nachgewiesen.

Ein potenzielles Risiko bei der Verwendung von Urin-basierten Recyclingdüngern kann ein erhöhter Salzgehalt darstellen. Bei einer länger andauernden Verwendung von urin-basierten Recyclingdüngern in geschlossenen Systemen (Töpfe, Hochbeete, Gewächshaus) ohne Drainage, oder in ariden Gebieten kann ein erhöhter Salzgehalt negative Auswirkungen auf Boden und Pflanzen haben.

Bei wiederholter Anwendung des Recyclingdüngers ist daher der existierende Salzgehalt des Bodens zu prüfen. Eine zusätzliche Verwendung von Kompost kann ggf. die Salzmengen im Boden ausgleichen bzw. die negativen Auswirkungen kompensieren. Das Risiko wird für verschiedene Anbausysteme (Feld, Topf, Hydroponik) unterschiedlich zu bewerten sein. Hier ist noch weitere Forschung notwendig, um dieses Risiko für die gartenbauliche Nutzung abschließend bewerten zu können.

Bei Urin-basierten Düngeprodukten kann es auf Grund des hohen Gehalts an NH_4^+ , bei gleichzeitigem $\text{pH} > 7$, zu NH_3 -Ausgasungen kommen. Die Lagerung der Dünger sollte daher geschlossen bzw. abgedeckt erfolgen, um Ammoniakemissionen zu vermeiden. Bei der Düngung ist eine direkte Einarbeitung in den Boden bzw. eine bodennahe Applikation ebenfalls empfohlen.

Bei der Anwendung muss bezüglich des Zeitpunkts und der Ausbringungstechnik das deutsche Düngerecht, insbesondere die DüV, beachtet werden.

(B) Risiken betriebsüblicher Zuschlagstoffe

Recyclingprodukte aus Trockentoiletten bestehen in vielen Fällen nicht nur aus menschlichen Fäkalien. Betriebsübliche Zuschlagstoffe umfassen Zuschlagstoffe, die bereits in den Toiletten hinzukommen sowie Zuschlagstoffe, die für die mehr oder weniger komplexen Aufbereitungsverfahren zum Recyclingprodukt verwendet werden. Zu den betriebsüblichen Zuschlagstoffen gehören daher „toilettenbezogene Zuschlagstoffe“ wie Toilettenpapier, Einstreumaterial, oder Reinigungsmittel und „verwertungsbedingte Zuschlagstoffe“ für die Kompostierung oder die Urin-Aufbereitung. Die betriebsüblichen Zuschlagstoffe bergen i. d. R. weniger ein seuchenhygienisches Risiko, dafür aber einen potenziellen Eintrag an Schadstoffen (bspw. Schwermetalle) in den Wertstoffkreislauf. Das Risikopotenzial betriebsüblicher Zuschlagstoffe wird im Folgenden diskutiert mit Fokus auf (1) Seuchenhygiene bei Toilettenpapier, (2) Phytohygiene im Hinblick auf verwertungsbedingte Zuschlagstoffe bei der Kompostierung, sowie für alle Stoffe (3) Schadstoffarmut und (4) die gartenbauliche Eignung.

(B.1) Seuchenhygienische Relevanz betriebsüblicher Zuschlagstoffe

Seuchenhygienische Relevanz von Toilettenpapier

Von einem seuchenhygienischen Risiko durch Toilettenpapier alleine ist nicht auszugehen. Durch Kontakt mit menschlichen Ausscheidungen treten allerdings Querverschmutzungen auf. Sofern

Toilettenpapier nicht separat erfasst und sicher entsorgt wird, sondern Bestandteil des zu kompostierenden Toiletteninhalts wird, ist es Bestandteil des seuchenhygienisch zu prüfenden Materials.

Um das seuchenhygienische Risiko durch Übertragung von Krankheitserregern gering zu halten, müssen Pathogene aus Fäzes, Urin, Blut und/oder Erbrochenem in der Aufbereitung von Inhalten aus Trockentoiletten zu Recyclingdüngern für den Gartenbau durch eine angemessene Behandlung kompromisslos eliminiert werden. Dies betrifft auch verschmutztes Toilettenpapier, das gemeinsam mit menschlichen Ausscheidungen gesammelt wird.

(B.2) Phytohygienische Relevanz betriebsüblicher Zuschlagstoffe

Die Phytohygiene ist vornehmlich relevant für Recyclingdünger, zu deren Herstellung pflanzliche Zuschlagstoffe verwendet werden, z.B. Komposte. Eine Beimengung von Materialien wie Küchenabfälle/Essensreste, Grünschnitt, Stroh oder andere Ernterückstände zu den Trockentoiletteninhalten ist für die Kompostierung ratsam, da dadurch der Rotteverlauf und die Qualität des resultierenden Recyclingdüngers maßgeblich optimiert wird (Dunst, 2015) (siehe auch Abschnitt „Gartenbauliche Eignung verwertungsbedingter Zuschlagstoffe“).

Phytohygienische Relevanz verwertungsbedingter Zuschlagstoffe bei der Kompostierung

Die Phytohygiene befasst sich mit der Abtötung von Krankheitserregern oder Unkrautsamen. Die Kontaminierung von pflanzlichem Material mit keimfähigen Samen und austriebfähigen Pflanzenteilen, die noch in Kompost enthalten sind, birgt das Risiko der Verunkrautung auf Flächen, die mit Komposten gedüngt wurden. Zu den Samen, die eine besonders hohe Widerstandsfähigkeit aufweisen, gehören Tomatensamen, die in Grünschnitt aus Kleingärten und Balkonen sowie in Küchenabfällen enthalten sein können. Aber auch Garten- und Parkabfälle können Unkrautsamen und austriebfähige Pflanzenteile enthalten.

Maßgaben für die Abtötung von Pathogenen oder Unkrautsamen in der Kompostierung wurden von der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) zusammengefasst³⁸: *„Maßgeblich für die Abtötung von Pathogenen oder Unkrautsamen in der Kompostierung ist vor allem die Wärmeeinwirkung im Rotteprozess. Hohe Temperaturen über einen andauernden Zeitraum bewirken in Kombination mit der entsprechenden Feuchte die Abtötung von Pathogenen. Darüber hinaus spielen bei der Abtötung von Krankheitserregern auch die mikrobielle Aktivität im Rotteprozess durch Zersetzungsprozesse, antagonistische Wirkungen oder toxische Abbauprodukte der organischen Substanz eine Rolle.“*

Während der Kompostierung muss daher sichergestellt werden, dass der wirksame Temperaturbereich von min. 55 °C³⁹ für die Abtötung von Krankheitserregern⁴⁰ und der Inaktivierung der Keim- und Austriebfähigkeit von Samen und Unkräutern über einen längeren

38 https://www.kompost.de/fileadmin/news_import/Kompostierungund_Phytogiene_06_10.pdf

39 Dies entspricht den Vorgaben der BioAbfV.

40 Eine detaillierte Tabelle, die Letaltemperaturen von verschiedenen Krankheitserregern, Schädlingen und Unkrautsamen listet, wurde von der BGK veröffentlicht und findet sich hier:

https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Dateien/HUK_aktuell/2010/Huk_6_10.pdf

zusammenhängenden Zeitraum eingehalten wird⁴¹. Der Kompost muss abschließend auf die Wirksamkeit der Elimination geprüft werden. Die deutsche BioAbfV schreibt hier vor: max. zwei austriebfähige Pflanzenteile und keimfähige Samen pro Liter Prüfsubstrat (BioAbfV, Anhang 2, Nummer 4.3.2). Außerdem empfiehlt sich, Pflanzenteile von Pflanzen die mit Krankheiten befallen waren, nicht auf den Kompost zu machen sondern in den Hausmüll zu geben, da sie dann verbrannt werden.

Da bei der Kompostierung von Inhalten aus Trockentoiletten die Zusammensetzung der Kompostmiete üblicherweise zu 1/3 aus Fäkalien und 2/3 aus Zuschlagstoffen besteht (bezogen auf das Volumen bei Mischung), ist die Qualität der Zuschlagstoffe allein quantitativ gesehen von hoher Relevanz. Bei dem Aufbereitungs- bzw. Behandlungsverfahren muss daher die Abtötung von Unkrautsamen und Phytopathogenen gewährleistet sein. Außerdem muss eine Prüfung der erfolgreichen Elimination von austriebfähigen Pflanzenteilen und keimfähigen Samen erfolgen. Dies gilt praktisch vor allem beim (kommerziellen) Inverkehrbringen von Komposten.

Bei der „privaten“ Kompostierung können hier ggf. eher Kompromisse eingegangen werden, da von den keim- und austriebfähigen Samen und Pflanzenteilen kein großes Risiko, im Sinne eines starken negativen Effekts zu erwarten ist; austreibende Sämlinge und Sprosse können auf den Beeten entfernt werden. Bezüglich Phytopatogenen ist bei privater Anwendung darauf zu achten, dass Pflanzenteilen von erkrankten Pflanzen nur auf den Kompost können, wenn eine ausreichende Hitzebehandlung während der Kompostierung sicher ist. Ansonsten sollten die Pflanzenteile über den Restmüll entsorgt werden, der meist verbrannt wird.

(B.3) Schadstoffarmut betriebsüblicher Zuschlagstoffe

Hinsichtlich möglicher Risiken, bedingt durch Schadstoffe in betriebsüblichen Zuschlagstoffen, spielen z.B. Schwermetalle oder chemische Zusatzstoffe mit negativer Umweltwirkung eine Rolle. Im Folgenden wird eingegangen auf die Risiken (i) durch Schadstoffe in den toilettenbezogenen Zuschlagstoffen Toilettenpapier, Einstreumaterial, Reinigungsmittel sowie (ii) durch Schadstoffe in verwertungsbedingten Zuschlagstoffen, die zur Kompostierung oder der Herstellung von Düngemitteln aus Urin eingesetzt werden.

Schadstoffe in Toilettenpapier

Herkömmliches zellstoffbasiertes Toilettenpapier ist, bezüglich seiner biologischen Abbaubarkeit, unproblematisch. Die Frage der Schadstoffbelastung in Toilettenpapieren bezieht sich vor allem auf (i) chemische Zusatzstoffe bei der Herstellung von *weichem, mehrlagigem* Toilettenpapier, (ii) Bleichungsmittel, (iii) Druckfarbe bzw. auf Tintenrückstände auf Altpapier, das bei der Herstellung von Recyclingklopapier verwendet wird, und (iv) Zusatzstoffe in Feuchtpapier.

In der Herstellung von „**Tissuepapier**“⁴², aus dem Toilettenpapier häufig besteht, werden chemische Additive in unterschiedlichen Prozessstufen hinzugegeben. Darunter fallen Nassverfestiger,

41 Bei der „privaten“ Kompostierung, z.B. im eigenen Garten, ist es unter Umständen nicht möglich diese Temperaturen zu erreichen. Die Kompostierung im kleineren Maßstab (< ca. 1 m³) verläuft meist im mesophilen Bereich bei Temperaturen von 10 bis 45 °C.

38 *Tissuepapier* = saugfähiges, feingekrepptes Hygienepapier aus Zellstoff. Es wird meist mehrlagig für Toilettenpapier, Küchenpapier, Papierservietten und Papiertaschentücher verwendet. (<https://dewiki.de/Lexikon/Tissue-Papier>).

Retentionsmittel, Entschäumer, Komplexbildner, Farbstoffe, Dispergiermittel, Fixiermittel, Tenside und Dispersionen (Belle, 2015). Nassverfestigungsmittel⁴³ sollen eine höhere Reißfestigkeit beim Befeuchten des Papiers (z.B. mit Urin) bewirken; sie werden jedoch nur in geringen Mengen zugesetzt, da sich ein hoher Anteil nachteilig im Abwasserreinigungsprozess auswirken würde (ebenda). Für Flockungsmittel⁴⁴, auch Retentionsmittel genannt, die entweder einzeln oder in Kombination angewendet werden, sind laut Pelzer (2008) keine negativen Auswirkungen auf die Umwelt bekannt. Da die Mittel, die zur Entschäumung⁴⁵, Entlüftung⁴⁶ oder Störstoffbekämpfung⁴⁷ im Produktionsprozess eingesetzt werden, zahlreich sind, können wir an dieser Stelle nicht weiter auf die Risiken all dieser Zusatzstoffe in der Tissuepapierproduktion eingehen.

Chlorgebleichtes Toilettenpapier ist, Görner und Hübner (2006) zufolge, eine nicht unerhebliche Quelle für „absorbierbare organische Halogenverbindungen“ (AOX). Die Herstellungsprozesse in der Papierproduktion wurden in den vergangenen Jahrzehnten jedoch maßgeblich verbessert. So wurde die Bleiche von Altpapier vor rund 25 Jahren hin zu einem Elementar-Chlor-freien (ECF) Prozess weiterentwickelt, wodurch der Einsatz von Hypochlorit als Bleichungsmittel weitestgehend verdrängt wurde. In der Zellstoffbleiche werden heutzutage zumeist Sauerstoff, Wasserstoffperoxid und Ozon eingesetzt (Gratzl, 1992). Zellstoffprodukte, die sauerstoffgebleicht sind, weisen deutlich geringere AOX-Werte auf als chlorgebleichtes Toilettenpapier (Gratzl, 1992).

Auch bei dem sogenannten „*de-inking process*“, einem Prozess, bei dem **Druckfarben auf Altpapier** gelöst werden, wurden in den vergangenen Jahren signifikante Verbesserungen erreicht. Dadurch konnte der Anteil von druckfarbenbedingt auftretenden Schwermetallen in Toilettenpapier vermindert werden (Gratzl, 1992). Ein angeschlossener Waschprozess sorgt zusätzlich dafür, den Anteil an Karbonaten, welche in anderen Papiersorten – nicht aber in Toilettenpapier - erwünscht sind, zu vermindern. Das Bundesinstitut für Risikobewertung (1996) gibt in der Beurteilung von Hygienepapieren Grenzwerte für Formaldehyd, Glyoxal und polychlorierte Biphenyle an. Eine Beprobung der Stiftung Warentest (2006) testete 27 in Deutschland käufliche Toilettenpapiere auf Schwermetalle, Formaldehyd und polychlorierten Biphenyle. Hierbei wurden keine der beprobten Schadstoffe gefunden⁴⁸. Auch eine Studie der dänischen Umweltschutzbehörde zeigt, dass Toilettenpapier, das gänzlich oder teilweise aus Recyclingpapier besteht, keine höheren Gehalte an organisch-chemischen Verbindungen, Schwermetallen oder anderen potenziell gesundheitsschädigenden Substanzen beinhaltet, als Toilettenpapier aus Frischzellstoff (Abildgaard et al., 2003). Bei Toilettenpapier mit Bedruckung, Parfümierung oder Balsamierung waren jedoch deutlich höhere Gehalte an diesen potenziell schädlichen Inhaltsstoffen nachweisbar (ebenda). In Ländern, in denen oben genannte Prozessoptimierungen nicht zum Stand der Technik bei Zellstoffverarbeitung und Papierrecycling gehören, können jedoch nach wie vor relevante Mengen

39 Als *Nassverfestigungsmittel* werden unterschiedliche Typen eingesetzt, wie bspw. Harnstoff-Formaldehydharze, Melamin-Formaldehydharze, Polyacrylamid-Glyoxal u.v.m. (Belle, 2015).

40 Zu den *Flockungsmitteln*, auch *Retentionsmittel* genannt, gehören anorganische Komponenten (z.B. Aluminiumsulfat, Polyaluminiumchlorid, u.a.), modifizierte natürliche Materialien (z.B. modifizierte Stärke, Galaktomannane, Carboxymethylcellulose, u.a.) und synthetisch-organische Polymere (z.B. Polyacrylamide, Polyethylenimin, u.a.).

41 Als *Entschäumer* eingesetzte Mittel sind Silikonöle, Kohlenwasserstoffe, Alkylenoxidaddukte und Fettsäuren.

42 Als *Entlüfter* dienen aliphatische Alkohole, Fettsäureester, Fettalkohole und Fettsäureethoxylate (Belle, 2015).

43 Zur *Störstoffbekämpfung* werden dem Herstellungsprozess kurzkettige Polymere und Mineralien zugesetzt.

44 Quelle: <https://www.test.de/Toilettenpapier-Drei-klare-Sieger-1390020-0/>

an Schadstoffen wie Blei und Cadmium in (Recycling-)Toilettenpapieren vorhanden sein (Mohammadpour et. al., 2016).

Sogenannte „**Feuchttücher**“, die zunehmend als Ersatz zu Toilettenpapier Verwendung finden, stellen eine wesentliche Herausforderung für die Verwertung von Inhalten aus Trockentoiletten dar. Die Polyestergewebe sind nicht biologisch abbaubar und sind mit Abstand der häufigste Fremdstoff in fertig kompostierten Feststoffen aus öffentlichen Trockentoiletten. Zudem sind sie mit erhöhten Konzentrationen an Desinfektionsmitteln, Duftstoffen und anderen chemischen Additiven versehen (s. „Risiko-Relevanz von Reinigungsmittel, geruchsneutralisierenden Substanzen und Duftstoffen“ und „(C) Risiken durch Störstoffe“).

Toilettenpapier, das nach modernem Stand der Technik hergestellt ist, birgt ein schadstoffliches Risiko, das wir als eher gering betrachten. Von der Verwendung von Toilettenpapier, das mit Schwermetallhaltiger Farbe bedruckt oder mit Parfüm und Desinfektionsmitteln versetzt ist, ist abzuraten.

Wir empfehlen außerdem eine Recherche, welche Zusatzstoffe in der (Recycling-) Papierherstellung verwendet werden, und darauf zu achten, vorrangig solches Toilettenpapier zu verwenden, zu dessen Herstellung möglichst wenig Zusatzstoffe eingesetzt werden. (Dies gilt für Trockentoiletten wie für Wassertoiletten.)

Nutzer*innen von Trockentoiletten sollten außerdem über die potenziell negativen Auswirkungen von Feuchttüchern im Wertstoffkreislauf sensibilisiert werden. Entsprechende Bedienungsanweisungen und die Bereitstellung eines Restmüllbehälters in der Toilettenkabine tragen dazu bei, dass Fehlwürfe in die Fäkalien-sammelbehälter vermindert werden und diese stattdessen über den Restmüll einen thermischen Entsorgungsweg nehmen.

Schadstoffe in Einstreumaterial

Bei der Erfassung menschlicher Fäkalien in Trockentoiletten werden in den meisten Systemen Zuschlagstoffe verwendet. Dabei handelt es sich um Einstreumaterial, das nach jeder Toilettennutzung zur Bindung von Feuchtigkeit und Gerüchen den Fäkalien beigemischt wird. Dieses Einstreumaterial kann u.a. aus Sägemehl, Hobelspänen, Pflanzenkohle, Gesteinsmehl, Asche, Kompost oder aus einer Mischung dieser Stoffe bestehen. Meist wird in der Praxis (in Deutschland, Österreich, Schweiz und unserer Einschätzung nach) Sägemehl, Hobelspäne oder Pflanzenkohle verwendet.

Von **Sägemehl und Hobelspänen** aus der Verarbeitung von *naturbelassenem* Holz geht nur ein geringes schadstoffliches Risiko aus. Anders ist es bei Spänen aus der Verarbeitung von Leim- und Plattenholz sowie Holzverbundstoffen, welche in der modernen Tischlerei und Holzindustrie zunehmend zum Einsatz kommen. Solche Späne unterscheiden sich makroskopisch kaum vom naturbelassenen Holzabfall, können aber eine Vielzahl an Schadstoffen wie Alkane, Alkene, Aromaten, Terpene, Halogenkohlenwasserstoffe, Ester, Aldehyde und Ketone beinhalten⁴⁹.

45 Quelle: <http://www.enius.de/schadstoffe/holzschutzmittel.html> (25.10.19)

Wenn **Pflanzkohle**⁵⁰ als Zuschlagmaterial verwendet wird, besteht das Risiko eines Eintrags von Schwermetallen und organischen Schadstoffen wie polychlorierte Biphenyle (PCB), Dioxine oder polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe⁵¹ (PAK). Diese Schadstoffe können bereits mit dem Ausgangsmaterial der Pflanzkohle eingetragen werden und/oder entstehen je nach Prozessparameter und Karbonisierungsverfahren in unterschiedlichem Ausmaß (Bucheli et al., 2015). Laut UBA (2016a) werden organische Schadstoffe wie pharmazeutische Rückstände, Hexachlorobenzene oder PCB durch die Pyrolyse signifikant reduziert. Dioxine entstehen unerwünscht bei allen Verbrennungsprozessen in Anwesenheit von organischem C und Chlor (Cl) (UBA, 2017). Sie entstehen ab ca. 300 °C und werden ab ca. 900 °C zerstört (ebenda). Das Vorhandensein von Cl während der Verbrennung bzw. im Brennstoff ist somit notwendig. Dioxine entstehen so beispielsweise häufig bei der Müll- oder auch bei der Klärschlammverbrennung. Bei der Herstellung von Pflanzkohle aus Materialien mit vergleichsweise geringem Cl-Gehalt ist daher nicht von einer Belastung mit Dioxinen auszugehen. Schwermetalle können sich bei der Verkohlung zwar im Material anreichern; die absoluten Gehalte sind jedoch stark vom Ausgangsmaterial abhängig (ebenda).

PAKs⁵² kommen auch „natürlich“ vor, denn sie sind Bestandteil von Kohle und Erdöl und somit auch enthalten in Produkten wie Teer oder Dachpappe (Bucheli et al., 2015). Auch Tabakrauch, Straßenkehricht und Hausstaub, in denen sich Abgase aus der Benzin-/Dieselverbrennung ablagern können sowie geräucherter Fisch oder gegrilltes Fleisch können PAKs enthalten (UBA, 2016b). PAKs sind nachweislich krebserregend und in der Umwelt besonders persistent, sind also ein ernstzunehmender Umweltschadstoff (ebenda). Auch Pflanzkohle kann PAKs enthalten, da sich diese Schadstoffe bei der Verkohlung per Pyrolyse bilden können; wobei diese hauptsächlich im Pyrolysegas zu finden sind (Bucheli et al., 2015). Die Entstehung von PAKs bei der Pyrolyse ist stark abhängig von den Prozessbedingungen. Einflussfaktoren für die Entstehung von PAKs können u.a. Temperaturführung, Verweilzeiten und Synthesegasführung sein. Ist die Temperatur zu hoch, wird ein Großteil des pflanzlichen Ausgangsstoffes vergast, womit eine höhere Wahrscheinlichkeit für die PAK-Bildung verbunden ist⁵³. Ist die Temperatur zu gering, kondensiert das im Prozess entstehende Gas an der festen Kohle, womit die PAKs auf der Kohle „abgelagert“ werden⁵⁴. Um eine Bildung von PAKs weitestgehend zu vermeiden, sollte unserer Recherche nach eine Prozesstemperatur zwischen 600 °C und 900 °C gewählt werden. Außerdem müssen Gase, die auch bei der Feststoff-Pyrolyse entstehen, unbedingt verbrannt werden. Damit wird auch vermieden, dass Gas auf der Kohle kondensiert und im Gas enthaltene PAKs sich auf der Kohle absetzen. Außerdem sollte beim Abkühlungsprozess nach der Pyrolyse so gelöscht werden, dass der heiße

46 Wenn hier von **Pflanzkohle** die Rede ist, beziehen wir uns auf Kohle, die per Pyrolyse aus pflanzlichem Material (wie Holz, Grünschnitt, Erntereste, etc.) hergestellt wurde (auch „Biochar“ genannt); die Verwendung von Kohle, hergestellt durch hydro-thermale Karbonisierung (HTC), wird hier ausgeschlossen (auch „Hydrochar“ genannt).

51 PAKs ins organische Verbindungen aus den Elementen C, H und O.

52 Für eine ausführlichere Analyse der „Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer „veränderter“ Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden“ siehe UBA (2016a).

49 „Untersuchung von Reichle et al. (2010) zeigte, dass die meisten Vergaserkohlen zu stark mit PAK belastet waren, um in Böden eingesetzt werden zu können“ (UBA, 2016b).

50 „Hale et al. (2012) berichten weiter, dass vor allem langsam pyrolysierte Biokohlen geringe PAK-Gehalte aufweisen, dass der Prozess aber noch nicht vollständig verstanden ist. Die Autoren haben die höchsten PAK-Gehalte bei Biokohlen mit Pyrolysetemperaturen zwischen 350 und 550 °C gefunden, weisen aber darauf hin, dass andere Studien mit diesem Ergebnis nicht übereinstimmen (vgl. Libra et al. 2011)“ (UBA, 2016a).

Wasserdampf, der durch das Ablöschen entsteht, durch die feste Kohle geleitet wird, sodass diese „gereinigt“ wird; analog zur Herstellung von sauberer Aktivkohle. Es ist daher unbedingt darauf zu achten, dass für die Verkohlung „saubere“ Technologien eingesetzt werden und dass der Prozess der Pyrolyse unter kontrollierten Bedingungen abläuft.

Abschließend lässt sich anmerken, dass die Prozesse und Bedingungen zur Entstehung von PAKs bei der Pflanzenkohle-Herstellung noch nicht vollständig verstanden bzw. bekannt sind (Bucheli et al., 2015; UBA, 2016a). Es kann aber davon ausgegangen werden, dass es technisch möglich ist, Biokohle zur Einbringung in den Boden herzustellen, die den gesetzlichen Regelungen hinsichtlich der Schadstoffgehalte von Düngemitteln oder Klärschlamm entspricht (Granatstein & Kruger, 2009). Moderne Karbonisierungsverfahren sind in der Lage, niedrigste PAK-Gehalte für z.B. Medizin- und Futtermittelzwecke einzuhalten, die keinerlei ökotoxikologisches Potenzial aufweisen (Kammann et al., 2016). Zur Gewährleistung und Kontrolle einer hinreichenden Schadstofffreiheit in Pflanzenkohle, zum transparenten und nachvollziehbaren Nachweis der Qualität sowie zur Sicherstellung einer nachhaltigen Produktion, dient das Europäische Pflanzenkohle Zertifikat⁵⁵ (Engl. *European Biochar Certificate*, EBC). Schmidt (2012) zeigt, dass viele Pflanzenkohlen die Schadstoffgrenzwerte für Schwermetalle, Dioxine oder PAKs sowohl nach EBC als auch nach DüMV einhalten⁵⁶. Bachmann et al. (2016) haben außerdem gezeigt, dass auch Pflanzenkohle, die in modernen Kleinst-Verkohlungsanlagen hergestellt wurde, die Kriterien des EBC einhalten.

Bei der Verwendung von Einstreumaterial (Sägemehl, Hobelspäne, Pflanzenkohle,) muss dieses möglichst frei von Schadstoffen sein.

Um eine möglichst hohe Schadstoffarmut zu gewährleisten, empfiehlt es sich ausschließlich Späne aus der Verarbeitung von naturbelassenem Holz als Einstreumaterial zu verwenden; von Abfällen aus Tischlereien, in denen Holzverbundstoffe verarbeitet werden, ist abzuraten.

Bezüglich der schadstofflichen Risiken von Pflanzenkohle, die als Zuschlagsstoffe in der Toilette oder bei der Kompostierung verwendet werden soll, sollte sichergestellt sein, dass nur PAK-arme Pflanzenkohle verwendet wird. Das EBC kann für eine transparente und nachvollziehbare Kontrolle und Qualitätsgarantie verwendet werden.

Schadstoffe in Reinigungsmitteln

Zum Betrieb von Trockentoiletten gehört auch die Reinigung der Toilette. Dabei kommen Reinigungsmittel, geruchsneutralisierende Substanzen und Duftstoffe zum Einsatz. Diese können u.a. Tenside, Phosphate, Phosphonate, Enzyme, optische Aufheller und Silicone enthalten⁵⁷. Besonders bei der Sammlung von Urin, bspw. in wasserlosen Urinalen, ist der Eintrag dieser Reinigungsmittel und Duftstoffe kaum vermeidbar.

Für eine desinfizierende Wirkung beinhalten viele Reinigungs- und Hygienemittel sogenannte „quartäre Ammoniumverbindungen“ (QAV) (Mulder et al., 2017). QAV sind **antimikrobielle Chemikalien**, die sowohl in Haushalten, Industrie als auch in der Viehhaltung genutzt werden.

51 Übersicht der Dokumente zum Europäischen Pflanzenkohle Zertifikat verfügbar unter:

<http://www.european-biochar.org/de/download%20the%20certificate>

52 Siehe auch Tabelle 22 in UBA (2016a).

53 Quelle: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/wasch-reinigungsmittel/inhaltsstoffe#textpart-1>

Über Abwasser, Klärschlamm und Wirtschaftsdünger geraten QAV in die Umwelt und werden u.a. mit der Verbreitung von antibiotikaresistenten Bakterien in Zusammenhang gebracht (ebenda).

Duftstoffe können außerdem eine allergene Wirkung haben (SCCNFP, 1999). Aus diesem Grund müssen diese Duftstoffe als Inhaltsstoff in Reinigungsmitteln ausgewiesen werden, wenn bestimmte Schwellwerte für den Gehalt überschritten werden. Andere Schadwirkungen umfassen Karzinogenität (z.B. bei Estragol und Methyleugenol) und Genotoxizität (z.B. bei Moschusketon; Schmeiser et al., 2001). Auch für die Umwelt ist bei hohem Eintrag von Duftstoffen eine Schadwirkung möglich. Wenn Duftstoffe in die aquatische Umwelt gelangen, weil sie bspw. in der Abwasserbehandlung nicht mineralisiert werden, können sie dort einen „*anthropogenic infochemical effect*“⁵⁴ (Klaschka, 2009) verursachen. Dieser Effekt besagt, aus ökotoxikologischer Perspektive, dass die Entladung von bestimmten Botenstoffen, zu denen auch die Duftstoffe gezählt werden, die chemische Kommunikation und damit auch das Verhalten und die Wechselwirkungen von Organismen im Ökosystem beeinflussen kann (ebenda). Über die genaue Wirkung ist bisher jedoch wenig bekannt, sodass damit verbundene Risiken bisher schwer bewertet werden können.

Untersuchungen von Salvito et al. (2004) zum Abbau verschiedener Duftstoffe in Kläranlagen konnten eine vollständige Elimination dieser ausgewählten Duftstoffe feststellen. Moschusverbindungen⁵⁵ hingegen sind persistent und bioakkumulierend (Rimkus, 1999; Gatermann et al., 2002a,b). Abgesehen von Moschusverbindungen wurden auch andere synthetische Duftstoffe in europäischen Gewässern nachgewiesen (Kuczynska et al., 2004; Schwarzbauer & Ricking, 2010).

Laut den Sicherheitdatenblättern können beispielsweise auch „natürliche“ Zusatzstoffe von Reinigungsmitteln, wie Citronellol und Limonen, umweltgefährdend sein (Bolek, 2013).

Der Eintrag von Reinigungsmitteln, geruchsneutralisierender Substanzen und Duftstoffe bei der Erfassung menschlicher Ausscheidungen sollte so gering wie möglich gehalten werden.

Dazu gehört ein sparsamer Umgang mit den jeweiligen Substanzen, das Vermeiden des Eintrags der Substanzen in die Auffangbehälter sowie die Verwendung von biologisch abbaubaren und umweltverträglichen Reinigungsmitteln.

Schadstoffe in Zuschlagstoffen für die Kompostierung

Von den Zuschlagmaterialien, die bei der Kompostierung von Feststoffen aus Trockentoiletten zugegeben werden, bergen vor allem Grünschnitt von Straßenrändern sowie Pflanzenkohle ein schadstoffliches Risiko, auf das im Folgenden eingegangen wird.

Bei **Grünschnitt von Straßenrändern** (sog. „Straßenbegleitgrün“) ist grundsätzlich von einer erhöhten Schwermetallkonzentration auszugehen (UBA, 2010). Dabei sind die Entfernung von der

⁵⁴ Der *anthropogenic infochemical effect* beschreibt, dass anthropogene Substanzen einen Organismus so beeinflussen können, dass er sein chemisches Umfeld unterschiedlich wahrnimmt. Denn neben optischen und akustischen Reizen werden verschiedenste Chemikalien für den Austausch von Informationen zwischen Lebewesen benutzt. Sie signalisieren Nahrungsquellen, Geschlechtspartner*innen, Konkurrent*innen, Feind*innen und vieles mehr. Chemikalien, die für den Austausch von Informationen benutzt werden, werden als Botenstoffe (Engl. *infochemicals*) bezeichnet. Die Eigenschaft einer Substanz, als Botenstoff zu wirken, wird als „*infochemical effect*“ bezeichnet (Bolek, 2013).

⁵⁵ *Moschus* = Duftstoff, der bei der Herstellung von Parfümen und Seifen verwendet wird; enthält Bestandteile, die Strukturähnlichkeiten zu Pheromonen haben (<https://www.chemie.de/lexikon/Moschus.html>).

Straße und das Verkehrsaufkommen wesentliche Faktoren (ebenda). Die Schwermetallgehalte, die in Pflanzen (besonders in krautigen Pflanzen und Gehölzen) wieder gefunden werden können, sind in erster Linie von den Konzentrationen im Boden (sog. „geogene Belastungen“), den Bodeneigenschaften sowie den Pflegemaßnahmen und deren Häufigkeit abhängig. Schadstoffe können auch durch nasse oder trockene Depositionen auf den Vegetationsbestand gelangen und an Rinde oder Blattmasse anhaften. Langjährige Versuchsreihen mit Straßenbegleitgrün weisen jedoch darauf hin, dass die Schadstoff-Grenzwerte der BioAbfV nur selten überschritten wurden, und eine landwirtschaftliche Verwertung des Grünschnitts i.d.R. somit zulässig ist (ebenda). Auch bei Schienenbegleitgrün ist ein erhöhtes Schadstoffrisiko bei der Verwendung des Grünschnitts als Zuschlagstoff für die Kompostierung zu berücksichtigen. Neben geogenen Grundbelastungen durch Böden oder Gleisschotter können sich Schwermetalle durch den Abrieb von Schienen und Rädern auf dem Schienenbegleitgrün niederschlagen bzw. beim Pflanzenwachstum in die Biomasse eingelagert werden. Auch beim Transport belasteter Güter ist unter Umständen durch Aufwirbelungen von Schadstoffen deren Deposition auf Pflanzen möglich (ebenda).

Pflanzenkohle kann, wie bereits erwähnt, je nach Ausgangsmaterial und Pyrolyseverfahren, Schwermetalle, PAK und andere pyrogene Schadstoffe enthalten (Bucheli et al., 2015). Für die Kompostierung muss darauf geachtet werden, dass nur schadstoffarme Pflanzenkohle verwendet wird. Die Schadstoffarmut kann durch Art und Ablauf des Verkohlungsverfahrens sowie Auswahl des zu verkohlenden Materials beeinflusst werden und durch eine Produktkontrolle gemäß EBC nachgewiesen werden.

Da bei der Kompostierung von Inhalten aus Trockentoiletten die Zusammensetzung der Kompostmiete üblicherweise zu 1/3 aus Fäkalien und 2/3 aus Zuschlagstoffen besteht (bezogen auf das Volumen bei Mischung), ist die Qualität der Zuschlagstoffe allein quantitativ gesehen von hoher Relevanz. Es ist daher wichtig, darauf zu achten, dass die verwendeten Zuschlagstoffe möglichst frei von Schadstoffen sind.

Schadstoffe in Zuschlagstoffen für die Aufbereitung von Urin

Bei der Aufbereitung von menschlichem Urin zu Recyclingdüngern können eine Vielzahl von Zuschlagstoffen eingesetzt werden. Die gängigsten Verfahren und Zuschlagstoffe werden im Folgenden aufgeführt und deren Schadstoffrisiken diskutiert.

Struvitfällung durch Zugabe von Magnesiumverbindungen

Struvit ist eine kristalline Verbindung aus Mg, NH_4^+ und PO_4 , also Magnesiumammoniumphosphat (MAP). Bei der Struvitfällung wird ein Phänomen, das bei der Lagerung von Urin auf natürliche Weise spontan stattfindet, durch Zugabe von Fällungsmitteln amplifiziert. Bei der natürlichen Bildung von Urinstein ist der Magnesiumgehalt des Urins oft der limitierende Faktor. Durch die Zugabe von Magnesiumchlorid (MgCl_2), Magnesiumsulfat (MgSO_4) oder Magnesiumoxid (MgO) kann weitaus mehr PO_4 und NH_4^+ im Urin zu Struvit (d.h. $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 + 6\text{H}_2\text{O}$) reagieren. Die weißen Struvitkristalle werden anschließend durch Sedimentation (Etter et al., 2011) oder mit einem feinen Sieb herausgefiltert (Etter & Udert, 2015). Alternativ wird in manchen Verfahren auch Holzasche als Magnesiumquelle genutzt. Es muss gewährleistet sein, dass die Zuschlagstoffe keine Schwermetalle enthalten.

Abiotische Harnstoffstabilisierung durch pH-Regulation mit Kalkhydrat oder Säuren

Ein abiotisches Verfahren zur Stabilisierung von Harnstoff (Engl. *urea*) im Urin bietet die Zugabe von pH-Regulatoren wie Kalkhydrat. Die enzymatische Hydrolyse von Harnstoff zu Ammonium durch Urease⁶⁰ kann maximal bis pH 11 stattfinden (Randall et al., 2016). Durch die Zugabe von Kalkhydrat kann der pH-Wert von Urin auf pH > 11 erhöht werden und somit der darin enthaltene Harnstoff konserviert werden. Ebenfalls kann die Harnstoffhydrolyse durch eine Senkung des pH-Wertes durch die Zugabe von Säuren (z.B. Zitronen- oder Schwefelsäure) ins saure Milieu (d.h. hier pH < 5) gehemmt werden (Hellström et al., 1999). In beiden Fällen muss die Schadstofffreiheit der Zuschlagstoffe gewährleistet sein, um eine Querverschmutzung zu vermeiden. Außerdem muss bei der Applikation von Recyclingdüngern, die durch Harnstoffstabilisierung per pH-Regulation hergestellt wurden, auf die Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe geachtet werden. Ggf. ist eine Verdünnung und somit die Milderung der stark alkalischen oder sauren Wirkung des Düngers zu empfehlen.

Biotische Harnstoffstabilisierung durch Laktofermentierung

Eine biotische Form der Harnstoffstabilisierung durch Ureasehemmung bietet die Laktofermentierung. Während des Fermentationsprozesses wird Milchsäure erzeugt, welche die Urease hemmt (Andreev et al., 2017). Dadurch wird Harnstoff konserviert und gleichzeitig die Bildung von NH₃ vermieden, und somit auch der Geruch reduziert (ebenda). Nach Augustin (2017) wird frischer Urin mit 20 g L⁻¹ Zucker oder Melasse vermengt und Lactobacillus hinzugegeben. Binnen weniger Tage wandeln die Lactobacillen den Zucker in Milchsäure um, wobei der pH-Wert im Urin auf unter 4 sinkt (ebenda). So kann der Harnstoff im Urin über Monate konserviert werden. Zucker und Melasse bergen i.d.R. keine maßgeblichen schadstofflichen Risiken.

Intensivierte Nitrifizierung durch pH- Regulation mit Muschelkalk

Manche Urinaufbereitungsverfahren beinhalten die Nitrifikation⁶¹ von bereits hydrolysiertem, also ammonifiziertem Urin. Dabei wird bspw. Muschelkalk eingesetzt, um den pH-Wert künstlich hoch zu halten mit dem Ziel, möglichst viel NH₄⁺-N in NO₃⁻-N umwandeln zu können (Bornemann et al., 2018). Auch bei diesem Zuschlagstoff muss auf die Schadstoff-Armut geachtet werden.

Elimination von pharmazeutischen Rückständen durch Aktivkohlefiltration

Zur Eliminierung von pharmazeutischen Rückständen kann u.a. eine Filtration von frischem, gelagertem oder schon aufbereitetem Urin mit Aktivkohle eingesetzt werden⁶². Auch hier muss darauf geachtet werden, dass die eingesetzte Aktivkohle schadstofffrei ist (z.B. PAK-frei) bzw. dass eine Übertragung von Schadstoffen an den Urin ausgeschlossen werden kann.

56 **Urease** = Enzym von hoher katalytischer Wirksamkeit, das die Spaltung von Harnstoff durch Wasser in Kohlendioxid und Ammoniak ($\text{H}_2\text{N-CO-NH}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CO}_2 + 2 \text{NH}_3$) katalysiert und damit ein wichtiges Enzym für den Stickstoffkreislauf der Natur darstellt. (<https://www.spektrum.de/lexikon/biologie/urease/68683>)

57 Als **Nitrifikation** bezeichnet man die bakterielle Oxidation von Ammoniak (NH₃) bzw. Ammonium-Ionen (NH₄⁺) zu Nitrat (NO₃⁻). (<https://www.chemie.de/lexikon/Nitrifikation.html>)

62 http://www.vuna.ch/content/verfahren_D.png

Bei der Verwendung von Zuschlagstoffen zur Urin-Aufbereitung besteht ein Risiko für Schadstoff-Einträge, vor allem Schwermetalle und PAK. Es ist daher wichtig, darauf zu achten, dass die verwendeten Zuschlagstoffe frei von Schadstoffen sind.

Bei Zuschlagstoffen, die dem Zweck dienen, für den Aufbereitungsprozess den pH-Wert zu verändern (stark basisch oder stark sauer), ist darauf zu achten, dass der pH-Wert des End-, also des Düngeproduktes, wieder auf einen pflanzenverträglichen, also relativ neutralen Bereich reguliert wird (z.B. durch Verdünnung).

(B.4) gartenbauliche Eignung betriebsüblicher Zuschlagstoffe

Wie bei menschlichen Ausscheidungen, spielen für die Bewertung der gartenbaulichen Eignung betriebsüblicher Zuschlagstoffe vor allem der Gehalt sowie die Verfügbarkeit von Nährstoffen, die für die Pflanzenernährung essentiell sind, sowie der Beitrag von C zum Humusaufbau eine wichtige Rolle. Mögliche gartenbauliche Risiken ergeben sich vor allem aus Schadstoffeinträgen sowie seuchen- oder phytohygienischen Bedenken, worauf bereits in den vorhergehenden Abschnitten eingegangen wurde. Damit sich Düngeprodukte aus Inhalten aus Trockentoiletten für eine Anwendung im Gartenbau eignen, ist deshalb sicherzustellen, dass diese Risiken beachtet und durch eine angemessene Behandlung reduziert bzw. eliminiert werden.

Gartenbauliche Eignung toilettenbezogener Zuschlagstoffe

Toilettenpapier besteht meist aus Cellulose und enthält somit vor allem C und ist eher nährstoffarm. Auch Sägespäne oder Pflanzenkohle können mit einem C-Anteil von, respektive, ca. 50 bzw. 75 % der TM (Krause & Rotter, 2017) zu den C-haltigen Zuschlagstoffen gezählt werden. Im Vergleich dazu haben beispielsweise menschliche Fäzes einen C-Anteil von ca. 35 % TM (Krause & Rotter, 2017) und Essensabfälle ca. 45 % der TM (Meininger, 2010).

Pflanzenkohle ist hier ein Sammelbegriff für C-reiche, pyrolysierte (=thermo-chemisch verkohlte) organische Materialien, die als Bodenverbesserungsmittel verwendet werden. In der Vergangenheit war Pflanzenkohle ein wesentliches Element des Bodenfruchtbarkeitsmanagements und wurde weltweit⁶³ angewendet (Wiedner & Glaser, 2015). Je nach Boden- und Klimabedingungen, wird Pflanzenkohle nicht so schnell zersetzt wie andere organische Materialien und trägt somit durch den Beitrag an vergleichsweise stabilem organischen Material zum C-Aufbau im Boden bei (Lehmann et al., 2015). Im Boden kann Pflanzenkohle die Nährstoff- und Wasser-Verfügbarkeit verbessern, da sie die chemischen und hydraulischen Eigenschaften des Bodens verändert (Glaser & Birk, 2012; Lehmann & Joseph, 2009); sie hat außerdem eine kalkende Wirkung und reguliert somit den pH-Wert im Boden (ebenda). Darüber hinaus kann Pflanzenkohle die Aktivität von mikrobiellen Gemeinschaften im Boden positiv beeinflussen (McCormack et al., 2013) sowie von Wurzelsymbionten wie Mykorrhizapilzen (Hammer et al., 2014 & 2015). Pflanzenkohle allein bietet nicht genügend Nährstoffe für das Pflanzenwachstum (Lehmann & Joseph, 2009) und daher ist es notwendig, dies mit anderen organischen, nährstoffreichen Abfällen wie Küchen- und Ernteresten oder auch menschlichen Fäkalien zu mischen. Kammann et al. (2015) haben gezeigt, dass der

⁶³ Die „berühmtesten“ Böden, die durch einen erhöhten Anteil an Pflanzenkohle charakterisiert sind, sind die außergewöhnlich fruchtbaren *Terra Preta*-Böden, die vor allem im Amazonasbecken zu finden sind (Sombroek, 1966); ähnliche Böden gibt es auch in Ozeanien (Wiedner & Glaser, 2015) oder in Westafrika (Frausin et al., 2014).

vielversprechendste Ansatz zur Bodenverbesserung durch Pflanzenkohle ist, sie als Kompostadditiv zu verwenden. Während der Kompostierung kann die Pflanzenkohle NO_3^- und Phosphat (PO_4^{3-}) über ihre Oberflächen und Poren adsorbieren und wird so mit Nährstoffen „beladen“ (Agyarko-Mintah et al., 2016; Gronwald et al., 2015; Kammann et al., 2015). Zahlreiche Topf- und Feldexperimente (z. B. Herath et al., 2013; Kammann et al., 2011; Krause et al., 2016; Liu et al., 2012; Major et al., 2010; Nehls, 2002; Petter et al., 2012; Schmidt et al., 2015; Schulz et al., 2013) und mehrere Metaanalysen (z. B. Biederman & Harpole, 2013; Jefferey et al., 2011; Liu et al., 2013) haben wiederholt gezeigt, dass Zugaben von (kompostierter) Pflanzenkohle das Pflanzenwachstum fördern.

Die Zugabe von Toilettenpapier, Holzspänen und Pflanzenkohle zu den Inhalten aus Trockentoiletten eignet sich, sofern sie arm an Schadstoffen sind, um den C-Gehalt im Düngeprodukt zu erhöhen. Für den Gartenbau eignen sich die toilettenbezogenen Zuschlagsstoffe somit, indem sie positiv zur Humuswirtschaft beitragen. Die Zugaben tragen nicht wesentlich zum Nährstoffgehalt im Düngeprodukt bei. Die Zugabe von Pflanzenkohle kann jedoch die Verfügbarkeit von Nährstoffen erhöhen.

Gartenbauliche Eignung verwertungsbedingter Zuschlagstoffe

Bei der Kompostierung von Feststoffen aus Trockentoiletten werden meist Zuschlagmaterialien wie Küchenabfälle/Essensreste, Grünschnitt, Stroh oder andere Ernterückstände, Pflanzenkohle, Asche oder Tonerde beigemischt. Dies dient dazu, einen gut funktionierenden Kompostierungsprozess zu erreichen, mit einer ausgewogenen Mischung aus (i) nährstoffreichem und C-reichem Material, (ii) organischen Fraktionen, die leicht abbaubar sind und solchen, die stabiler sind und zur Humifizierung beitragen, und (iii) trockenen und feuchten Materialien (z. B. Amlinger et al., 2008; Heinonen-Tanski & van Wijk-Sijbesma, 2005; Niwagaba et al., 2009). Diese Beimengungen⁶⁴ sind zielführend, um den Rotteverlauf und die Qualität des Komposts positiv zu beeinflussen (Dunst, 2015). Auf die pflanzenbauliche Eignung von Pflanzenkohle, was sowohl ein toilettenbezogener als auch ein verwertungsbezogener Zuschlagsstoff sein kann, wurde bereits im vorhergehenden Abschnitt zur „Gartenbaulichen Eignung toilettenbezogener Zuschlagstoffe“ eingegangen.

Die Konzentrationen von Nährstoffen in menschlichem Urin und Fäzes im Vergleich zu Essensresten, die als betriebsübliche Zuschlagsstoffen bei der Kompostierung menschlicher Ausscheidung verwendet werden können, sowie Sägespäne und Pflanzenkohle, die sowohl bei der Kompostierung als auch in den Toiletten zugeschlagen werden können, sind in der folgenden Tabelle 6 zusammengefasst. Die C-Gehalte in Sägespänen und Pflanzenkohle im Vergleich zu Fäzes oder Essensresten wurden bereits oben, bei „Gartenbauliche Eignung toilettenbezogener Zuschlagstoffe“, genannt.

⁶⁴ So tragen Materialien wie Küchenabfälle/Essensreste weitere Nährstoffe bei sowie Feuchtigkeit bei; Grünschnitt und Pflanzenkohle erhöhen den C-Gehalt im Kompost; Tonerde trägt Mineralien, also für das Pflanzenwachstum wichtige Nebennährstoffe und Spurenelemente bei und Grünschnitt, Stroh, Pflanzenkohle verbessern auf Grund der physischen Struktur, die Durchlüftung im kompostierenden Material.

Tabelle 6: Konzentration von Nährstoffen in menschlichem Urin und Fäzes im Vergleich zu den betriebsüblichen Zuschlagsstoffen Essensreste, Sägespäne und Pflanzenkohle. Die angegebenen Werte beziehen sich für Urin auf das Volumen in Frischmasse (L FM) bzw. für alle anderen Stoffströme auf das Gewicht der Trockenmasse (kg TM). Die Werte entsprechen dem aus den Daten in den angegebenen Quellen ermittelten Mittelwert \pm Standardfehler mit der Anzahl der einbezogenen Werte in Klammern. Wurden Literatur-Werte bezogen auf FM umgerechnet in Werte bezogen auf TM; wurde die Fehlerfortpflanzung nach Gauss angewandt.

Stoffstrom	N	NH ₄ ⁺ -N	P	K	Mg	Ca
In g/L FM für Urin bzw. in g/kg TM für alle anderen Stoffströme						
Urin	7,1 \pm 0,8 (22)	0,58 \pm 0,20 (6)	0,8 \pm 0,2 (15)	1,5 \pm 0,2 (14)	0,06 \pm 0,02 (6)	0,10 \pm 0,04 (6)
Fäzes	28,2 \pm 0,1 (8)	k.A.	7,8 \pm 0,4 (14)	10,3 \pm 0,4 (15)	3,4 \pm 0,4 (5)	17,7 \pm 0,5 (7)
Essensreste	22,3 \pm 2,1 (12)	k.A.	3,7 \pm 0,3 (12)	8,7 \pm 1,3 (14)	1,8 \pm 0,3 (13)	15,7 \pm 2,5 (13)
Sägespäne	2,6 \pm 0,5 (21*)	k.A.	0,44 \pm 0,09 (7*)	k.A.	k.A.	k.A.
Pflanzenkohle	3,7 \pm 0,5 (69*)	k.A.	2,0 \pm 1,5 (16*)	k.A.	k.A.	k.A.

Quellen: DWA (2015); Eklind et al. (1997); Eurofins Norwegen (2011); Jenssen et al. (2004); Jönsson et al. (2014); Ka Sin Ho & Lee Man Chu (2019); Krause et al. (2015b); Krause & Rotter (2017); Meininger (2010); Möller et al. (2016); Rana et al. (2017); Rose et al. (2015); Simbha et al. (2017); Viscari et al. (2018); Winker et al. (2009); Zhang et al. (2006).

* Die Werte für Sägespäne und Pflanzenkohle stammen inkl. Mittelwert, Standardfehler und Anzahl der Werte aus der Literatur- und Datenbankrecherche von Krause & Rotter (2017).

Ziel der Zugabe von „verwertungsbedingten Zuschlagstoffen“ ist es, den Rotteverlauf und die Qualität des Komposts positiv zu beeinflussen und somit letztlich eine gute gartenbauliche Eignung des Düngeprodukts zu erreichen. Sofern die Zuschlagsstoffe schadstofffrei sind, gibt es hier also kein gartenbauliches Risiko, sondern einen gartenbaulichen Nutzen.

(C) Risiken durch Störstoffe

Zu den Störstoffen gehören Abfälle wie Hygieneartikel, Verpackungsmüll und Glas sowie Inhalte aus Chemietoiletten. Das Risikopotenzial von Störstoffen wird im Folgenden diskutiert mit Fokus auf: (1) Seuchenhygiene für Abfälle wie Hygieneartikel und Inhalte aus Chemietoiletten sowie (2) Schadstoffarmut in Bezug auf Inhalte aus Chemietoiletten und (3) die gartenbauliche Eignung, bzw. das gartenbauliche Risiko von Störstoffen allgemein.

(C.1) Seuchenhygienische Relevanz

Seuchenhygienische Relevanz von Hygieneartikeln

Es ist nicht davon auszugehen, dass bei ordnungsgemäßer Herstellung von **Hygieneartikeln** wie Feuchtpapier, Tampons, Binden, Babywindeln etc. ein seuchenhygienisches Risiko von diesen selbst ausgeht. Durch die Querverschmutzung mit menschlichen Ausscheidungen (Urin, Fäzes, Blut) können Pathogene an diesen anhaften. Daher sind Hygieneartikel, sofern sie mechanisch nicht entfernt werden können und im Kompost aus Inhalten von Trockentoiletten enthalten sind, in die seuchenhygienische Prüfung miteingeschlossen.

Seuchenhygienische Relevanz von Inhalten aus Chemietoiletten

Da **Inhalte aus Chemietoiletten** menschliche Ausscheidungen enthalten, ist auch ein seuchenhygienisches Risiko gegeben. Eine Desinfektion bzw. vollständige Hygienisierung der Inhalte in Chemietoiletten wird durch die Zugabe von sogenannten „Sanitärflüssigkeiten“ nicht erreicht (ATV, 1997). Ob der Schadstoffe, die in Inhalten aus Chemietoiletten enthalten sind (siehe folgender Abschnitt), sollten diese *nicht* gemeinsam mit Inhalten von Trockentoiletten verwertet werden.

Da Hygieneartikel mit menschlichen Ausscheidungen verschmutzt sein können und Inhalte aus Chemietoiletten menschliche Ausscheidungen enthalten, besteht bei diesen Störstoffen auch ein seuchenhygienisches Risiko. Sofern die Störstoffe nicht getrennt erfasst oder mechanisch entfernt werden können und im Kompost aus Inhalten von Trockentoiletten enthalten sind, sind sie in die seuchenhygienische Prüfung des Düngeprodukts miteingeschlossen.

(C.2) Schadstoffarmut von Störstoffen

Schadstoffe in Inhalten aus Chemietoiletten

Inhalte aus Chemietoiletten sind eine sehr ernstzunehmende Quelle für Schadstoffe. In Wohnmobilen, Wohnwägen oder in Schrebergärten sind tragbare Chemietoiletten-„Kassetten“ weitverbreitet. Nicht selten kommt es vor, dass Inhalte dieser „Kassetten“ in öffentliche Trockentoiletten auf Großveranstaltungen, Autobahnraststätten, Campingplätzen, Schrebergärten u.v.m. entsorgt werden, sodass auch das Risiko für Schadstoffeinträge durch Inhalte aus Chemietoiletten hier beachtet werden muss.

In den Auffangbehältern von Chemietoiletten werden sogenannte „**Sanitärflüssigkeiten**“ zugefügt; oft eine blaue Flüssigkeit. Diese haben die Hauptzwecke (i) biologische Fäulnisprozesse, Gas- und Geruchsbildung zu hemmen, um damit einhergehenden Geruchsentwicklung zu vermeiden, (ii) die Fäkalien durch Parfüm und Farbe zu „maskieren“ sowie (iii) die Zersetzung der Fäkalien und des Toilettenpapiers zu fördern (ATV, 1997). Ein Großteil aller Sanitärflüssigkeiten basieren auf der Wirkung biozider Inhaltstoffe⁶⁵. Auf diese Weise werden im Fäkalienbehälter u.a. anaerobe Bakterien gehemmt oder abgetötet, die die Bildung von Schwefelwasserstoff, Mercaptanen oder Ammoniak verursachen (ebenda). Als biozide Wirkstoffe werden vor allem Formaldehyd⁶⁶, Paraformaldehyd, Glutaraldehyd, Glyoxal oder Quartäre Ammoniumverbindungen (s. Risiko-Relevanz „Feuchttücher“) verwendet. Als Wirkungsverstärker dieser Biozide können Alkohole (insb. n-Propanol) hinzugefügt werden. Die biozide Wirkung von Inhalten aus Chemietoiletten kann bei einem übermäßigen Eintrag in die Kläranlage die Reinigungsleistung der biologischen Stufe verringern oder sogar vollständig zum Erliegen bringen (ebenda). Neben Farb- und Duftstoffen, zur Überdeckung von Geruch und Antlitz der Fäkalien, kommen auch Tenside zur

60 *Biozide Inhaltsstoffe*, bzw. „Biozid-Produkte gemäß § 3b Absatz 1 Nummer 1 Chemikaliengesetz, sind Produkte oder Zubereitungen, die einen oder mehrere Biozid-Wirkstoffe enthalten und dazu bestimmt sind, auf chemischem oder biologischem Wege Schadorganismen wie z.B. Insekten, Mikroorganismen und Nagetiere zu zerstören, abzuschrecken, unschädlich zu machen“ Quelle: <https://www.lgl.bayern.de/produkte/chemikalien/biozide/index.htm> (10.02.2020)

66 Einige Sanitärflüssigkeiten enthalten genau 24 % der FM Formaldehyd und sind damit korrekt als mindergiftig eingestuft. Würden sie allerdings 25 % Formaldehyd enthalten, müsste die Toilettentür mit Warnhinweisen gekennzeichnet werden, wie z.B. mit dem „Totenkopfsymbol“ als Warnung vor giftigen Stoffen, „Rauchen verboten“ oder „Zutritt für Unbefugte verboten“.

Herabsetzung der Oberflächenspannung oder als Emulgatoren zum Einsatz (ATV, 1997). Mit diesen genannten Stoffen gehen ebenfalls Risiken einher, die bereits im Abschnitt zu „Risiko-Relevanz von Reinigungsmitteln, geruchsneutralisierenden Substanzen und Duftstoffen“ diskutiert wurden und hier analog gelten. Viele der genannten Stoffe wirken auf menschliche Atemwege stark reizend, ein Kontakt kann Verätzungen und Allergien hervorrufen. Außerdem besteht die Vermutung, dass das leicht flüchtige Formaldehyd krebserregend ist⁶⁷.

Es gibt Alternativen zu den chemischen Sanitärflüssigkeiten. Bspw. bewirken Sanitärzusätze auf der Basis von Enzymen einen aeroben und somit weitestgehend geruchsfreien Abbau der Fäkalien im Sammelbehälter und verhindern somit anaerobe Fäulnisprozesse. Sie wirken relativ langsam und benötigen eine zusätzliche Sauerstoffversorgung durch Belüftung oder chemische Oxidationsmittel (ATV, 1997). Diese enzymbasierten Sanitärzusätze bergen zwar ein deutlich geringeres Risiko für Mensch & Umwelt, sind aber weniger verbreitet als chemische Sanitärflüssigkeiten auf Biozid-Basis.

Es kann vorkommen, dass Chemietoilettenkassetten, bspw. aus Wohnmobilen, in Trockentoiletten oder an Sammelstellen für Inhalte aus Trockentoiletten entsorgt werden. Dies stellt ein maßgebliches Risiko für die Qualität der daraus hergestellten Recyclingdünger dar.

Um eine stoffliche Verwertung von Inhalten aus Trockentoiletten möglich zu machen, sind Beimengungen von Inhalten aus Chemietoiletten unbedingt zu vermeiden. Eine Aufklärung von Nutzer*innen, eine unübersehbare Kennzeichnung an den Trockentoiletten sowie alternative Entsorgungsmöglichkeiten für Chemietoiletteninhalte werden als unbedingt notwendig erachtet.

Sinnvoll wäre auch eine Kampagne, die die Nutzung von biologisch abbaubaren Präparaten empfiehlt oder gar vorschreibt. Übersichtliche und auffällige Bedienungsanweisungen sowie alternative Entsorgungsoptionen (z.B. Mülleimer und -tonnen) müssen dazu beitragen, dass so wenig wie möglich Störstoffe (bes. Feuchttücher, Glas, Inhalte aus Chemietoiletten) durch Fehlwürfe in die Fäkalien-sammelbehälter von Trockentoiletten gelangen.

(C.3) Gartenbauliche Eignung von Störstoffen

Gartenbauliche Eignung von Abfällen wie Hygieneartikeln, Verpackungsmüll und Glas

Hygieneartikel wie Tampons, Binden, Babywindeln, aber auch **Verpackungsmüll**, gelangen häufig durch Fehlverhalten der Benutzer*innen in die Trockentoiletten. Diese Produkte bzw. Stoffe sind schwer bis nicht biologisch abbaubar, lassen sich aber weitestgehend durch eine Siebung der Ausgangsstoffe vor der Kompostierung und eine zusätzliche Siebung des fertigen Komposts entfernen (Kehres, 2018).

Außerdem kann Glas durch Fehlwürfe in die Feststoffsammelbehälter von Trockentoiletten gelangen. **Zersplittertes Glas** stellt ein Verletzungs-Risiko bei der gartenbaulichen Verwertung von Recycling-Substraten dar. Entweder das Glas wurde bereits zersplittert in die Toilette eingetragen oder wird im Laufe der Aufbereitungsverfahren zersplittert. Diese Splitter lassen sich nicht gänzlich bei einer abschließenden Siebung entfernen. Um Verletzungen von Erntehelfern oder Qualitätsverluste des Erntegutes zu vermeiden, sollten im Gemüsebau nur weitgehend

62 Quelle: <https://getsolbio.com/de/risiko-chemie-toiletten-analyse-eines-anruchigen-umweltproblems/> (25.10.19)

fremdstofffreie Komposte feiner Siebung (0-10 mm) eingesetzt werden (BGK, 2002). Deshalb ist auch hier eine Aufklärung und Bedienungsanweisung für Nutzer*innen von Trockentoiletten unverzichtbar, um den Eintrag von Fehlwürfen zu vermeiden und die Herstellung qualitativ hochwertiger Recyclingdünger zu gewährleisten.

Gartenbauliche Eignung von Inhalten aus Chemietoiletten

Aufgrund des hohen Gehalts an Schadstoffen (siehe vorhergehender Abschnitt), sind Inhalte aus Chemietoiletten nicht für eine Anwendung im Gartenbau geeignet. Es sollte absolut vermieden werden, dass Ausgangsstoffe, aus denen Recyclingdünger für den Gartenbau hergestellt werden, mit Inhalten aus Chemietoiletten querverschmutzt werden.

Feste Störstoffe wie Verpackungsmüll, Hygieneartikel und Glas verringern die gartenbauliche Eignung der Komposte, da sie schwer biologisch abbaubar sind und die Prozesse im Boden negativ beeinträchtigen. Insbesondere Glas birgt zudem ein Verletzungsrisiko bei der gartenbaulichen Anwendung der Komposte. Solche fehlgeordneten Störstoffe müssen im Verlauf des Aufbereitungsprozesses der Toiletteninhalte zu Recyclingdüngern hinreichend und so früh wie möglich entfernt werden. Fehlwürfe von Hygieneartikeln, Verpackungsmüll und anderen Abfällen lassen sich weitestgehend durch eine Siebung entfernen. Um möglichst auch zersplittertes Glas zu entfernen, ist eine feine Siebung (0-10 mm) notwendig.

Der Gehalt an Schadstoffen in Inhalten aus Chemietoiletten senkt bei Eintrag in die Inhalte von Trockentoiletten die gartenbauliche Eignung und somit die Qualität der Komposte. Da diese Störstoffe nicht mechanisch zu entfernen sind und die Risiken u.a. für die Anwender*innen, das Bodenleben und den Eintrag in Pflanzen bedeutend sind, muss der Eintrag bereits vorsorglich verhindert werden.

Außerdem sollten Nutzer*innen von Trockentoiletten über die potenziell negativen Auswirkungen von Fehlwürfen mit Hygieneartikeln und anderen Abfällen im Wertstoffkreislauf sensibilisiert werden.

Zusammenfassung der diskutierten Risiken

Im Folgenden werden zunächst die in diesem Dokument beschriebenen Risiken, die mit den definierten Stoffgruppen einhergehen, für die eingangs definierten Risiko-Kategorien & Qualitätsanforderungen zusammengefasst.

Anschließend folgt eine Matrix, die die Bewertung der Mitglieder des Gremiums zur Erarbeitung der E DIN SPEC 91421:2020-02 „Qualitätssicherung von Recyclingprodukten aus Trockentoiletten zur Anwendung im Gartenbau“ sowie weiterer befragter Expert*innen zusammenfassen.

Seuchenhygienische Risiken

Menschliche Ausscheidungen bergen ein ernstzunehmendes seuchenhygienisches Risiko. Insbesondere in menschlichen Fäzes sind (bei Krankheit) signifikante Frachten an **Humanpathogenen** enthalten. Eine effektive Inaktivierung dieser Krankheitserreger muss fester

Bestandteil jedes Aufbereitungsverfahrens sein. Die seuchenhygienische Unbedenklichkeit in den Recyclingdüngern kann für bestimmte „Indikatororganismen“ nachgewiesen werden, indem vorgegebene Grenzwerte eingehalten werden. Hier kann sich an Hygienevorschriften aus dem geltenden Abfall⁶⁸- und Düngerecht⁶⁹ orientiert werden.

Phytohygienische Risiken

Die Phytohygiene ist vornehmlich relevant für Recyclingdünger, zu deren Herstellung **pflanzliche Zuschlagstoffe** verwendet werden, z.B. Komposte. Hier kann sich an Vorschriften zur Phytohygiene der BioAbfV orientiert werden.

Schadstoffliche Risiken

Ein wesentliches Risiko im Bereich der Schadstoffe stellen Mikroschadstoffe dar, die in Form von **pharmazeutischen Rückständen** in menschlichen Fäzes und in Urin enthalten sind. Jedoch ist das Risiko nicht auf die Stoffströme Urin und Fäzes aus Trockentoiletten begrenzt, sondern umfasst u.a. auch Klärschlamm, Klärabwasser, Kompost oder tierischem Dung, die je nach Entsorgungs- oder Verwertungspfad auf Böden oder in Gewässer eingebracht werden. Zum derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand ist das Risiko durch Einträge von pharmazeutischen Rückständen in die Umwelt zwar gegeben, das Umweltgefährdungspotenzial durch Arzneimittel, Arzneimittelrückstände und -metaboliten in den verschiedenen Stoffströmen jedoch noch schwer genauer zu bestimmen. Bei einer getrennten Erfassung des Stoffstroms Urin, ist eine gezielte Eliminierung der Arzneimittelrückstände aus Urin, z.B. mittels Aktivkohle-Filtrierung, technisch möglich⁷⁰. In diesem Punkt stellen Trockentoiletten möglicherweise einen wesentlichen Effizienzvorteil gegenüber der Erfassung von menschlichen Fäkalien in der Mischkanalisation dar. Recyclingprodukte, die zur Anwendung im Gartenbau aus Inhalten aus Trockentoiletten hergestellt werden, sollten zur Gewährleistung der Qualitätssicherung auf Medikamentenrückstände analysiert werden. Hierfür eignen sich die Indikatorsubstanzen (siehe Anhang A3).

Weitere schadstoffliche Risiken gehen vornehmlich aus **Zuschlagstoffen** hervor, die bei der Erfassung und Aufbereitung menschlicher Ausscheidungen zu Recyclingdüngern angewendet werden. Um das Risiko für Schadstoffeinträge in den Wertstoffkreislauf zu verringern bzw. zu vermeiden und die Qualität von Recyclingdüngern aus Substraten menschlicher Herkunft zu sichern, bedarf es einer guten Kenntnis über die Herstellungsprozesse bzw. -orte der Stoffe bzw. ggf. Analysen der Edukte.

Ein weiteres wesentliches schadstoffliches Risiko geht aus nicht biologisch abbaubaren **Störstoffen** hervor, die durch Benutzer*innenfehlverhalten in den Wertstoffkreislauf geraten. Dabei lassen sich fehlgeorfene Tampons, Damenbinden, Windeln, Verpackungsmüll etc. i.d.R. rückstandsfrei durch Siebung entfernen. Fehlwürfe von Glas bzw. Glassplittern oder im Laufe des Aufbereitungsprozesses zersplittertes Glas stellen ein Verletzungs-Risiko bei der gartenbaulichen Verwertung von Recyclingdüngern dar und müssen durch eine besonders feine Siebung (< 10 mm)

63 Zum Beispiel Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG), Bioabfallverordnung (BioAbfV), Klärschlammverordnung (AbfKlärV), oder Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsverordnung (TierNebV).

64 Zum Beispiel Düngegesetz (DüngG), Düngemittelverordnung (DüMV), Düngeverordnung (DüV).

70 Siehe zum Beispiel das Schweizer Produkt „Aurin“, ein Dünger aus menschlichem Urin: <http://vuna.ch/>

rückstandsfrei entfernt werden. Problematisch sind Feuchttücher, da diese mit Desinfektionsmitteln behandelt sind, die QAV beinhalten können. Außerdem können Inhalte aus Chemietoiletten zur Kontamination durch Formaldehyd, Benzyl-C12-16-alkyldimethylverbindungen und Chloriden führen und sollten unbedingt aus Trockentoiletten ferngehalten werden.

Um das Risiko durch Schadstoffeinträge mit Störstoffen bereits „an der Quelle“ zu vermeiden, bedarf es (i) Abfallgehälter *in* den Trockentoiletten für Feuchttücher und Hygieneartikel und (ii) extra Sammelstellen für Inhalte aus Chemietoiletten, die über eine übersichtliche und auffällige Bedienungsanweisung und ggf. eine gute Betreuung und hinreichende Kontrolle verfügen. Um Fehlwürfe zu vermeiden, braucht es außerdem die Sensibilisierung von Nutzer*innen für die Risiken, die mit der Nutzung und sachgerechten Entsorgung von Feuchttüchern, Hygieneartikeln oder Inhalten aus Chemietoiletten einhergehen. Dazu beitragen können Bedienungsanleitungen, Aufklärung über die Negativfolgen von Fehlwürfen, zusätzliche Müllbehälter und Entsorgungsmöglichkeiten für potenzielle Störstoffe.

Gartenbauliche Risiken

Für die **Düngung im Gartenbau** geeignet sind prinzipiell die eher nährstoffreichen Stoffe wie menschlicher Urin oder Fäzes sowie Essensreste. Betriebsübliche Zuschlagsstoffe wie Kloppapier, Sägespäne oder Pflanzenkohle tragen weniger Nährstoffe, aber dafür leicht und schwerer abbaubaren Kohlenstoff bei, und spielen somit eine Rolle für die Humuswirtschaft. Bei der Verwertung per Kompostierung ist auf eine ausgewogene Mischung der Ausgangsstoffe in Bezug auf Feuchte, Schüttdichte, Nährstoff- versus Kohlenstoffgehalte, leicht und schwerer abbaubare organische Verbindungen sowie Schadstofffreiheit der Edukte zu achten.

Gartenbauliche Risiken betreffen z.B. den **erhöhten Salzgehalt** in Urin in Form von NaCl. Die regelmäßige Ausbringung als Dünger kann auf bestimmten Böden zur Versalzung beitragen und damit Pflanzenwachstum und Bodenstruktur mittel- oder langfristig beeinträchtigen. Der **hohe Ammoniumgehalt** in Urin, bzw. dem Gemisch aus Urin und Fäzes kann bei nicht sachgemäßer Lagerung und Düngung als Ammoniak emittiert werden. Eine Lagerung von Urin in geschlossenen Behältnissen und eine Abdeckung vom Fäkalkompost wird daher empfohlen. Bei der Düngung ist eine sofortige Einarbeitung in den Boden essentiell, vor allem bei Urin-basierten Produkten mit Harnstoff oder hohem Ammoniumanteil, um Ammoniakemissionen während der Ausbringung zu vermeiden. Wie auch für andere Düngemittel gilt die sachgemäße Düngeberechnung nach Pflanzenbedarf, um Nitratauswaschung zu vermeiden. Der **pH-Wert** von Urin-basierten Produkten kann ebenfalls das Potenzial von Ammoniak-Emissionen erhöhen, wenn $\text{pH} > 7$. Darüber hinaus könnte ein *stark* saurer oder alkalischer pH des Recycling-Produkts Böden mit geringer Pufferkapazität negativ beeinträchtigen (z.B. Versauerung).

Bei der stofflichen Verwertung von menschlichen Ausscheidungen ist das Risiko einer **Verlagerung von Arzneimittelrückständen** in die Nahrungskette und Umwelt zum derzeitigen Wissensstand noch nicht vollständig abzuschätzen. Das Risiko scheint jedoch geringer zu sein als bei Gülle und Klärschlamm und kann mit Kompostierung der Fäzes oder Aktivkohlefiltration des Urins noch weiter reduziert werden.

Ergebnis Risiko-Matrix

Um das jeweilige Risiko der einzelnen diskutierten Stoffgruppen in Inhalten aus Trockentoiletten übersichtlich und zusammenfassend aufzuzeigen wurde eine Risiko-Matrix angefertigt. Dabei wurden Mitglieder des Gremiums zur Erarbeitung der „DIN SPEC 91421“ befragt und um die Abgabe eines Risiko-Wertes für ausgewählte Inhaltsstoffe gebeten.

Mögliche Angaben waren wie folgt:

0 – kein Risiko / bzw. wurde in der Risikoanalyse nicht diskutiert, da kein Risiko gesehen

1– sehr geringes Risiko

2–geringes Risiko

3– mittleres Risiko

4– hohes Risiko

5 – sehr hohes Risiko

Die einzelnen Stoffgruppen wurden als unabhängiger Stoffstrom bewertet. Das Risiko der einzelnen Stoffgruppen ist ein Produkt aus ihrer Schadensschwere und ihrer Eintrittswahrscheinlichkeit. Beide Faktoren wurden von den Teilnehmenden auf Basis der Inhalte der Risikoanalyse selbst eingeschätzt; jedoch nicht separat abgefragt. Diese Risiko-Definition sollte bei der Vergabe der Risikowerte 0-5 im Kontext der Anwendung von Recyclingprodukten aus Trockentoiletten im Gartenbau berücksichtigt werden. Die einzelnen Felder der Matrix sind in drei Farben kategorisiert (Grün: „geringes Risiko“, Gelb: „mittleres Risiko“, Rot: „hohes Risiko“). An der Befragung nahmen insgesamt 11 Expert*innen teil.

Tabelle 8: Risikomatrix mit Mittelwerten und Bereich (min-max) nach Expert*innenbefragung zum Risikopotenzial der einzelnen Stoffgruppen in Inhalten aus Trockentoiletten

Betrachtete Kategorien für die Qualitätssicherung	Seuchenhygiene	Phytohygiene	Schadstoffarmut	Gartenbauliche Eignung
Betrachtete Stoffgruppen:				
Menschliche Ausscheidungen				
Urin	1,5 (1,0 – 2,0)	0,4 (0 – 2,0)	2,7 (0 – 4,0)	1,9 (1,0 – 3,0)
Fäzes	4,3 (3,0 – 5,0)	1,3 (0 – 2,0)	2,3 (0 – 4,0)	1,9 (1,0 – 3,0)
Blut	2,2 (1,0 – 5,0)	0,4 (0 – 1,0)	0,9 (0 – 3,0)	1,3 (0 – 3,0)
Erbrochenes	2,2 (1,0 – 4,0)	1,6 (0 – 4,0)	1,1 (0 – 3,0)	1,5 (0 – 3,0)
Betriebsübliche Zuschlagstoffe				
Einstreumaterial	0,4 (0 – 2,0)	1,9 (0 – 4,0)	2,7 (1,0 – 4,0)	2,1 (1,0 – 3,0)
Toilettenpapier	0,6 (0,0 – 2,0)	0,6 (0 – 2,0)	1,4 (0 – 3,0)	1,6 (0 – 3,0)
Verwertungsbedingte Zuschlagstoffe für Urinaufbereitung	0,3 (0 – 1,0)	0,9 (0 – 3,0)	2,5 (1,0 – 3,0)	2,0 (1,0 – 3,0)
Verwertungsbedingte Zuschlagstoffe für Feststoffaufbereitung	0,4 (0 – 1,0)	2,1 (0 – 3,0)	2,5 (1,0 – 4,0)	2,1 (1,0 – 3,0)
Störstoffe				
Feuchttücher	0,4 (0 – 1,0)	0,6 (0 – 3,0)	2,9 (2,0 – 5,0)	3,8 (2,0 – 5,0)
Hygieneartikel	0,9 (0 – 2,0)	0,6 (0 – 3,0)	3,0 (2,0 – 5,0)	3,4 (1,0 – 5,0)
Zersplittertes Glas	0,7 (0 – 1,0)	0,3 (0 – 1,0)	1,4 (0 – 3,0)	4,2 (3,0 – 5,0)
Inhalten aus Chemietoiletten	2,0 (0 – 4,0)	1,9 (0 – 4,0)	3,9 (1,0 – 5,0)	4,1 (2,0 – 5,0)

Legende:

0-1,5 "geringes Risiko"

1,5-3,5 "mittleres Risiko"

3,5-5 "hohes Risiko"

Anhang

(A1) Tabellen zu seuchenhygienisch relevanten Pathogenen in Fäzes und Urin

Tabelle A1.1: Beispiele für seuchenhygienisch relevante Pathogene, die in menschlichen Fäzes enthalten sein können, gesundheitliche Folgen, Übertragungswege und Bedeutung der Hygiene (übersetzt; original Tabelle 6.1 in (WHO, 2018)).

Pathogen	Gesundheitliche Folgen	Übertragungswege	Risiko
Bakterien			
<i>Campylobacter spp.</i>	Häufige bakterielle Ursache für Durchfall. Ernste Folgeerkrankungen möglich.	Überwiegend durch tierische Kontaminationen von Nahrung und Wasser. Selten von Mensch zu Mensch.	Gering
<i>Clostridium difficile</i>	Global häufige Ursache für Durchfall, vorwiegend bei älteren Patienten. Wichtiger Verursacher von Durchfall bei Antibiotika-Behandlungen.	Mensch zu Mensch. Überwiegend in Pflegesituationen durch unzureichenden Hygienepraktiken. Epidemien bei institutionellen Einrichtungen möglich.	Gering
Enterogglomerative <i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	Wichtige Ursache für chronischen Durchfall im Globalen Süden ⁷¹ .	Unklar	Unklar
Enterohaemorrhage <i>E. coli</i>	Trotz geringem Vorkommen, hohes Sterblichkeitsrisiko und schwere Folgeerkrankungen.	Mensch zu Mensch, über Wasser und Nahrung	Hoch
Enteroinvasive <i>E. coli</i>	Verursacht wässrigen Durchfall, aber kann sich zu Dysenterie ⁷² entwickeln.	Wird in Zusammenhang gebracht mit lebensmittelbedingten Krankheitsausbrüchen, wobei auch Infektion von Mensch zu Mensch möglich.	Mittel
Enteropathogene <i>E. coli</i> (EPEC)	Kann schweren Durchfall verursachen.	Mensch zu Mensch	Hoch
Enterotoxigene <i>E. coli</i> (ETEC)	Hauptursache für Durchfall bei Säuglingen im Globalen Süden.	Vorwiegend über Lebensmittel und Wasser; es wird angenommen, dass nicht von Mensch zu Mensch übertragbar.	Mittel
<i>Helicobacter pylori</i>	Verursacht akute Gastritis und Magengeschwüre; Hauptrisikofaktor für Magenkrebs (eine wichtige Ursache für Krebssterblichkeit im Globalen Süden).	Mensch zu Mensch, wenn Menschen auf engem Raum, schlechte Hygiene und fäkal-oral durch unbehandeltes Wasser, schlechte sanitäre Einrichtungen.	Unklar
<i>Salmonella enterica ser. Typhi</i>	Typhus (enterisches Fieber) eine schwere Krankheit die unbehandelt eine hohe Sterblichkeitsrate hat.	Verbreitung über Nahrung oder Wasser	Hoch
Andere Salmonellen-Stämme	Vielzahl an Krankheitsbildern (wässrige Durchfälle, bis Dysenterie), verbunden mit einer Reihe systemischer Folgeerkrankungen	Vorwiegend über Nahrung, Epidemien über Wasser aber möglich; Mensch zu Mensch möglich, dann vorwiegend über Pflegearbeiten.	Gering
<i>Shigella dysenteriae</i>	Schwerer Durchfall und Dysenterie mit schwerwiegenden Folgen einschließlich Kolitis ⁷³ , Mangelernährung, Rektumprolaps, Tenesmus, reaktive Arthritis und Auswirkungen auf das Zentralnervensystem.	Mensch zu Mensch, höchst infektiös, meistens im Globalen Süden. Epidemien möglich.	Hoch

66 **Globaler Süden** = Ein Land des Globalen Südens ist ein gesellschaftlich, politisch und wirtschaftlich benachteiligter Staat. Die Zuordnung eines Landes zum Globalen Norden beschreibt hingegen eine privilegierte Position. Die Begriffe Globaler Süden und Globaler Norden werden also verwendet, um eine Hierarchie zwischen „Entwicklungsländern“ und „entwickelten Ländern“ zu vermeiden. Quelle: <https://www.weltwegweiser.at/organisation-finden/um-welche-laender-es-geht/>

67 **Dysintérie**, oder **Ruhr** = blutige Durchfälle, die durch Amöben oder Bakterien (z.B. Shigellen) ausgelöst werden.

Quelle: <https://www.aerzte-ohne-grenzen.de/glossar/dysenterie>

68 **Kolitis** = Darmentzündung, akut oder chronisch. Quelle: <http://www.chir.med.tum.de/darmzentrum/kolitis>

Pathogen	Gesundheitliche Folgen	Übertragungswege	Risiko
Bakterien			
<i>Shigella flexneri</i>	Durchfall und Symptome einer Dysenterie.		Hoch
<i>Shigella sonnei</i>	Weltweit häufige Ursache für wässrigen Durchfall	Mensch zu Mensch, höchst infektiös, Epidemien möglich.	Hoch
<i>Vibrio cholerae</i>	Akuter wässriger Durchfall. Tod durch Austrocknung möglich. Die meisten infizierten Personen sind asymptomatisch.	Vor allem über Nahrung und Wasser. Teilweise Mensch zu Mensch. Epidemien möglich.	Hoch
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Wässriger Durchfall und mesenteriale Adenitis (Entzündung der Lymphknoten im Bauch) Keine häufig diagnostizierte Ursache von Durchfall.	Über Nahrung und Wasser. Teilweise Mensch zu Mensch.	Mittel
AMR opportunistische Pathogene⁷⁴	Besiedlung des Darms, große Bandbreite an extraintestinalen Infektionen bei gefährdeten Bevölkerungsgruppen, z.B. Blut-infektionen einschließlich Sepsis (bei Neugeborenen, Frauen nach der Entbindung, postoperativ, bei immunsupprimierten Einzelpersonen), Harntraktinfektionen, postoperative Infektionen der Wunde.	Mensch zu Mensch, höchst infektiös, meistens im Globalen Süden. Epidemien möglich.	Hoch
Viren			
Adenoviren	Große Gruppe Viren mit unterschiedlichen Krankheitsbildern; Genotypen 40 und 41: Gastroenteritis bei Kindern (Durchfallerkrankung bis 10 Tage).	Mensch zu Mensch, Infektion sowohl über Tröpfchen als auch fäkal-oral möglich.	Gering
Astroviren	Weltweit häufige Ursache für Durchfall, vor allem bei Kleinkindern	Vorwiegen von Mensch zu Mensch, Infektion auch über Wasser möglich. Epidemien treten vor allem bei institutionellen Einrichtungen.	Gering
Enteroviren	Eine große Zahl an Viren mit einer Reihe klinischer Symptome (einschließlich Poliovirus – siehe unten).	Mensch zu Mensch und über Umwelt	Unklar
Hepatitis A	akute, normalerweise selbstlimitierender Hepatitis. Gelegentlich verknüpft mit Tod durch akutes Leberversagen.	Über Nahrung und Wasser, oder Mensch zu Mensch. Alle Infektionswege können zu Epidemien führen.	Mittel
Hepatitis E	Kann akute Hepatitis verursachen; Genotyp 1 wird mit Müttersterblichkeit, akutes Leberversagen.	Genotypen 1 und 2 dominieren im Globalen Süden und werden überwiegend über Wasser übertragen; Genotypen 3 und 4 dominieren in Europa und werden mit dem Konsum von kontaminierten Schweine- oder Wildfleisch in Verbindung gebracht.	Mittel
Norovirus	Hauptursache für Gastroenteritis-Ausbrüche (gekennzeichnet durch Durchfall, Erbrechen, Bauchschmerzen) in allen Altersgruppen.	Überwiegend von Mensch zu Mensch über Tröpfchen und fäkal-oral; auch über Wasser und Nahrung möglich. Hauptursache für sporadische Ausbrüche in Krankenhäusern, Pflegeheimen und anderen Einrichtungen.	Gering
Poliovirus	Akute Poliomyelitis ⁷⁵ ist häufig asymptomatisch. Bei wenigen Menschen entwickeln sich Lähmungen.	Mensch zu Mensch, einige Ausbrüche mit der Zerstörung sanitärer Infrastruktur assoziiert (z.B. während des Krieges).	Mittel

69 Können Teil der natürlichen Darmflora sein, z.B. Carbapenemresistente Organismen und *Enterobacteriaceae* die ein weites Spektrum an Betalactamase mit sich tragen.

70 *Poliomyelitis* = Kinderlähmung

Quelle: <https://www.kinderaerzte-im-netz.de/krankheiten/kinderlaehmung-poliomyelitis/symptome-krankheitsbild/>

Pathogen	Gesundheitliche Folgen	Übertragungswege	Risiko
Viren			
Sapiovirus	Weltweit Ursache für akuten Durchfall und Erbrechen	Vor allem Mensch zu Mensch, Übertragung sowohl über Tröpfchen als auch fäkal-oral; auch über Wasser und Nahrung möglich.	Gering
Protozoen			
<i>Cryptosporidium spp.</i>	Weltweit eine der häufigsten Ursachen von Durchfall bei Kleinkindern. Durchfall kann sich bei Personen mit geschwächtem Immunsystem verlängern.	Mensch zu Mensch, viele Ausbrüche in Verbindung mit Infektionen über Wasser und Nahrung.	Hoch
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Unübliche Ursache von akutem Durchfall, in jeder Altersklasse. Akute Krankheit kann 1-8 Wochen anhalten.	Infektion über Wasser und Nahrung, Epidemien möglich	Gering
<i>Entamoeba histolytica</i>	Kann Durchfall verursachen, Amöben-Dysenterie und Leberabszesse oder metastasierende Abszesse. Weit verbreitet aber ungleichmäßiges Vorkommen.	Über Wasser und Nahrung, Selten von Mensch zu Mensch	Hoch
<i>Giardia intestinalis</i>	Am häufigsten vorkommender Human-Protozoon-Erreger für Magen-Darminfektionen. Häufige Ursache von Durchfall. Kann lange andauern und wird mit Stockungen bei Kindern und Gewichtsverlust bei Erwachsenen in Verbindung gebracht	In der Regel übers Wasser, auch Mensch zu Mensch möglich	Mittel
Helminthen			
<i>Ascaris lumbricoides</i> (Spul- oder Fadenwurm)	Weltweit eine der häufigsten Helminthen-Infektionen bei Menschen. Weitgehend asymptomatisch. Kann zu Darmverschluss, Appendizitis, Pankreatitis und Unterernährung führen	Über kontaminierten Boden, Nahrung oder Übertragung per Hand.	Hoch
<i>Diphyllobothrium latum</i>	Darmbandwurm; Weitgehend asymptomatisch. Kann zu Anämie führen.	Über Nahrung - Konsum von infizierten Fischen ⁷⁶	Mittel
<i>Ancylostoma Duodenale</i> <i>Necator americanus</i> (Hakenwurm)	Weitgehend asymptomatisch. Kann zu chronischen Bauchschmerzen führen, als auch zur Eisenmangelanämie und Protein- Unterernährung.	Relevantester Infektionsweg über Penetration der Haut (z.B. barfuß gehen auf kontaminierten Boden). <i>Ancylostoma Duodenale</i> kann auch durch die Einnahme von Larven verbreitet werden (über Boden und Kulturpflanzen).	Hoch
<i>Hymenolepis spp.</i> (Zwerg-Bandwurm)	Symptome in der Regel mild; könnte Bauchschmerzen beinhalten und bei schweren Infektionen Magersucht.	Menschen infizieren sich durch die Einnahme fruchtbarer Eier bei kontaminierter Nahrung, Wasser, Boden und Oberflächen.	Hoch
<i>Schistosomas Haematobium</i> (Saugwürmer)	Konzentriert sich weitgehend auf Globalen Süden. Akutes Krankheitsbild: Hautausschläge, Blut im Urin, Anämie. Chronische Bild: Kümmerwuchs, Nierenprobleme, Hydronephrose, Blasenkrebs, Unfruchtbarkeit, Dyspareunie, Bilharziose weiblicher Genitalien, kann auch zu einer ausgeprägten Schrumpfbilase führen	Hautpenetration durch Zerkarien ⁷⁷ in kontaminiertem Wasser, über den Lebenszyklus einer Schnecke als Wirt; Ausscheidung über Urin (auch in Fäzes möglich). Jedes Wurmpaar produziert mehrere hundert Eier pro Tag	Hoch
Andere Schistosomas⁷⁸	Bauchschmerzen, Anämie, Wachstumsstörungen, Epilepsie, Hypertonie	Hautpenetration durch Zerkarien wie <i>Schistosomas Haematobium</i> ; Ausscheidung der Eier über Fäzes	Hoch

71 Eier in menschlichen Fäkalien werden von kleinen Krestieren gegessen und gelangen über Fische zurück in die Nahrungskette.

72 **Zerkarien**= Larven von Saugwürmern. Quelle: <https://tropeninstitut.de/krankheiten-a-z/zerkariendermatitis>

73 Umfassen *S. mekongi*, *S. japonicum*, *S. mansoni*, *S. intercalatum*, *S. guineensis*.

Pathogen	Gesundheitliche Folgen	Übertragungswege	Risiko
Helminthen			
<i>Strongyloides Stercoralis</i> (Zwergfadenwurm)	Bauchschmerzen, Durchfall, Husten, Aufblähung, Sodbrennen, Ausschlag, möglicherweise Arthritis, Nieren- und Herzbeschwerden. Kann Jahrzehntlang asymptomatisch bleiben. Die meisten Infektionen bleiben asymptomatisch.	Infektion über Larven durch Hautpenetration über kontaminierten Boden. Erneute Selbstinfektion möglich, daher verlängerte Infektionsdauer.	Hoch
<i>Taenia solium</i> (Schweinebandwurm)	Verursacht (i) Taeniasis 1 mit geringen gesundheitliche Folgen oder (ii) Cysticercose ⁷⁴ (wenn ein Mensch als Zwischenwirt dient) in Muskeln, Haut, Augen und zentralem Nervensystem, mit möglicherweise schwerwiegenden gesundheitlichen Folgen.	Taeniasis 1: Über Nahrung – durch Konsum von Larven in ungekochtem Schweinefleisch. Larven entwickeln sich im menschlichen Körper zu ausgewachsenen Würmern. Eier werden über die Fäzes ausgeschieden. Übertragung Mensch zu Mensch (bei unzureichender Hygiene), Nahrung, Boden, Wasser. Cysticercose: durch Aufnahme der Eier. Die Eier bilden Cysten im Gewebe. Weitere Selbstinfektion mit Eiern oder Infektionsrisiko für Andere durch Fäzes. Schwein als Zwischenwirt.	Hoch
<i>Taenia saginata</i> (Rinderbandwurm)	Taeniasis führt zu geringen gesundheitliche Folgen	Taeniasis über die Nahrung – Larven in ungekochtem Rindfleisch. (ähnlich Schweinebandwurm) Rinder als Zwischenwirt	Hoch
Trematoden (Saugwürmer/ parasitäre Plattwürmer)	(F), (C) und (O): Leberegel-Krankheit, (P): Egelbefall der Lunge; alle Krankheiten weitgehend asymptomatisch. Bei schwerer Infektion führt (F) zu chronischer Leberfibrose u.Pankreatitis; (C) und (O) führen zu Leber- und Gallengangenzündung, bei chronischen Fällen zu Fibrose und Gallengangkrebs; (P) verursacht bei chronischen Fällen Husten mit blutigem Auswurf, Brustschmerzen mit Atemnot und Fieber – Pleuraler Erguss und Pneumothorax als Komplikationen.	Alle werden über die Nahrung übertragen. Kontamination von Süßwasser und Süßwasserpflanzen (auch Fisch, Krebstiere, Wasserpflanzen) durch menschlichen oder tierischen Kot. Alle haben Wasser-Schnecken als Zwischenwirt. Fische und Krebstiere sind zweite Wirt-Zwischenstufe für Metacercarien; Wasserpflanzen dienen als Substrat für (F) Metacercarien.	Unklar
<i>Fasciola hepatica</i> , F. <i>gigantica</i> (F), <i>Clonorchis sinensis</i> (C), <i>Opisthorchis viverrini</i> (O) <i>Paragonimus</i> ssp (P) (darunter am häufigsten <i>P. westermani</i> , <i>P. heterotremus</i> , <i>P. philippinensis</i>)			
<i>Trichuris trichiura</i> (Peitschenwurm)	Weitgehend asymptomatisch. Bei schweren Infektion – chronische Bauchschmerzen und Durchfall, Eisenmangel-Anämie, Wachstumsstörungen, Dysenterie, wiederkehrender Rektalprolaps.	Über kontaminierten Boden und Nutzpflanzen, Hand zu Mund Übertragung	Hoch
<i>Ascaris lumbricoides</i> (Spul- oder Fadenwurm)	Weltweit eine der häufigsten Helminthen-Infektionen bei Menschen. Weitgehend asymptomatisch. Kann zu Darmverschluss, Appendizitis, Pankreatitis und Unterernährung führen	Über kontaminierten Boden, Nahrung oder Übertragung per Hand.	Hoch
<i>Diphyllobothrium latum</i>	Darmbandwurm; Weitgehend asymptomatisch. Kann zu Anämie führen.	Über Nahrung - Konsum von infizierten Fischen	Mittel
<i>Ancylostoma Duodenale</i> <i>Necator americanus</i> (Hakenwurm)	Weitgehend asymptomatisch. Kann zu chronischen Bauchschmerzen führen, als auch zur Eisenmangelanämie und Protein- Unterernährung.	Relevantester Infektionsweg über Penetration der Haut (z.B. barfuß gehen auf kontaminierten Boden). <i>Ancylostoma Duodenale</i> kann auch durch die Einnahme von Larven verbreitet werden (über Boden und Kulturpflanzen).	Hoch
<i>Hymenolepis</i> spp. (Zwerg-Bandwurm)	Symptome in der Regel mild; könnte Bauchschmerzen beinhalten und bei schweren Infektionen Magersucht.	Menschen infizieren sich durch die Einnahme fruchtbarer Eier bei kontaminierter Nahrung, Wasser, Boden und Oberflächen.	Hoch

74 *Cysticercose* = Cysticercosis, Zystizerkose, parasitäre Erkrankung, die durch Einlagerung der Finnen (*Cysticercus*) des Schweinebandwurms (*Taenia solium*; Taeniidae) hervorgerufen wird; beim Menschen relativ selten.

Quelle: <https://www.spektrum.de/lexikon/biologie/cysticercose/16460>

Pathogen	Gesundheitliche Folgen	Übertragungswege	Risiko
Helminthen			
<i>Schistosomas</i> <i>Haematobium</i> (Saugwürmer)	Konzentriert sich weitgehend auf Globalen Süden. Akutes Krankheitsbild: Hautausschläge, Blut im Urin, Anämie. Chronische Bild: Kümmerwuchs, Nierenprobleme, Hydronephrose, Blasenkrebs, Unfruchtbarkeit, Dyspareunie, Bilharziose weiblicher Genitalien, kann auch zu einer ausgeprägten Schrumpfbilase führen	Hautpenetration durch Zerkarien ¹ in kontaminiertem Wasser, über den Lebenszyklus einer Schnecke als Wirt; Ausscheidung über Urin (auch in Fäzes möglich). Jedes Wurmpaar produziert mehrere hundert Eier pro Tag	Hoch
Andere <i>Schistosomas</i>¹	Bauchschmerzen, Anämie, Wachstumsstörungen, Epilepsie, Hypertonie	Hautpenetration durch Zerkarien wie <i>Schistosomas</i> <i>Haematobium</i> ; Ausscheidung der Eier über Fäzes	Hoch
<i>Strongyloides</i> <i>stercoralis</i> (Zwergfadenwurm)	Bauchschmerzen, Durchfall, Husten, Aufblähung, Sodbrennen, Ausschlag, möglicherweise Arthritis, Nieren- und Herzbeschwerden. Kann Jahrzehntelang asymptomatisch bleiben. Die meisten Infektionen bleiben asymptomatisch.	Infektion über Larven durch Hautpenetration über kontaminierten Boden. Erneute Selbstinfektion möglich, daher verlängerte Infektionsdauer.	Hoch
<i>Taenia solium</i> (Schweinebandwurm)	Verursacht (i) Taeniasis 1 mit geringen gesundheitliche Folgen oder (ii) Cysticercose ¹ (wenn ein Mensch als Zwischenwirt dient) in Muskeln, Haut, Augen und zentralem Nervensystem, mit möglicherweise schwerwiegenden gesundheitlichen Folgen.	Taeniasis 1: Über Nahrung – durch Konsum von Larven in ungekochtem Schweinefleisch. Larven entwickeln sich im menschlichen Körper zu ausgewachsenen Würmern. Eier werden über die Fäzes ausgeschieden. Übertragung Mensch zu Mensch (bei unzureichender Hygiene), Nahrung, Boden, Wasser. Cysticercose: durch Aufnahme der Eier. Die Eier bilden Cysten im Gewebe. Weitere Selbstinfektion mit Eiern oder Infektionsrisiko für Andere durch Fäzes. Schwein als Zwischenwirt.	Hoch
<i>Taenia saginata</i> (Rinderbandwurm)	Taeniasis führt zu geringen gesundheitliche Folgen	Taeniasis über die Nahrung – Larven in ungekochtem Rindfleisch. (ähnlich Schweinebandwurm) Rinder als Zwischenwirt	Hoch
Trematoden (Saugwürmer/ parasitäre Plattwürmer)	(F), (C) und (O): Leberegel-Krankheit, (P): Egelbefall der Lunge; alle Krankheiten weitgehend asymptomatisch. Bei schwerer Infektion führt (F) zu chronischer Leberfibrose u. Pankreatitis; (C) und (O) führen zu Leber- und Gallengangenzündung, bei chronischen Fällen zu Fibrose und Gallengangkrebs; (P) verursacht bei chronischen Fällen Husten mit blutigem Auswurf, Brustschmerzen mit Atemnot und Fieber – Pleuraler Erguss und Pneumothorax als Komplikationen.	Alle werden über die Nahrung übertragen. Kontamination von Süßwasser und Süßwasserpflanzen (auch Fisch, Krebstiere, Wasserpflanzen) durch menschlichen oder tierischen Kot. Alle haben Wasser-Schnecken als Zwischenwirt. Fische und Krebstiere sind zweite Wirt-Zwischenstufe für Metacercarien; Wasserpflanzen dienen als Substrat für (F) Metacercarien.	Unklar
<i>Fasciola hepatica</i> , <i>F. gigantica</i> (F), <i>Clonorchis sinensis</i> (C), <i>Opisthorchis viverrini</i> (O) <i>Paragonimus</i> ssp (P) (darunter am häufigsten <i>P. westermani</i> , <i>P. heterotremus</i> , <i>P. philippinensis</i>)			
<i>Trichuris trichiura</i> (Peitschenwurm)	Weitgehend asymptomatisch. Bei schweren Infektion – chronische Bauchschmerzen und Durchfall, Eisenmangel-Anämie, Wachstumsstörungen, Dysenterie, wiederkehrender Rektalprolaps.	Über kontaminierten Boden und Nutzpflanzen, Hand zu Mund Übertragung	Hoch

Tabelle A1.2: Krankheitserreger, die über den Urin ausgeschieden werden können, und die Bedeutung des Urins als Übertragungsquelle (aus: Schönning & Stenström, 2004 S. 4, ergänzt mit WHO, 2018)

Pathogen	Gesundheitliche Folgen	Übertragungswege	Wichtige tierische Übertragungswege	Risiko
<i>Leptospira interrogans</i>		Mensch zu Mensch	In der Regel über tierischen Urin	Gering
<i>Salmonella typhi</i> und <i>Salmonella paratyphi</i>	Typhus (enterisches Fieber)	Verbreitung über Nahrung oder Wasser, über Urin in der Regel untypisch, Ausscheidung nur bei systemischer Infektion	Beschränkt auf Menschen	Geringer im Vgl. zu anderen Infektionswegen (Fäzes)
<i>Schistosoma haematobium</i>	siehe Tabelle Fäzes	Über Urin ausgeschiedene Eier. Infektion indirekt über Urin, da Infektion mit Larven über Wasser. Siehe Tabelle Fäzes	siehe Tabelle Fäzes	Hoch
Mycobacterien		Unüblich da Infektion in der Regel über Luft		Gering
Viren (CMV, JCV, BKV, Adeno, Hepatitis u.a.)	Siehe ausführlich Tabelle Fäzes	Urin nicht anerkannt als Infektionsweg. Einzelfälle für Hep A und vermutet auch für Hep B, tlw. unklar	Siehe Tabelle Fäzes	Wahrscheinlich gering
Microsporidia		Wird angenommen, aber Urin als Infektionsweg nicht anerkannt		gering
Veneal disease causing		Nicht über Urin, da kein Überleben außerhalb des Körpers für relevanten Zeitraum möglich		-
Blaseninfektionen		Keine direkte Übertragung über die Umwelt möglich		Gering

(A2) Indikator-Substanzen zum Monitoring umweltwirksamer pharmazeutischer Rückstände

Im Hinblick auf mögliche negative Umweltauswirkungen sind nach Bergmann et al. (2011) folgende Arzneimittel-Wirkstoffgruppen besonders beachtenswert:

- Antibiotika,
- Psychopharmaka,
- Zytostatika⁸⁰, und
- Arzneistoffe mit hormoneller Wirkung (Sexualhormone, zytostatische Hormone).

Umweltrelevante Arzneistoffe beinhalten insbesondere **Arzneimittel, deren Verbrauchszahlen in den vergangenen Jahren deutlich gestiegen sind** sowie Neuerscheinung im Markt. Laut Schulte-Oehlmann et al. (2007) sollten hierzu folgende Wirkstoffe besondere Beachtung bekommen:

- Analgetika: Flupirtin, Ibuprofen, Metamizol, Naproxen;
- Antibiotika: Sulbactam, Cefuroximeaxetil, Piperacillin, Ceftriaxon, Levofloxacin, Clindamycin, Ciprofloxacin;
- Antiepileptika: Levetiracetam, Quetiapin, Oxcarbazepin;
- Betablocker: Bisoprolol, Metoprolol;
- Lipidsenker: Simvastatin;
- Röntgenkontrastmittel: Iobitridol, Iomeprol, Iohexol, Iodixanol.

Umweltrelevante Arzneistoffe beinhalten jedoch auch **Arzneimittel, die in geringen Mengen angewendet werden** (d.h. jährliche Verkaufsmengen im kg-Bereich) aber hochwirksame Arzneiwirkstoffe enthalten. Dazu gehören nach Schulte-Oehlmann et al. (2007):

- antineoplastische & immunmodulierende Substanzen (z.B. Hydroxycarbamid, Capecitabin, Celecoxib),
- Urogenitalsystem- und Sexualhormone (z.B. Lutropinalfa, Medroxyprogesteron, Deanol, Denogest, Norethisteron) sowie
- Antiinfektiva für systemische Gaben (z.B. Amoxicillin, Penicillin V, Piperacillin, Sulfamethoxazol, Clindamycin, Ciprofloxacin, Cefuroxin, Axetil, Sulbactam, Cefuroxim, Ampicillin, Aciclovir, Cefaclor, Clarithromycin, Metronidazol, Ceftriaxon, Tazobactam und Cefazolin) (ebenda).

Die folgende Tabelle A2.1 fasst umweltrelevante Humanarzneimittelwirkstoffe zusammen (Schulte-Oehlmann et al., 2007).

⁷⁵ **Zytostatika** = Medikamente, die die Teilung und Vermehrung von Zellen aufhalten. Dies betrifft sowohl gesunde Zellen und schnell wachsende Gewebe wie Haut, Haare, Schleimhäute und die blutbildenden Zellen im Knochenmark aber auch Tumorzellen. Zytostatika werden daher in Krebsbehandlung eingesetzt („Chemotherapie“, kurz "Chemo").
 Quelle: <https://www.krebsinformationsdienst.de/behandlung/chemotherapie.php>

Tabelle A2.1 Humanarzneimittelwirkstoffe (Schulte-Oehlmann et al., 2007)⁸¹.

Wirkstoffgruppen	Wirkstoffe
Antibiotika	Ciprofloxacin, Clarithromycin
Analgetika/Antiphlogistika	Indometacin, Naproxen, Propyphenazon
Anästhetikum	Lidocain, Prilocain
Antidiabetikum	Metformin
Antiepileptika	Carbamazepin, Primidon
Kalziumantagonist	Verapamil
Lipidsenker	Benzafibrat
Lipidsenker-Metaboliten	Clofibrinsäure, Fenofibrinsäure
Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoat, Iodixanol
Spasmolytika/Vasodilatoren	Naftidrofurylhydrogenoxalat, Pentaerythrityletranitrat
Sexualhormone und Analoga	Ethinylestradiol, Levonorgestrel, Medroxyprogesteronacetat, Norethisteron
Zytostatika	Cyclophosphamid, Ifosfamid, Fluorouracil

In einem Priorisierungskonzept von Konradi et al. (2014) wurden vier Humanarzneimittelwirkstoffe anhand ihres Vorkommens und des Umweltverhaltens als **Indikatorsubstanzen für Klärschlamm** bestimmt, nämlich:

1. Ciprofloxacin,
2. Carbamazepin,
3. Clarithromycin und
4. Ethinylestradiol.

In einer Datenerhebung für P-Rezyklate aus Klärschlamm des UBA (Stenzel et al., 2019) wurde die Liste der Indikator-Substanzen, die bei einem Arzneimittel-Screening analysiert werden sollten (vgl. Konradi et al., 2014), um weitere Substanzen ergänzt und umfasst die in Tabelle A2.2 dargestellten Substanzen.

Tabelle A2.2: Pharmazeutische Substanzen als Indikatorsubstanzen bei Klärschlamm-Analysen (Stenzel et al., 2019).

Wirkstoffgruppen	Substanz
Fluorchinolone	Ciprofloxacin, Levofloxacin
Makrolide	Clarithromycin
Psychopharmaka	Carbamazepin
Hormone	17- α -Ethinylestradiol
Analgetika	Diclofenac
B-Lactam-Antibiotika	Cefuroxim
Sulfonamide	Sulfamethoxazol
Hormone	17- β -Estradiol
Betablocker	Metroprolol
Lipidsenker	Benzafibrat

⁷⁶ Die Umweltrelevanz der dargestellten Substanzen wurde nach dem PEC:PNEC-Konzept von Hanisch et al. (2004) ermittelt und bezieht sich auf Oberflächengewässer in Brandenburg (Schulte-Oehlmann et al., 2007).

Ein vergleichbares Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser wurde auch vom Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU) in Auftrag gegeben (Götz et al., 2011). Interessant ist, dass seit bereits 2016 im Gewässerschutzgesetz der Schweiz (Art. 61a) die Elimination von organischen Spurenstoffen bei Abwasseranlagen vorgeschrieben wird. Für die Überprüfung des Reinigungseffekts in Kläranlagen werden hierfür Indikatorsubstanzen genutzt (814.201.231: Verordnung des UVEK⁷⁷ zur Überprüfung des Reinigungseffekts von Maßnahmen zur Elimination von organischen Spurenstoffen bei Abwasserreinigungsanlagen⁷⁸). Die in der Verordnung, Artikel 2 dargestellten Substanzen werden in zwei Kategorien eingeteilt:

Kategorie 1 = sehr gut eliminierbare Substanzen:

- Amisulprid
- Carbamazepin
- Citalopram
- Clarithromycin
- Diclofenac
- Hydrochlorothiazid
- Metoprolol
- Venlafaxin

Kategorie 2 = gut eliminierbare Substanzen:

- Benzotriazol
- Candesartan
- Irbesartan
- 4-Methylbenzotriazol und 5-Methylbenzotriazol als Gemisch.

Mindestens sechs Substanzen müssen für die Berechnung des Reinigungseffekts untersucht werden. „Dabei muss das Verhältnis der Substanzen der Kategorie 1 zu den Substanzen der Kategorie 2 zwei zu eins betragen.“ (VO 814.201.231 Art. 3). Einige der in der Schweiz verwendete Indikatorsubstanzen wurden auch in der Datenerhebung des UBA (Tabelle 5) verwendet: Carbamazepin, Diclofenac und Metoprolol (Stenzel et al., 2019).

77 UVEK = Das Eidgenössische Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation

78 Quelle: <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/20160123/index.html> (30.10.19)

(A3) Bewertungskonzept für das Umweltgefährdungspotenzial von Humanarzneimittelrückständen *im Klärschlamm*

Therapeut. Gruppe	Arzneimittel-Wirkstoff	Vorkommen Kläranlage		Verhalten in Kläranlage		Eintrag von KS in Boden	Verhalten im Boden		Ökotoxikologische Wirkung					Aufnahme in Pflanzen	Gesamt-kategorie Kläranlage	Gesamt-kategorie Boden	Gesamt-kategorie Ökotox. Wirkg.	Summe Gesamteinstufg.	Priorität Gesamteinstufg.
		Zufluss	Klärschlamm	Adsorption	Transform.		Adsorption	DT50 Boden	Aqua. Mikro.	Aquat. Pflanzen	Boden Mikro.	Myko-rhizza	Terrest. Pflanze						
Antibiotika	Ofloxacin	1,0	4,0	4,0	5,0	5	5	5	5	4	5				4,3	5,0	5,0	14,3	A
Antibiotika	Ciprofloxacin	1,0	5,0	4,5	5,0	5	5	5	5	4	5		4	3	4,9	5,0	5,0	14,9	A
Antibiotika	Norfloxacin	1,0	5,0	4,0	2,0	5	5	5	5				5	3	4,0	5,0	5,0	14,0	A
Antibiotika	Sulfamethoxazol	3,0	4,0	1,0	4,5	5	3	2		5	4	5	4	3	3,4	3,8	5,0	12,1	A
Antibiotika	Clarithromycin	1,0	4,0	2,5	4,0	5	2				5				3,6	4,0	5,0	12,6	A
Antibiotika	Erythromycin	1,0	4,0	1,0	3,3	5	1	2		3	4	3	3		3,1	3,3	4,0	10,3	B
Antibiotika	Roxithromycin	1,0	4,0	1,0	3,5	5		5		0	4				3,1	5,0	4,0	12,1	A
Anti-epileptika	Carbamazepin	3,0	5,0	0,5	4,5	5	4	5	2	2		5	4	5	3,8	4,8	5,0	13,5	A
Hormone	Ethinylestradiol	2,0	2,0	1,5	2,5		5		2		3	5	4	5	2,0	5,0	5,0	12,0	A
Hormone	Estradiol	0,0	4,0	1,0	0,3		5				2				2,3	5,0	2,0	9,3	B
Beta-Blocker	Metoprolol	4,0	4,0	0,0	4,5		4	4	4	1					3,1	4,0	4,0	11,1	B
Lipid-Senker	Fenofibrat	2,0	4,0	4,0	3,0		5		1						3,8	5,0	1,0	9,8	B
Lipid-Senker	Gemfibrozil	2,0	4,0	0,0	3,0	5	2	5	2						2,8	4,3	2,0	9,0	B
Schmerzmittel	Diclofenac	2,0	4,0	0,5	4,5		4	2	3	3					3,3	3,0	3,0	9,3	B

Abbildung A3.1: Priorisierung von Humanarzneimittelwirkstoffen im Klärschlamm anhand von Literaturdaten. Die Priorisierung ergibt sich aus der Summe der Gesamteinstufungen für Kläranlage, Boden und ökotoxische Wirkungen. Priorität A (15-12 Punkte), Priorität B (11-8)

(A4) Datenbank des Umweltbundesamtes Arzneimittel in der Umwelt⁸⁴

Für die in Tabelle 4 enthaltenen Daten zu Klärschlamm, Boden und Gülle aus der Datenbank des UBA wurden die folgenden Suchkriterien angewandt:

- Land der Beprobung („Sampling Country“): Länder der EU, inklusive Schweiz und Norwegen
- Glaubhaftigkeit der Daten, bzw. Qualität der Daten („Literature Credability“): gut
- Detektion einer Substanz („Detection“): nur Positivbefunde
- Probenmatrix („Matrix“):
 - Klärschlamm (alle „WWTP sludge“ Fraktionen und „sewage sludge“, keine Abwässer aus Kläranlagen) und daraus resultierenden Datenbankeinträgen n=1117
 - Gülle flüssig („manure liquid“) n=122
 - Gülle/Dung („manure dung“) wurde zur Vereinfachung nicht in Tabelle 5 dargestellt, spiegelt sich größtenteils in den Werten der flüssigen Gülle wieder, n=50
 - Boden („soil“), n=330
- Zur Vereinfachung wurden Maximalgehalte der standardisierten MEC-Werte (*measured environmental concentration*) herangezogen.
- Die aus der Datenbank des UBA entnommenen Einzelwerte weisen unterschiedliche Einheiten auf (siehe Tabelle unten). Zur Vergleichbarkeit mit Bergmann et al. (2011) wurden die Werte in der Tabelle 5 in µg/kg FM oder TM, bzw. µg/l angegeben.
- Tabelle 4 enthält nur eine Auswahl an Daten, die sich nach Indikatorsubstanzen richtete und der größtmöglichen Schnittmenge an Daten in den verschiedenen Matrices n im direkten Vergleich.

Die aus der Datenbank des UBA entnommenen Einzelwerte weisen unterschiedliche Einheiten auf: µg/l, µg/kg TM, µg/kg FM oder µg/kg ohne Spezifikation der TM oder FM, siehe folgende Zusammenfassung:

Einheiten in der UBA Datenbank	Gesamt (n)	µg/kg TM	µg/kg FM	µg/l	Unklar µg/kg TM oder FM
Klärschlamm	1127	19	336	56	716
Gülle (flüssig)	122	6	-	37	79
Boden	330	26	3	4	297

⁷⁹ Link zur Datenbank „Pharmaceuticals in the environment“ (letzter Zugriff am 26.02.2020): <https://www.umweltbundesamt.de/en/database-pharmaceuticals-in-the-environment-0>

Abkürzungsverzeichnis

Liste der Abkürzungen in der Risikoanalyse

<i>Abkürzung</i>	<i>Bedeutung</i>
AOX	Absorbierbare organische Halogenverbindungen
BGK	Bundesgütegemeinschaft Kompost
BioAbfV	Bioabfallverordnung
DüMV	Düngemittelverordnung
DüV	Düngeverordnung
EBC	<i>European Biochar Certificate</i> (Europäisches Pflanzenkohle Zertifikat)
ECF	Elementar-Chlor-frei
EHEC	Enterohämorrhagische <i>Escherichia Coli</i>
FM	Frischmasse
HIV	<i>Human immunodeficiency virus</i> (Menschliches Immunschwäche-Virus)
k.A.	Keine Angabe
MAP	Magnesiumammoniumphosphat
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
QAV	Quartäre Ammoniumverbindungen
THG	Treibhausgase
TM	Trockenmasse
UBA	Umweltbundesamt
WHO	<i>World health organization</i> (Weltgesundheitsorganisation)

Liste der Abkürzungen chemischer Elemente und Verbindungen

<i>Abkürzung</i>	<i>Bedeutung</i>
C	Kohlenstoff
Ca	Kalzium
Cd	Cadmium
CH ₄	Methan
Cl	Chlor
Cu	Kupfer
Cr	Chrom
K	Kalium
Mg	Magnesium
N	Stickstoff
NaCl	Natriumchlorid
NH ₃	Ammoniak
NH ₄ ⁺	Ammonium
Ni	Nickel
NO ₃ ⁻	Nitrat
N ₂ O	Stickstoffdioxid
P	Phosphor
Pb	Blei
Zn	Zink

Rechtsquellenverzeichnis

AbfKlärV	DE	Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost (Klärschlammverordnung) vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 35465)
BioAbfV	DE	Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Flächen (Bioabfallverordnung) in der Fassung der Bekanntmachung vom 4. April 2013 (BGBl. I S. 658), Fassung vom 27. September 2017
ChemG	DE	Chemikaliengesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 28. August 2013 (BGBl. I S. 3498, 3991), Fassung vom 18. Juli 2017
DüMV	DE	Verordnung über den Verkehr mit Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung) vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), Fassung vom 2. Oktober 2019
DüngG	DE	Düngegesetz vom 9. Januar 2009 (BGBl. I S. 54, 136), Fassung vom 5. Mai 2017
DüV	DE	Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305), Fassung vom 28. April 2020
GSchG	CH	Gewässerschutzgesetz vom 24. Januar 1991, Fassung vom 1. Januar 2020
KrWG	DE	Kreislaufwirtschaftsgesetz vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212), Fassung vom 20. Juli 2017
TierNebV	DE	Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsverordnung vom 27. Juli 2006 (BGBl. I S. 1735), Fassung vom 4. Dezember 2018
	CH	Verordnung des UVEK zur Überprüfung des Reinigungseffekts von Massnahmen zur Elimination von organischen Spurenstoffen bei Abwasserreinigungsanlagen

Quellenverzeichnis

- AGYARKO-MINTAH, E., COWIE, A., SINGH, B. P., JOSEPH, S., VAN ZWIETEN, L., ..., SMILLIE, R. 2016. Biochar increases nitrogen retention and lowers greenhouse gas emissions when added to composting poultry litter. *Waste Manage*, Vol. 61, 138-143.
- ATV – ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG 1997. Entsorgung von Inhalten mobiler Toiletten mit Sanitärzusätzen (Chemietoiletten). *ATV-Regelwerk Abwasser - Abfall Merkblatt ATV-M270*, Mai 1997.
- ABILDGAARD, A., MIKKELSEN, S.H. & LAURIDSEN, F.S. 2003. Survey of Chemical Substances in Paper Handkerchiefs and Toilet Paper. *Survey of Chemical Substances in Consumer Products* No. 34 2003.
- ADAMS, S. V. & NEWCOMB, P. A. 2014. Cadmium blood and urine concentrations as measures of exposure: NHANES 1999-2010. *J Expo Sci Environ Epidemiol*, 24, 163-70.
- AMLINGER, F., PEYR, S. & CUHLS, C. 2008. Greenhouse gas emissions from composting and mechanical biological treatment. *Waste Manag. Res.*, Vol. 26, 47-60.
- ANDERSSON, E. 2015. Turning waste into value: using human urine to enrich soils for sustainable food production in Uganda. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 96, 290-298. Elsevier. Online verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.070> (zuletzt geprüft am 03.05.2020)
- ANDREEV, N., RONTELTAP, M., LENS, P. N. L., BOINECAN, B., BULAT, L. & ZUBCOV, E. 2016. Lacto-fermented mix of faeces and bio-waste supplemented by biochar improves the growth and yield of corn (*Zea mays* L.). *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Vol. 232, 263-272.
- APEL, P. & KOSCHORRECK, J. 2005. EU-Leitfaden für die Umweltbewertung von Humanarzneimitteln. In: Umweltbundesamt (Hrsg). *Arzneimittel in der Umwelt – Zu Risiken und Nebenwirkungen fragen Sie das Umweltbundesamt*. Dessau: UBA-Texte 29/05.
- ARNOLD, U. & SCHMIDT, J. 2012. Research Project Sanitary Recycling Eschborn (SANIRESCH) Project component: Agricultural Production / Legal Situation. GIZ - Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit, Eschborn, Deutschland. Online verfügbar unter: <https://www.susana.org/resources/documents/default/2-1628-fs-agricultural.pdf> (zuletzt geprüft am 13.02.2020)
- AUGUSTIN, F. 2017 Praktischer Leitfaden zur Veredelung menschlicher Exkrememente. *Bachelorarbeit* zur Erlangung des akademischen Grades Bachelor of Science. Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Fachbereich Wald und Umwelt.
- BACHMANN, H. J., BUCHELI, T. D., DIEGUEZ-ALONSO, A., FABBRI, D., ..., ZEHETNER, F. 2016. Toward the Standardization of Biochar Analysis: The COST Action TD1107 Interlaboratory Comparison. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. Online verfügbar unter: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.jafc.5b05055>, zuletzt geprüft am 05.05.2020
- BEN MORDECHAY, E., TARCHITZKY, J., CHEN, Y., SHENKER, M. & CHEFETZ, B. 2018. Composted biosolids and treated wastewater as sources of pharmaceuticals and personal care products for plant uptake: A case study with carbamazepine. *Environ Pollut*, 232, 164-172.
- BELLE, J. 2015. Additive für die Tissueherstellung. *MPS - Münchner Papierseminare*. H. Zollner-Croll. München, IMPS Management Ltd. & Co. KG. 20.
- BERGMANN, A., FOHRMANN, R. & WEBER, F. A. 2011. Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. *UBA Berichte* Nr.66.
- BIEDERMAN, L. A. & HARPOLE, W. S. 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling – a meta-analysis. *GCB Bioenergy*, Vol. 5 (2), 202-214.

- BfR - BUNDESINSTITUT FÜR RISIKOBEWERTUNG 1996. Hinweise zur Beurteilung von Hygienepapieren. In: *Bundesgesundheitsblatt* (39), S. 123–124. Online verfügbar unter: <https://bfr.ble.de/kse/faces/resources/HYGDEUTSCH.pdf> (zuletzt geprüft am 02.12.2019)
- BLAC – BUND- & LÄNDERAUSSCHUSS FÜR CHEMIKALIENSICHERHEIT. 2003. Arzneimittel in der Umwelt. Auswertung der Untersuchungsergebnisse. *Bericht an die 61. Umweltministerkonferenz (UMK)*. Hamburg.
- BMEL - BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT, 2015. Anwendung von organischen Düngern und organischen Reststoffen in der Landwirtschaft: Standpunkt des Wissenschaftlichen Beirats für Düngungsfragen. *Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen*, Bonn.
- BOH, M. Y., GERMER, J., MÜLLER, T. & SAUERBORN, J. 2013. Comparative effect of human urine and ammonium nitrate application on maize (*Zea mays* L.) grown under various salt (NaCl) concentrations. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 176, 703-711.
- BOLEK, R. 2013. Eintrag von Duftstoffen aus Wasch-, Reinigungs- und Desinfektionsmitteln aus Einrichtungen des Gesundheitssystems in das kommunale Abwasser und deren Verbleib. *PhD Thesis*, Leuphana Universität Lüneburg, Fakultät für Nachhaltigkeit.
- BORNEMANN, G., WAßER, K. & HAUSLAGE, J. 2018. The influence of nitrogen concentration and precipitation on fertilizer production from urine using a trickling filter. *Life Sciences in Space Research*, 18, 12-20.
- BRANDT, M. & EINHENKEL-ARLE, D. 2016. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar? *Hintergrund // Januar 2016*. UBA, Dessau-Roßlau. Online aufrufbar: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/polyzyklische_ aromatische_kohlenwasserstoffe.pdf, zuletzt geprüft am 08.05.2020
- BUCHELI, T., HILBER, I. & SCHMIDT H.-P. 2015. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated aromatic compounds in biochar. In: Lehman, J., Joseph, S., (2015). *Biochar for Environmental Management*. Routledge, 2 Park Square, Milton Park, Abingdon, Oxon OX14 4RN
- BUSTAMANTE, M. A., ALBUQUERQUE, J. A., RESTREPO, A. P., DE LA FUENTE, C., PAREDES, C., MORAL, R. & BERNAL, M. P. 2012. Co-Composting of the solid fraction of anaerobic digestates, to obtain added-value materials for use in agriculture. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 43, 26-35.
- CASPARI, G. & GERLICH, W. H. 2010. Durch Blut übertragbare Infektionskrankheiten. In: IN: KIEFEL V., M.-E. C. (ed.) *Transfusionsmedizin und Immunhämatologie*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- CHRISTOU, A., KARAOLIA, P., HAPESHI, E., MICHAEL, C. & FATTA-KASSINOS, D. 2017. Long-term wastewater irrigation of vegetables in real agricultural systems: Concentration of pharmaceuticals in soil, uptake and bioaccumulation in tomato fruits and human health risk assessment. *Water Res*, 109, 24-34.
- CHRISTOU, A., PAPADAVID, G., DALIAS, P., FOTOPOULOS, V., MICHAEL, C., BAYONA, J. M., PINA, B. & FATTA-KASSINOS, D. 2019. Ranking of crop plants according to their potential to uptake and accumulate contaminants of emerging concern. *Environ Res*, 170, 422-432.
- CLEMENS, J., NISIPEANU, P., MUSKOLUS, A., RIEß, P., VINNERÅS, B. & WINKER, M. 2008. Produkte aus neuartigen Sanitärsystemen in der Landwirtschaft. KA Korrespondenz Abwasser, *Abfall* 55, 1120-1125.
- DAUGHTEN, C. G. & RUHOY, I. S. 2009. Environmental footprint of pharmaceuticals: the significance of factors beyond direct excretion to sewers. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28, 2495–2521.

- DBU - DEUTSCHEN BUNDESSTIFTUNG UMWELT 2017. Forschungsprojekt AZ 32799
 Nutzung von Komposttoiletten auf dem Stuttgarter Kirchentag 2015 als praktisches Beispiel von Nachhaltigkeitskommunikation in den Bereichen Ressourcenschonung, Stoffstrommanagement, Kreislaufwirtschaft und Klimaschutz des deutschen Kirchentags. *Forschungsbericht 2016 mit Ergänzung 2017*, Berlin. Online verfügbar unter:
<https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-32799.pdf> (zuletzt geprüft am 12.02.2020)
- DE BOER, M. A., HAMMERTON, M. & SLOOTWEG, J. C. 2018. Uptake of pharmaceuticals by sorbent-amended struvite fertilisers recovered from human urine and their bioaccumulation in tomato fruit. *Water Res*, 133, 19-26.
- DIETRICH, M., FONGEN, M., FOEREID, B. 2020. Greenhouse gas emissions from digestate in soil. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 9: 1-19.
- DITTRICH, B. & KLOSE, R. 2008. Bestimmung und Bewertung von Schwermetallen in Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen und Kultursubstraten. *Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Heft 3/2008*. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden.
- DLR - DIENSTLEISTUNGSZENTREN LÄNDLICHER RAUM RHEINLAND-PFALZ. 2018. Nährstoffgehalte organischer Düngemittel für den Weinbau. In: *Dokumentationsunterlagen zur DüV 2017*. Dezernat für Weinbau, Eltville.
- DUNST, G. 2015. Kompostierung und Erdenherstellung – Praxisbuch und Anleitung für: Hausgarten, Landwirtschaft, Kommune und Profi. *Sonnenerde – Gerald Dunst Kulturerden GmbH*, Oberwarter Straße 100, 7422 Riedlingsdorf, Austria
- DWA - DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL e.V. 2015. Neuartige Sanitärsysteme - Begriffe, Stoffströme, Behandlung von Schwarz-, Braun-, Gelb-, Grau- und Regenwasser, Stoffliche Nutzung - *Weiterbildendes Studium "Wasser und Umwelt"* Bauhaus-Universität Weimar, Weimar.
- EMEA - EUROPEAN MEDICINES AGENCY 2006. Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use. EMEA/CHMP/SWP/4447/00
- ESCHER, B. I., BAUMGARTNER, R., KOLLER, M., TREYER, K., LIENERT, J. & MCARDELL, C. S. 2011. Environmental toxicology and risk assessment of pharmaceuticals from hospital wastewater. *Water Res*, 45, 75-92.
- ESREY, S. A., ANDERSSON, I., HILLERS, A. & SAWYER, R. 2001. Closing the loop: Ecological sanitation for food security. *Publications on Water Resources No. 18*. Swedish International Development Cooperation Agency. Stockholm, Sweden. Online verfügbar unter:
https://www.indiawaterportal.org/sites/indiawaterportal.org/files/ecosan_cd/material/D_recommended-reading/01_basics/en-ecosan-closing-loop-sida-2000.pdf (zuletzt geprüft am 03.05.2020)
- ETTER, B., TILLEY, E., KHADKA, R. & UDERT, K. M. 2011. Low-cost struvite production using source-separated urine in Nepal. *Water Research* 45(2), 852-862.
- ETTER, B., & UDERT, K.M. 2015. VUNA handbook on urine treatment. Eawag, Dübendorf, Switzerland.
- EUROFINS NORWEGEN 2011. Analyserapport AR-11-MM-009851-01. (MATAVFALL). Moss, Norwegen.
- EUROFINS NORWEGEN 2017. Analyserapport AR-17-MM-006761-01. (KOMPOST). Moss, Norwegen.
- EUROFINS NORWEGEN 2020. Analyserapport AR-20-MM-023680-01. (KOMPOST). Moss, Norwegen.
- FANGUEIRO, D., HJORTH, M. & GIOELLI, F. 2015. Acidification of animal slurry– a review. *Journal of Environmental Management*, 149, 46-56.

- FELLER, C., FINK, M. & SRADNICK, A. 2017. Nährstoffgehalte und N-Mineralisierung organischer Düngemittel. IGZ e.V., Großbeeren, Deutschland.
- GANROT, Z. 2005. Urine processing for efficient nutrient recovery and reuse in agriculture. *PhD thesis*, Göteborg University, Sweden.
- GATERMANN, R., BISELLI, S., HÜHNERFUSS, H., RIMKUS, G. G., FRANKE, S., & KÖNIG, W. A. 2002a. Synthetic Musks in the Environment. Part 2: Enantioselective Transformation of the Polycyclic Musk Fragrances HHCB, AHTN, AHDI, and ATII in Freshwater Fish. *Arch Environ Contam Toxicol*, 42, 447-453.
- GATERMANN, R., BISELLI, S., HÜHNERFUSS, H., RIMKUS, G. G., HECKER, M. & KARBE, L. 2002b. Synthetic musks in the environment. Part 1: Species-dependent bioaccumulation of polycyclic and nitro musk fragrances in freshwater fish and mussels. *Arch Environ Contam Toxicol*, 42, 437-46.
- GLASER, B. & BIRK, J. J. 2012. State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Índio). *Geochim. Cosmochim. Acta* 82, 39-51.
- GÖRNER, K., & HÜBNER, K. 2013. Gewässerschutz und Abwasserbehandlung Springer Berlin Heidelberg (VDI-Buch) ISBN 978-3-642-56320-1
- GÖTZ, C. W., KASE, R. & HOLLENDER, J. 2011. Mikroverunreinigungen - Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser - Studie im Auftrag des BAFU. Dübendorf: Eawag.
- GRANATSTEIN, D. & KRUGER, C. 2009. Use of Biochar from the Pyrolysis of Waste Organic Material as a Soil. *Abschlussbericht*. Center for Sustaining Agriculture and Natural Resources, Washington State University, USA.
- GRATZL J. S. 1992. Die chemischen Grundlagen der Zellstoffbleiche mit Sauerstoff, Wasserstoffperoxid und Ozon - ein kurzer Überblick. *Das Papier* 46(10 A): V1-V8.
- GRONWALD, M., DON, A., TIEMEYER, B. & HELFRICH, M. 2015. Effects of fresh and aged biochars from pyrolysis and hydrothermal carbonization on nutrient sorption in agricultural soils. *SOILD*, Vol 2, 29-65.
- GROS, M., MAS-PLA, J., BOY-ROURA, M., GELI, I., DOMINGO, F. & PETROVIC, M. 2019. Veterinary pharmaceuticals and antibiotics in manure and slurry and their fate in amended agricultural soils: Findings from an experimental field site (Baix Emporda, NE Catalonia). *Sci Total Environ*, 654, 1337-1349.
- HAMMER, E.C., BALOGH-BRUNSTAD, Z., JACOBSEN, I., OLSSON, P.A., STIPP, S.L. & RILLIG, M.C. 2014. A mycorrhizal fungus grows on biochar and captures phosphorus from its surfaces. *Soil Biol Biochem*, Vol 77, 252-260.
- HAMMER, E.C., FORSTREUTER, M., RILLIG, M.C. & KOHLER, J. 2015. Biochar increases arbuscular mycorrhizal plant growth enhancement and ameliorates salinity stress. *App Soil Ecol*, Vol. 96, 114-121.
- HAUBOLD-ROSAR, M., HEINKELE, T., RADEMACHER, A., KERN, J., ..., TEICHMANN, I. 2016. Chancen und Risiken des Einsatzes von Pflanzenkohle und anderer „veränderter“ Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden. *Texte 04/2016*. UBA, Dessau-Roßlau.
- HEIGL, L. & WENDLAND, M. 2013. Was ist bei der landwirtschaftlichen Verwertung von Bioabfällen zu beachten. *Ein Merkblatt der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft*. Institut für ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz, Freising-Weihenstephan.
- HEINONEN-TANSKI, H. & VAN WIJK-SIJBESMA, C. 2005. Human excreta for plant production. *Biosource Technol*. Vol 96, 403-411.

- HELLSTRÖM, D., JOHANSSON, E. & GRENNBERG, K. 1999. Storage of human urine: Acidification as a method to inhibit decomposition of urea. *Ecological Engineering* 12(3-4), 253-269.
- HERATH, H.M.S.K., CAMPS-ARBESTAIN, M. & HEDLEY, M. 2013. Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: An Alfisol and an Andisol. *Geoderma*, Vol 209, 188-197.
- HERKLOTZ, P. A., GURUNG, P., VANDEN HEUVEL, B. & KINNEY, C. A. 2010. Uptake of human pharmaceuticals by plants grown under hydroponic conditions. *Chemosphere*, 78, 1416-21.
- HERR, C. 2019. Effects of nitrification inhibitors and application technique on trace gas fluxes from a maize field after cattle slurry fertilization. *Doktorarbeit*. Online verfügbar unter: http://opus.uni-hohenheim.de/volltexte/2019/1584/pdf/Dissertationsschrift_Christina_Herr.pdf (zuletzt geprüft am 03.06.2020)
- HERR, C., MANNHEIM, T., MÜLLER, T. & RUSER, R. 2019. Effect of cattle slurry application techniques on N₂O and NH₃ emissions from a loamy soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 182, 964-979.
- JEFFERY, S., VERHEIJEN, F.G.A., VAN DER VELDE, M & BASTOS, A.C. 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agric Ecosyst Environ*, Vol. 144 (1), 175-187.
- JENSSEN, P.D., GREATOREX, J.M., WARNER, W.S. 2004. Konzeptionen dezentralisierter Abwasserreinigung und Stoffstrommanagement/Sustainable wastewater management in urban areas. In: *Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt*. Department of Mathematical Sciences and Technology. Agricultural University of Norway. Aas, Norwegen.
- JÖNSSON, H., RICHERT-STINZING, B., VINNERAS, B. & SALOMON, E. 2004. Guidelines on the Use of Urine and Faeces in Crop Production. *EcoSanRes Programme*, Stockholm Environment Institute, Stockholm, Sweden.
- KA SIN HO & LEE MAN CHU. 2019. Characterization of food waste from different sources in Hong Kong. *Journal of the Air and Waste Management Association*, Vol. 69 (3), 277-288
- KAMMANN, C., LINSEL, S., GÖßLING, J. W. & KOYRO, H. W. 2011. Influence of biochar on drought tolerance of *Chenopodium quinoa* in Wild and on soil-plant relations. *Plant Soil*, Vol. 345 (1-2), 195-210.
- KAMMANN, C., GRÜNHAGE, L., SCHIMMELPFENNIG, S., BUSCH, D., REX, D. & ECKHARD, C. 2016. Risikoabschätzung des Einsatzes von Biokohle in Böden gemäßigter Breiten: Ein Weg zur dauerhaften C-Sequestrierung? *Abschlussbericht*. Institut für Pflanzenökologie, Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen.
- KAMMANN C, SCHMIDT H P, MESSERSCHMIDT N, LINSEL S, STEFFENS D, MÜLLER C, ..., STEPHEN J (2015) Plant growth improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. *Nature Scientific Reports* 5, 11080, 12pp. doi:10.1038/srep11080
- KAUPENJOHANN, M., SCHNUG, E., HANEKLAUS, S., DÖHLER, H. G., NEBELSIECK, R. & FOCK, K. 2019. Gutachten zur Anwendung von Minderungstechniken für Ammoniak durch „Ansäuerung von Gülle“ und deren Wirkungen auf Boden und Umwelt, Abschlussbericht . *UBA Texte 148/2019*, 64.
- KAUR, H., BANSIWAL, A., HIPPARGI, G. & POPHALI, G.R. 2018. Effect of hydrophobicity of pharmaceuticals and personal care products for adsorption on activated carbon: Adsorption isotherms, kinetics and mechanism. *Environ Sci Pollut Res Int*, 25, 20473-20485.
- KEHRES, B., SCHACHTNER, K., MENZEL, P., BRINKJANS, H.-J., STÜTZEL, H. & BLOOM, P. 2002. Kompost im Gemüsebau – Anwendungsempfehlungen. *Kompost für den Produktionsgartenbau*. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Köln & Zentralverband Gartenbau e.V., Bonn.

- KEHRES, B. 2018. Problem Fremdstoffe / Kunststoffe in Bioabfall und Kompost. 30. *Kasseler Abfall- und Ressourcenforum Bioabfall- und stoffspezifische Verwertung*. 10.- 12.04.2018, BGK e.V.
- KERN, M, RAUSSEN, T., FUNDA, K, LOOTSMA, A. & HOFMANN, H. 2010. Aufwand und Nutzen einer optimierten Bioabfallverwertung hinsichtlich Energieeffizienz, Klima- und Ressourcenschutz, *Texte 43/2010*, UBA, Dessau-Roßlau.
- KIRCHMANN, H. & PETERSSON, S. 1995. Human Urine—Chemical Composition and Fertilizer Use Efficiency. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 40, 149-154.
- KJELLÉN, M., PENSULO, C., NORDQVIST, P. & FOGDE, M. 2011. Global Review of Sanitation System Trends and Interactions with Menstrual Management Practices. Stockholm Environment Institute, Sweden. *Report for the Menstrual Management and Sanitation Systems Project*, Project Report-2011.
- KLASCHKA, U. 2009. A new challenge-development of test systems for the infochemical effect. *Environmental science and pollution research international*, 16, 370-388.
- KOMPOSTWIKI 2016. Pflanzennährstoffe im Kompost. Website. Online verfügbar unter: http://kompostwiki.de/weiterfuehrendes/was_steckt_im_kompost (zuletzt geprüft am 03.05.2020)
- KONRADI, S., BRÜCKNER, S. & VOGEL, I. 2014. Humanarzneimittelrückstände im Klärschlamm – Priorisierungskonzept zur Einstufung des Umweltgefährdungspotentials für den Boden. *Mitteilung der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie*. , 20. Jahrg. 2014/Nr.2.
- KRAUSE, A. & JACOBSEN, S. 2011. Aspekte der Hygienisierung im Kontext der Entwicklung eines neuen Sanitär-Ansatzes. Technische Universität Berlin, Berlin. Online verfügbar unter: <https://www.yumpu.com/de/document/read/6818607/aspekte-der-hygienisierungpdf-ingenieure-ohne-grenzen>, zuletzt geprüft am 05.05.2020
- KRAUSE, A. & KLOMFAß, J. 2015. Kohlenstoff- und Nährstoffrecycling mit Bioenergie- und ökologischen Sanitärsystemen. *Konferenzpaper*. Workshop: Biokohle im Gartenbau – Verwertung von organischen Reststoffen zur Schließung von Energie- und Stoffkreisläufen, 23.-24. Juni 2015, Berlin. Online verfügbar unter: https://www.researchgate.net/publication/282759717_Kohlenstoff-und_Nahrstoffrecycling_mit_Bioenergie-und_okologischer_Sanitar-Versorgung, zuletzt geprüft am 05.05.2020
- KRAUSE, A., KAUPENJOHANN, M., GEORGE, E. & KOEPPPEL, J. 2015a. Nutrient recycling from sanitation and energy systems to the agroecosystem- Ecological research on case studies in Karagwe, Tanzania. *African Journal of Agricultural Research*, 10, 4039-4052.
- KRAUSE, A., MÜLLER, A., LETTOW, F., KLOMFAß, J. 2015b. Sauberer Kompost – sauberer Dünger: Schadstoffarme Reststoffe aus der Stadt als Pflanzendünger nutzen. *ForschungsReport Spezial: Ökologischer Landbau* 2015. 4, 8-9.
- KRAUSE, A., NEHLS, T., GEORGE, E. & KAUPENJOHANN, M. 2016. Organic wastes from bioenergy and ecological sanitation as a soil fertility improver: a field experiment in a tropical Andosol. *SOIL*, 2, 147-162.
- KRAUSE, A. & ROTTER, V. S. 2017. Linking energy-sanitation-agriculture: Intersectional resource management in smallholder households in Tanzania. *Science of the Total Environment* 590-591, 514-530. Online verfügbar unter: <https://doi.org/10.1016/j.scienteny.2017.02.205> (zuletzt geprüft am 30.04.2020)
- KRAUSE, A. 2019 Valuing Wastes: An Integrated System Analysis of Bioenergy, Ecological Sanitation, and Soil Fertility Management in Smallholder Farming in Karagwe, Tanzania. *PhD Thesis*. TU Berlin, Berlin. <https://depositonce.tu-berlin.de/handle/11303/8981> (zuletzt geprüft am 30.04.2020)
- KTBL - KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT e.V. 2018. Faustzahlen für die Landwirtschaft. 15. Auflage. Darmstadt.

- KUCZYŃSKA, A., WOLSKA, L. & NAMIEŚNIK, J. 2004. Non-Regulated Organic Compounds (NROC's) in the Odra River water samples. *Polish Journal of Environmental Studies*, 13.
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NRW. 2014. Mittlere Nährstoffgehalte organischer Dünger (Richtwerte, Stand: Januar 2014). Online verfügbar unter: <https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/pdf/naehrstoffgehalte-organischer-duenger.pdf> (zuletzt geprüft am 23.04.2020)
- LANDWIRTSCHAFTSMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN. 2013. Zukunftsfähige Behandlung und Entsorgung von Klärschlamm in Mecklenburg-Vorpommern. Online verfügbar unter: <https://www.regierung-mv.de/serviceassistent/download?id=112398> (zuletzt geprüft am 30.04.2020)
- LAPID, D. 2008. Ecological Sanitation: A Hope for a Sustainable Future. Online verfügbar unter: https://www.irbnet.de/daten/iconda/CIB_DC26761.pdf (zuletzt geprüft am 13.02.2020.)
- LEHMANN, J., JOSEPH, S. 2009. Biochar for Environmental Management. *Science and Technology*, London, UK.
- LEHMANN, J., ABIVEN, S., KLEBER, M., PAN, G., SINGH, B. P., SOHI, S. P., ..., JOSEPH, S. 2015. Persistence of Biochar in Soil. In: *Biochar for Environmental Management (Lehmann, J., Joseph, S. (Hg.))*, 15-37, Routledge, London, UK.
- LfL – BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT – AGRARÖKOLOGIE 2020. Bodennahe Gülleausbringung – ab jetzt gilt' s: Emissionsarm düngen. *Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz*. Online verfügbar unter (zuletzt geprüft am 03.06.2020.): https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/bodennahe_g%C3%BClleausbringung_blw-06-2020.pdf
- LI, M., DING, T., WANG, H., WANG, W., LI, J. & YE, Q. 2018. Uptake and translocation of (14)C-Carbamazepine in soil-plant systems. *Environ Pollut*, 243, 1352-1359.
- LIENERT, J., BURKI, T. & ESCHER, B. I. 2007a. Reducing micropollutants with source control: substance flow analysis of 212 pharmaceuticals in faeces and urine. *Water Sci Technol*, 56, 87-96.
- LIENERT, J., GUENDEL, K. & ESCHER, B. I. 2007b. Screening Method for Ecotoxicological Hazard Assessment of 42 Pharmaceuticals Considering Human Metabolism and Excretory Routes. *Environmental Sciences and Technology*, 41, 4471-4478.
- LINDÉN, B. 1997. Human urine as a nitrogen fertilizer applied during crop growth to winter wheat and oats in organic farming. SLU, Dept. of Agricultural Research, Skara, Sweden. *Report 1, Series B: Crops and Soils*.
- LIU, J., SCHULZ, H., BRANDL, S., MIEHTKE, H., HUWE, B. & GLASER, B. 2012. Short-term effect of biochar and compost on soil fertility and water status of a Dystric Cambisol in NE Germany under field conditions. *J Plant Nutr Soil Sci, Vol. 175*, 698-707.
- LIU, X., ZHANG, A., JI, C., JOSEPH, S., BIAN, R., LI, L. & PAZ-FERREIRO, J. 2013. Biochar's effects on crop productivity and the dependence on experimental conditions – a meta-analysis of literature data. *Plant Soil, Vol. 373 (1-2)*, 583-594.
- MADIKIZELA, L. M., NCUBE, S. & CHIMUKA, L. 2018. Uptake of pharmaceuticals by plants grown under hydroponic conditions and natural occurring plant species: A review. *Sci Total Environ*, 636, 477-486.
- MAJOR, J., RONDON, M., MOLINA, D., RIHA, S. J. & LEHMANN, J. 2010. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. *Plant Soil, Vol. 333 (1-2)*, 117-128.

- MARIANI, E. 2015. Auswirkungen und Risiken der Produktion mineralischer Dünger: eine kartographische Auseinandersetzung. *Bachelorarbeit*. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften. Wädenswil, Schweiz.
- MARSCHNER, H. 2012. Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants (Third Edition), London, UK, *Elsevier*.
- MARTÍN, J., SANTOS, J. L., APARICIO, I. & ALONSO, E. 2015. Pharmaceutically active compounds in sludge stabilization treatments: Anaerobic and aerobic digestion, wastewater stabilization ponds and composting. *Sci. Total Environ.* 503–504, 97–104.
- McCORMACK, S. A., OSTLE, N., BARDGETT, R.D., HOPKINS D. W. & VANBERGEN, A. J. 2013. Biochar in bioenergy cropping systems: impacts on soil faunal communities and linked ecosystem processes. *GCB Bioenergy*, Vol. 5 (2), 81-95
- MEINZINGER, F. 2010. Resource Efficiency of Urban Sanitation Systems: A Comparative Assessment Using Material and Energy Flow Analysis. *PhD Thesis*. TU Hamburg-Harburg.
- MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ MV. 2013. Zukunftsfähige Behandlung und Entsorgung von Klärschlamm in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- MÖLLER, K. & STINNER, W. 2009. Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen loss (ammonia, nitrous oxides). *European Journal of Agronomy*. Vol. 30, 1-16.
- MÖLLER, K., STINNER, W., DEUKER, A. & LEITHOLD, G. 2008. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: a review. *Engineering in Life Sciences.*, Vol. 12 (3), 242-257. Online verfügbar unter: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/elsc.201100085>, zuletzt geprüft am 05.05.2020
- MÖLLER, K. & MÜLLER, T. 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Engineering in Life Sciences*, Vol. 12. Online verfügbar unter: <https://doi.org/10.1002/elsc.201100085> (zuletzt geprüft am 03.05.2020)
- MÖLLER, K. 2016 Assessment of Alternative Phosphorus Fertilizers for Organic Farming: Compost and Digestates from Urban Organic Wastes. *Faktenblatt*. ISBN: 978-3-03736-314-0. Online verfügbar unter: <https://shop.fibl.org/chde/mwdownloads/download/link/id/750/> zuletzt geprüft am 07.05.2020
- MOHAMMADPOUR, I., AHMADKHANIHA, R., ZARE JEDDI, M. & RASTKARI, N. 2016. Heavy metals in recycled pastry packages and pastries. *Acta Alimentaria* 45(4):509-514
- MULDER, I., SIEMENS, J., SENTEK, V., AMELUNG, W., SMALLA, K. & JECHALKE, S. 2018. Quaternary ammonium compounds in soil: implications for antibiotic resistance development. *Rev Environ Sci Biotechno*, 17, 159-185.
- MULLEN, R. A., WIGGINTON, K.R., NOE-HAYS, A., NACE, K., LOVE, N.G., BOTT, C. B., & AGA, D.S. 2017. Optimizing Extraction and Analysis of Pharmaceuticals in Human Urine, Struvite, Food Crops, Soil, and Lysimeter Water by Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. *Anal. Methods* 9(41):5952–62.
- NEHLS, T. 2002. Fertility improvement of a Terra Firme Oxisol in Central Amazonia by charcoal applications. *Masterarbeit*. Universität Bayreuth, Bayreuth.
- NIWAGABA, C., NALUBEGA, M., VINNERAS, B., SUNDBERG, C. & JÖNSSON, H. 2009. Bench-scale composting of source-separated human faeces for sanitation. *Waste Manag.* Vol. 29, 585-589.

- PALMQUIST, H. & JÖNSSON, H. N. 2004. Urine, faeces, greywater, and biodegradable solid waste as potential fertilisers. *The 2nd international symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation*, 7–11 April 2003, Lübeck, Germany.
- PAWLETT, M. & TIBBETT, M. 2015. Is sodium in anaerobically digested food waste a potential risk to soils? *Sustain Environ Res* 25:235–239
- PELZER, R. 2008: Polyacrylamides (PAM) as Retention Aids. In: *Chemical additives for the production of pulp & paper*, S. 139–152.
- PERNES-DEBUYSER, A. & TESSIER, D. 2004. Soil physical properties affected by long-term fertilization. *European Journal of Soil Science*, 55, 505-512.
- PETTER, F. A., MADARI, B. E., SILVA, M. A. S. D., CARNEIRO, M. A. C., CARVALHO, M. T. D. M., JÚNIOR, M., ..., PACHECO, L. P. 2012. Soil fertility and upland rice yield after biochar application in the Cerrado. *Pesqui Agropecu Bras*, Vol. 47 (5), 699-706.
- RAL GÜTESICHERUNG KOMPOST. 2020. Jahreszeugnis 2020, PZ-Nr.: 2088-2001-002. *Jahreszeugnis über einen Fertigkompost aus Garten- und Parkabfällen der Anlage Altmarkkreis Salzwedel*. Köln.
- RANA, S., BISWAS, K, RINKLEBE, J., MEERS, E. & BOLAN, N. 2017. Harnessing Fertilizer Potential of Human Urine in a Mesocosm System: A Novel Test Case for Linking the Loop between Sanitation and Aquaculture. *Environ Geochem Health*. 39(6):1545-1561.
- RANDALL, D.G., KRÄHENBÜHL, M., KÖPPING, I., LARSEN, T.A. & UDERT, K.M. (2016) A novel approach for stabilizing fresh urine by calcium hydroxide addition. *Water Research* 15, 95:361-9.
- RICHERT, A., GENSCHE, R., JÖNSSON, H., STENSTRÖM, T.-A. & DAGERSKOG, L. 2010. Practical Guidance on the Use of Urine in Crop Production. *SEI*, Stockholm, Schweden.
- RIMKUS, G.G. 1999. Polycyclic musk fragrances in the aquatic environment. *Toxicol Lett* 111:37–56. [https://doi.org/10.1016/S0378-4274\(99\)00191-5](https://doi.org/10.1016/S0378-4274(99)00191-5)
- ROSE, C., PARKER, A., JEFFERSON, B. & CARTMELL, E. 2015. The Characteristics of Faeces and Urine; A Review of the Literature to Inform Advanced Treatment Technology. *Cranfield Water Institute*, Cranfield University, Cranfield, Bedfordshire, UK.
- ROß, C.-L. 2017. Kompostierte Gärreste aus Bioabfällen als Düngestoffe: Bodenökologische und pflanzenbauliche Wirkungen. *Dissertation*. Humboldt-Universität zu Berlin. Berlin.
- SAKTHIVEL, S.R., TILLEY, E. & UDERT, K.M. 2012. Wood ash as a magnesium source for phosphorus recovery from source-separated urine. *Sci Total Environ*. 419, 68-75.
- SALMINEN, E., RINTALA, J., HÄRKÖNEN, J., KUITUNEN, M., HÖGMANDER, H. & OIKARI, A. 2001. Anaerobically digested poultry slaughterhouse wastes as a fertilizer in agriculture. *Biosource Technol*, Vol. 78 (1), 81-88.
- SALVITO, D. T., VEY, M. G. H. & SENNA, R. J. 2004. Fragrance materials and their environmental impact. *Flavour and Fragrance Journal*, Vol. 19 (2).
- SCCNFP - SCIENTIFIC COMMITTEE FOR CONSUMER AND NON FOOD PRODUCTS 1999. Opinion concerning fragrance allergy in consumers, SCCNFP/0017/98 Final, December 1999, http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/sccp/documents/out150_en.pdf
- SCHMEISER, H.H., GMINSKI, R. & MERSCH-SUNDERMANN, V. 2001. Evaluation of health risks caused by musk ketone. *Int J Hyg Environ Health* 203 (4), 293 –299
- SCHMIDT, H. P. 2012. 55 Anwendungen von Pflanzenkohle. *Ithaka-Journal*, Vol. 1, 99-102.

- SCHMIDT, H. P., PANDIT, B. H., MARTINSEN, V., CORNELISSEN, G., CONTE, P. & KAMMANN, C. I. 2015. Fourfold increase in pumpkin yield in response to low-dosage root zone application of urine-enhanced biochar to a fertile tropical soil. *Agriculture, Vol. 5 (3)*, 723-741.
- SCHÖNNING, C. & STENSTRÖM, T. A. 2004. Guidelines on the safe use of urine and faeces in ecological sanitation systems. *EcoSanRes Programme and Stockholm Environment Institute*. Stockholm, Sweden.
- SCHULTE-OEHLMANN, U., OEHLMANN, J. & PIITTMANN, W. 2007. Humanpharmakawirkstoffe in der Umwelt: Einträge, Vorkommen und der Versuch einer Bestandsaufnahme. *UWSF - Z Umweltchem Ökotox*, 19, 168-179.
- SCHULZ, H., DUNST, G. & GLASER, B. 2013. Positive effects of composted biochar on plant growth and soil fertility. *Agron Sustain Dev, Vol. 33 (4)*, 817-827.
- SCHWABL, P., KOPPEL, S., KONIGSHOFER, P., BUCSICS, T., TRAUNER, M., REIBERGER, T. & LIEBMANN, B. 2019. Detection of Various Microplastics in Human Stool: A Prospective Case Series. *Ann Intern Med*.
- SCHWARZBAUER, J. & RICKING, M. 2010. Non-target screening analysis of river water as compound-related base for monitoring measures. *Environmental Science and Pollution Research*, 17, 934-947.
- SEIDEL, A., PACHOLSKI, A., NYORD, T., VESTERGAARD, A., PAHLMANN, I., HERRMANN, A. & KAGE, H. 2017. Effects of acidification and injection of pasture applied cattle slurry on ammonia losses, N₂O emissions and crop N uptake. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247, 23-32.
- SIMBHA, P. & GANESAPILLAI, M. 2017. Ecological Sanitation and Nutrient Recovery from Human Urine: How Far Have We Come? A Review. *Sustain. Environ. Res.* 27, 107–116
- STENZEL, F., JUNG, R., WIESGICKL, S., DEXHEIMER, K., EIBING, M. & MUNDT, M. 2019. Arzneimittelrückstände in Rezyklaten der Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm. *UBA Bericht 31/2019* 106.
- STOKNES, K., SCHOLWIN, F., KRZEINSKI, W., WOJCIECHOWSKA, E., JASINSKA, A. 2016. Efficiency of a novel „Food to waste to food“ system including anaerobic digestion of food waste and cultivation of vegetables on digestate in a bubble-insulated greenhouse. *Waste Management* 56 (2016), 466-476. *Elsevier*.
- TANOUE, R., SATO, Y., MOTOYAMA, M., NAKAGAWA, S., SHINOHARA, R. & NOMIYAMA, K. 2012. Plant uptake of pharmaceutical chemicals detected in recycled organic manure and reclaimed wastewater. *J Agric Food Chem*, 60, 10203-11.
- UBA – UMWELTBUNDESAMT. 2017. Dioxine. *Website*. Online aufrufbar: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/dioxine#was-sind-dioxine-und-dioxinahnliche-pcb>, zuletzt geprüft am 05.05.2020
- UBA – UMWELTBUNDESAMT. 2019. Stickstoff. *Website*. Online aufrufbar: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/stickstoff#einfuehrung>, zuletzt geprüft am 05.05.2020
- VISCARI, E.L., GROBLER, G., KARIMÄKI, K., GORBATOVA, A., VILPAS, R. & LEHTORANTA, S. 2018. Nitrogen Recovery with Source Separation of Human Urine – Preliminary Results of Its Fertiliser Potential and Use in Agriculture. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 2:32.

- WAGNER, J., KÜGLER, T., HEIDRICH, K., BAUMANN, J., GÜNTHER, M., DORNACK, C., GRUNDMANN, V., ZENTNER, A., LANGE, U., ZEHM, A., HEINKE, K., MITSCHKE, M., ZINKLER, S., SCHOLZ, H. 2012. Potenzialstudie über Aufkommen und Behandlung biogener Abfälle im Freistaat Sachsen. *Schriftenreihe des LfULG, Heft 10/2012. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Dresden.*
- WEITHMANN N, MÖLLER, J.N., LÖDER, M.G.J., PIEHL, S., LAFORSCH, C. & FREITAG, R. 2018. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Sci Adv* 4:4, 8060.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION 2006. WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater – Volume 4: Excreta and greywater use in agriculture. *WHO Press. Genf, Schweiz.*
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION 2018. Guidelines on sanitation and health. Geneva: World Health Organization. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. ISBN 978-92-4-151470-5
- WIECHMANN, B., DIENEMANN, C., KABBE, C., BRANDT, S., VOGEL, I. & ROSKOSCH, A. 2013. Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. UBA, Bonn.
- WIEDNER, K. & GLASER, B. 2015. Traditional use of biochar. In: *Biochar for Environmental Management* (Lehmann, J., Joseph, S. (Hg.)), 15-37, Routledge, London, UK.
- WINKER, M., VINNERAS, B., MUSKOLUS, A., ARNOLD, U. & CLEMENS, J. 2009. Fertiliser Products from New Sanitation Systems: Their Potential Values and Risks. *Bioresour Technol.* 100(18):4090-6.
- WINKER, M., CLEMENS, J., REICH, M., GULYAS, H. & OTTERPOHL, R. 2010. Ryegrass uptake of carbamazepine and ibuprofen applied by urine fertilization. *Sci Total Environ*, 408, 1902-8.
- WU, X., DODGEN, L. K., CONKLE, J. L. & GAN, J. 2015. Plant uptake of pharmaceutical and personal care products from recycled water and biosolids: a review. *Sci Total Environ*, 536, 655-666.
- ZHANG, F., LI, Y., YANG, M. & LI, W. 2012. Content of Heavy Metals in Animal Feeds and Manures from Farms of Different Scales in Northeast China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(8), 2658-2668.
- ZHANG, R., EL-MASHAD, H. M., HARTMAN, K., WANG, F., LIU, G., CHOATE, C., GAMBLE, P. 2006. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Biosource Technology* 98 (2007), 929-935. *Elsevier.*