



# Klärschlammmanagement und -qualität in Österreich

Nikolaus Weber · Arabel Long · Jörg Krampe · Helmut Rechberger · Ottavia Zoboli · Matthias Zessner

Angenommen: 9. Dezember 2022  
 © Der/die Autor(en) 2023

**Zusammenfassung** In den letzten Jahren kam es zu einem Paradigmenwechsel bei Kläranlagen, der den alleinigen Zweck der Abwasserreinigung um eine zusätzliche Funktion der Ressourcenrückgewinnung erweiterte. Dieser Wandel geht mit der Entwicklung neuer Rechtsvorschriften einher, die eine bessere Ressourcenrückgewinnung aus dem Abwasser ermöglichen wollen. Lange Betriebszeiten und eine Vielzahl von Behandlungsanforderungen verlangen jedoch gründliche Untersuchungen, wie eine Ressourcenrückgewinnung nachhaltig umgesetzt werden kann. Um Grundlagen für die Ausarbeitung einer neuen Gesetzgebung speziell für die Rückgewinnung von Phosphor (P) zu erarbeiten, wurde 2017 eine Umfrage zur österreichischen Kläranlageninfrastruktur durchgeführt. Der Fokus dabei lag auf Informationen zu Phosphor-Entfernung, Schlammbehandlung und -entsorgung sowie der Schlammqualität aller Kläranlagen über 2000 Einwohnerwerte (EW). Die erhobenen Daten wurden zuerst auf Vollständigkeit und Plausibilität geprüft und dann einer umfassenden Analyse unterzogen. Die vorliegende Studie stellt die wichtigsten Erkenntnisse der Datenanalyse vor und leitet daraus Überlegungen ab, die für eine zukünftige Rückgewinnung von P aus Abwasser zu berücksichtigen sind.

## Schlüsselwörter

Klärschlammmanagement · Erhebung · Phosphorentfernung · Phosphorrückgewinnung · Schlammstabilisierung ·

Univ.-Ass. DI N. Weber, BSc ·  
 DI A. Long ·  
 Univ.-Prof. DI Dr. J. Krampe ·  
 Univ.-Prof. DI Dr. Dr. h.c. H. Rechberger ·  
 Dr. O. Zoboli, MSc ·  
 Univ.-Prof. DI Dr. M. Zessner  
 Institut für Wassergüte und  
 Ressourcenmanagement,  
 Technische Universität Wien,  
 Karlsplatz 13/226, 1040 Wien,  
 Österreich  
[nikolaus.weber@tuwien.ac.at](mailto:nikolaus.weber@tuwien.ac.at)

Schlammensorgung ·  
 Schlammqualität · Schlammproduktion

## Sewage sludge management and quality in Austria

**Abstract** In recent years, there has been a paradigm shift in wastewater treatment plants that has expanded the sole purpose of wastewater treatment to include an additional function of resource recovery. This shift has been accompanied by the development of new legislation that seeks to improve resource recovery from wastewater. However, long operating periods and a multitude of treatment requirements demand thorough investigations on how resource recovery can be implemented in a sustainable manner. In 2017, a survey of Austria's wastewater treatment plant infrastructure was conducted to provide a baseline for developing new legislation specifically for phosphorus (P) recovery. The focus was on information on phosphorus removal, sludge treatment and disposal, and sludge quality for all wastewater treatment plants above 2000 population equivalents (PE). The collected data were first checked for completeness and plausibility and then subjected to a comprehensive analysis. This study presents the main findings of the data analysis and derives considerations to be taken into account for future recovery of P from wastewater.

**Keywords** Wastewater survey · Phosphorus removal · Phosphorus recovery · Sludge stabilization · Sludge disposal · Sludge quality · Sludge production

## Abkürzungen

BSB Biologischer Sauerstoffbedarf  
 CSB Chemischer Sauerstoffbedarf  
 BioP Biologische Phosphorentfernung  
 GV Glühverlust  
 P Phosphor  
 EW Einwohnerequivalente bezogen auf CSB (1 EW 120 g CSB d<sup>-1</sup>)

OTS Organische Trockensubstanz  
 ARA Kläranlage

## 1 Einführung

Seitdem die konventionelle Abwasserreinigung mit Ende der 1990er-Jahre in Österreich gut etabliert wurde (Jenkins und Wanner 2014), sind für die Kläranlagen im 21. Jahrhundert vermehrt neue Anforderungen in den Fokus gerückt. Dazu gehören die Reduktion des Energieverbrauchs (Longo et al. 2016; Ganora et al. 2019), strengere Anforderungen an die Abwasserqualität in Bezug auf Kohlenstoff und Nährstoffe (Charlton et al. 2018), die Rückgewinnung von Ressourcen (Egle et al. 2016; Melia et al. 2017), die Wiederverwendung von Abwasser (Fatta-Kassinos et al. 2015; Jaramillo und Restrepo 2017) und die Entfernung von bedenklichen Spurenstoffen (Schaar et al. 2010) und antibiotikaresistenten Genen (Beren-donk et al. 2015; Slipko et al. 2019). Diese Vielzahl neuer Aufgaben wird sich in einigen Fällen wirtschaftlich nicht von selbst tragen und könnte aufgrund eines höheren Energie- und/oder Materialbedarfs bei unbedachter Umsetzung negative Auswirkungen auf die Umwelt haben (Amann et al. 2018). Darüber hinaus sollte die Hauptfunktion von Kläranlagen, die sichere und kosteneffiziente Beseitigung der wichtigsten Gewässerbelastungen, nicht durch künftige Aufgabenerweiterungen oder Änderungen der Behandlung beeinträchtigt werden. Neue gesetzliche Anforderungen und Anlagenkonfigurationen bedürfen daher einer sorgfältigen und gründlichen Planung, die am besten auf detaillierten Informationen über den aktuellen Stand, die Infrastruktur und die Leistung der Kläranlagen beruht.

Das Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie arbeitet derzeit an einer neuen Richtlinie für die Rückgewinnung von Phosphor (P) aus kommunalem Abwasser (BMNT 2017). Die Eignung von Kläranlagen für die P-Rückgewinnung hängt von einer Viel-

zahl von Auslegungsparametern und von der Infrastruktur der Schlammbehandlung ab. Von großer Bedeutung für das P-Rückgewinnungspotenzial ist die Art der P-Entfernung (erweiterte biologische P-Entfernung (BioP) oder chemische Entfernung mit Eisen und Aluminium), die sich auf die Bioverfügbarkeit von P im Schlamm (Melia et al. 2017) und in der Klärschlammasche auswirkt (Steckenmesser et al. 2017). Bei der Vor-Ort-Rückgewinnung durch Struvit-Fällung wirkt sich eine höhere P-Konzentration im Klärschlamm positiv auf die Effizienz der Rückgewinnungsanlagen aus (Tansel et al. 2018). Die Rückgewinnung von P aus Klärschlammasche konkurriert hauptsächlich mit hohen Konzentrationen in P-Rohstoffen (Phosphatgestein) von zumeist über 9% P (Kratz und Schnug 2016). Da bei der Verbrennung nur anorganische Schlammbestandteile zurückbleiben, sind die Schlamm-P-Konzentrationen allein kein guter Indikator für die P-Konzentrationen in der Klärschlammasche. Aus diesem Grund sind neben Angaben zum P-Gehalt im Schlamm auch Informationen über den anorganischen Schlammgehalt erforderlich. Neben dem P-Gehalt bestimmen auch die Schwermetallkonzentrationen die Eignung der Schlammasche für die P-Rückgewinnung (Krüger et al. 2014; Smol et al. 2020).

Für Kläranlagen, die für die P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche besser geeignet sind (z. B. ohne BioP), wird die Rückgewinnung in den meisten Fällen eine vorherige Monoverbrennung des Klärschlammes erfordern, eine Praxis, die in Österreich noch unüblich (BMNT 2017) und im Allgemeinen teurer als die Mitverbrennung ist (Kacprzak et al. 2017). Daher werden zusätzliche Kosten aufgrund gesetzlicher Änderungen bei P-Rückgewinnungsanforderungen weitgehend von den derzeitigen Kosten für die Schlamm Entsorgung, den Transportentfernungen für den Schlamm und den Schlammproduktionsmengen abhängen.

Um die Formulierung neuer Gesetze zu unterstützen, wurde 2017 mit einer umfassenden Erhebung des österreichischen Abwasser- und Schlammbehandlungssystems begonnen. Mithilfe einer Vielzahl von Kläranlagenbetreibern und Landesbehörden konnte eine umfassende Datensammlung erstellt werden. Entsprechend den genannten Einflussfaktoren auf die P-Rückgewinnung umfasst sie Informationen zur Gestaltung

der Abwasserreinigung, zu P-Entfernungs- und Schlammstabilisierungsverfahren, zur Klärschlammproduktion, zum Wassergehalt und zur Qualität sowie zur derzeitigen Schlammverwertung oder -entsorgung. Der vorliegende Artikel stellt die wichtigsten Ergebnisse dieser Datensammlung vor und zieht daraus Schlussfolgerungen für die zukünftige Rückgewinnung von P aus dem Abwasser. Darüber hinaus können Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen die präsentierten Ergebnisse zu Vergleich und Einordnung ihrer eigenen Betriebsergebnisse verwenden. Die hier dargestellten Daten wurden im Rahmen des vom BMK beauftragten Projektes StraPhos (Amann et al. 2021a) erarbeitet. Die dargestellten Ergebnisse basieren auf im internationalen Kontext von Amann et al. 2021b veröffentlichten Arbeiten.

## 2 Methoden und Materialien

Im Jahr 2017 wurde über den Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband eine Umfrage zur österreichischen Kläranlageninfrastruktur und P-Entfernung sowie zur Schlammbehandlung, -entsorgung und -qualität an alle Kläranlagen mit einer Auslegungskapazität von mehr als 2000 Einwohnergleichwerten (EW; 1 EW entspricht einer kumulativen Sauerstoffbedarfsfracht (CSB) von 120 g pro Tag) verschickt (Amann et al. 2021a). Kläranlagen mit einer Kapazität von weniger als 2000 Einwohnerwerten wurden von der Analyse ausgeschlossen, da die Informationen über diese kleinen Anlagen aufgrund weniger strenger oder nicht vorhandener Abwasserkriterien im Allgemeinen spärlich sind (BMLF 1996). Da jedoch Kläranlagen mit mehr als 20.000 EW etwa 95 % der CSB-Fracht und 86 % der P-Fracht in Österreich behandeln (siehe Tab. 2), wurde bei der Beschaffung von Ergebnissen diesen Anlagen eine höhere Priorität beigegeben. Darüber hinaus wurden alle neun österreichischen Bundesländer um zusätzliche Daten gebeten, um die Vollständigkeit der Datenbasis zu erhöhen.

Die Daten zu den Kläranlagenfrachten wurden aus dem nationalen österreichischen Emissionsinventar für Oberflächengewässer (BMLFUW 2017) auf der Grundlage der Datenerhebungsanforderungen des österreichischen Wasserrechtsgesetzes (WRG 1959) entnommen. Zum Zeitpunkt der Vorberei-

ung der Erhebung im Jahr 2017 wurde das Jahr 2016 als allgemeines Bezugsjahr festgelegt, da für dieses Jahr die aktuellsten und vollständigsten Informationen verfügbar waren. In einigen Fällen wurden jedoch auch Daten aus den Jahren 2015 und 2017 einbezogen, wenn für 2016 keine Daten verfügbar waren. Alle Daten wurden auf der Grundlage der Auslegungskapazität der Kläranlage gruppiert, obwohl für den Vergleich von Ressourcenverbrauch und Produktion die tatsächlichen jährlichen EW-Frachten verwendet wurden.

Die Daten wurden dann für die Analyse vorbereitet, auf Vollständigkeit und Plausibilität geprüft, indem die Werte jedes Parameters innerhalb seiner Gruppe und mit anderen verfügbaren Parametern (z. B. Schlammstabilisierungsverfahren) verglichen wurden. Für die Datenanalyse wurden das GUI R Studio und die Programmiersprache R (Version 4.1.1) verwendet. Die Datenverteilungen wurden mit dem R-Paket ggplot dargestellt. Die mittlere horizontale Linie gibt den Median an, die oberen und unteren „Glieder“ entsprechen dem 25. und 75. Prozent-Quantil. Die oberen und unteren Whisker reichen bis zu den höchsten und niedrigsten Werten innerhalb eines Abstands vom 1,5-Fachen des Interquartilsbereichs (Abstand des 25. und 75. Perzentils), ausgehend von den oberen bzw. unteren „Gliedern“.

Die Pearson-Korrelationsmethode wurde verwendet, um die lineare Korrelation zwischen zwei normalverteilten Variablen zu prüfen. Eine zweiseitige ANOVA wurde angewandt, um auf signifikante Unterschiede zwischen den Mittelwerten einer quantitativen abhängigen Variablen in Abhängigkeit von den Niveaus einer verwandten kategorialen unabhängigen Variablen zu prüfen. Statistische Tests wurden bei  $p < 0,05$  als signifikant angesehen.

## 3 Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Datenverfügbarkeit

Die Datenverfügbarkeit für Kläranlagen mit einer Auslegungskapazität von mehr als 20.000 EW war hoch und lag im Allgemeinen bei über 50 % für die meisten Parameter (siehe Tab. 1). Lediglich Daten zur Schlammqualität (Glühverlust (GV) und P-Gehalt) waren für weniger als 50 % dieser Anlagen verfügbar. Da Kläranlagen zwischen 2000 und 20.000 EW nicht im Mittelpunkt

**Tab. 1** Erhobene Daten und Datenverfügbarkeit nach Datenkuration für Kläranlagen mit mehr als 20.000 und weniger als 20.000 EW

Datenverfügbarkeit in % von <i>N</i>	<20.000EW ( <i>N</i> = 439)	>20.000EW ( <i>N</i> = 194)
BioP ja/nein	11	78
Chemische P-Entfernung ja/nein	32	86
Bedarf an Flockungsmitteln	7	52
Vorklärbecken ja/nein	14	86
Verfahren zur Schlammstabilisierung	35	99
Schlammproduktion (Trockensubstanz)	35	100
Schlammproduktion (nass)	32	96
Glühverlust (GV) des Klärschlamm	4	42
Schlammmentwässerung ja/nein	23	92
Typ der Schlammmentwässerungsanlage	18	86
Trockensubstanzgehalt des Schlamm	3	76
Klärschlamm Trocknung ja/nein	15	84
Typ des Schlamm Trockners	1	84
P-Gehalt des Klärschlamm	3	38
Schwermetallgehalt des Klärschlamm	30	60

**Tab. 2** Anteil von behandeltem CSB und P und Verteilung von Fällungsmitteln nach Größenklassen der Kläranlagen

	2000 bis 20.000EW	>20.000 bis 50.000EW	>50.000 bis 100.000EW	>100.000EW
<i>Anteile von behandeltem CSB und P</i>				
Gesamtzahl der Kläranlagen	439	125	33	36
Anteil des behandelten CSB in % nach KA-Klassen	5	19	10	66
Anteil des behandelten P in % nach KA-Klasse	14	19	9	58
<i>Fällmittel</i>				
Anzahl der Kläranlagen mit Datenerfassung	114	97	25	28
<i>Anteil in % der EW-Fracht nach Fällmitteln:</i>				
Aluminium	22	20	9	6
Eisen	49	47	59	89
Aluminium/Eisen-Gemisch	19	28	27	4
Andere	10	5	6	0

dieser Studie standen und die Anzahl der Anlagen im Allgemeinen viel höher ist, war die Datenverfügbarkeit für diese Anlagen viel geringer. Für alle Parameter lieferten nur 35 % der Anlagen oder weniger Daten. Da jedoch die meisten Abwässer in Kläranlagen mit mehr als 20.000 EW behandelt werden (Tab. 2) und für Kläranlagen mit weniger als 20.000 EW immer noch eine annehmbare Anzahl von Beobachtungen erreicht wurde, wird dieser Datensatz als sehr repräsentativ für den aktuellen österreichischen Status quo angesehen.

### 3.2 Phosphor-Entfernung

Tab. 2 gibt einen Überblick über die erhaltenen Daten zur P- und CSB-Entfernung. Die Informationen werden getrennt für vier Größengruppen von

Kläranlagenkapazitäten angegeben: (1) kleiner als 20.000 EW, (2) zwischen 20.000 und 50.000 EW, (3) zwischen 50.000 und 100.000 EW und (4) größer als 100.000 EW. Die 36 größten Anlagen mit mehr als 100.000 EW behandeln den größten Anteil von CSB (66 %) und P (58 %).

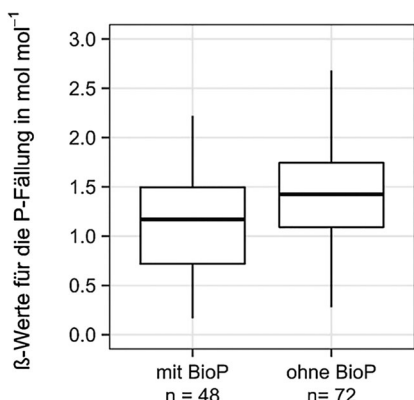
In österreichischen Kläranlagen werden 90 % des P aus dem Abwasserzufluss entfernt (Überreiter et al. 2018). Alle befragten Kläranlagen ( $n=308$ ) verfügen über eine chemische P-Entfernung. Darüber hinaus geben etwa 30 % an, dass sie auch ein anaerobes Becken für BioP installiert haben. Eisen ist das am häufigsten verwendete Fällmittel (77 % der gesamten EW-Fracht) in allen Größenklassen (Tab. 2), und die Wahrscheinlichkeit seines Einsatzes steigt mit zunehmender Kläranlagengröße.

Aluminium wird zur Behandlung von etwa 10 % der EW-Fracht eingesetzt. Es wird häufiger in Kläranlagen mit weniger als 50.000 EW (~ 21 %) verwendet. Aluminium-Eisen-Mischungen behandeln 11 % der EW-Fracht und werden in Kläranlagen unter 100.000 EW eingesetzt (19 bis 27 %). Andere Mittel wie Kalk werden selten eingesetzt (2 % der EW-Fracht), und wenn, dann nur in Anlagen <100.000 EW.

Für die P-Rückgewinnung oder die direkte Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft wäre eine biologische P-Elimination die bevorzugte Methode der Wahl, da sie die Bioverfügbarkeit von P im Klärschlamm verbessert (Kratz et al. 2019). Es ist jedoch fraglich, ob die Fällung mit Eisen vollständig ersetzt werden kann, insbesondere in größeren Kläranlagen mit anaerober Faulung, da sie in anaeroben Faulbehältern zusätzlich zur Sulfid-(Geruchs-)Kontrolle dient (Park und Novak 2013). Dies wird auch durch den höheren Einsatz von Eisen in Kläranlagen mit anaerober Schlammbehandlung (92 %) gegenüber der aeroben Behandlung (80 % der EW-Fracht) unterstützt.

Die Tatsache, dass alle österreichischen Kläranlagen mit BioP zumindest eine geringe zusätzliche Fällmitteldosierung verwenden, zeigt, dass die Leistung von BioP in österreichischen Kläranlagen begrenzt ist. Der Einsatz von chemischem Fällmittel kann daher durch die Anwendung von BioP zwar reduziert, aber nicht völlig ersetzt werden. Eine Umstellung auf BioP bringt auch zusätzliche betriebliche Aufgaben für die Kläranlagenbetreiber mit sich, vor allem die Verhinderung der Ablagerungen in Rohrleitungen durch unkontrollierte P-Ausfällung als Struvit (Krishnamoorthy et al. 2021). Die Kontrolle dieser Struvitausfällung wäre von Vorteil, da dadurch leichtverfügbare P-Formen für die Rückgewinnung sowohl vor Ort als auch aus der Asche entstehen (Egle et al. 2015), aber es ist unklar, ob die Anlagenbetreiber davon überzeugt werden können, diese zusätzlichen Herausforderungen anzunehmen.

Für ein besseres Verständnis des Fällmittel-Einsatzes wurde der von den Kläranlagenbetreibern angegebene Bedarf, berechnet in Mol pro Jahr, dem theoretischen Bedarf gegenübergestellt. Der theoretische Bedarf wurde aus dem P-Zufluss abzüglich der P-Abflussfrachten geschätzt, wobei der P-Bedarf für



**Abb. 1** Vergleich der  $\beta$ -Werte für die P-Fällung mit und ohne zusätzliche verbesserte biologische Phosphorentfernung (BioP) in Mol Fällmittel per Mol P

die Biomasseproduktion (1 % der biologischen Sauerstoffbedarfsfrachten) und die P-Entfernung bei Vorhandensein eines Vorklärbeckens abgezogen wurde. Die angenommenen  $\beta$ -Werte (Mol dosiertes Fällmittel pro Mol P) für die Ausfällung wurden auf 1,2 bei einem Grenzwert von  $2 \text{ mg L}^{-1}$ , auf 1,5 bei einem Grenzwert von  $1 \text{ mg L}^{-1}$  und auf 2,5 für die Ausfällung nach dem Nachklärbecken bei strengen Grenzwerten von  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  festgelegt. Im Allgemeinen ist der abgeleitete theoretische Fällmittelbedarf aus den P- und BSB-Frachten der Kläranlage ein guter Prädiktor für den tatsächlichen Verbrauch ( $r=0,83$ ,  $p$ -Wert  $<0,005$ ). Die berechneten  $\beta$ -Werte von Anlagen mit einem P-Grenzwert von  $1 \text{ mg L}^{-1}$  ( $n=120$ ) und mit und ohne BioP wurden weiter analysiert (Abb. 1). Der mittlere Bedarf pro Mol ausgefälltem P war für diese beiden Gruppen signifikant unterschiedlich ( $t(113)=2,6589$ ;  $p=0,009$ ), wobei die An-

lagen mit BioP einen mittleren Rückgang des Bedarfs von 18 % aufwiesen.

### 3.3 Vorklärung, Schlammproduktion und Stabilisierung

Die Abwasserreinigung erfolgt in Österreich hauptsächlich durch das Belebtschlammverfahren. Die aerobe Schlammstabilisierung wird vor allem in Kläranlagen mit weniger als 20.000 EW eingesetzt, während in Kläranlagen mit mehr als 20.000 EW die anaerobe Schlammstabilisierung durch Faulung die häufigere Methode ist (Tab. 3). Von den Anlagen mit aerober Schlammstabilisierung ist die simultane Stabilisierung (Schlammalter von mehr als 25 Tagen) am häufigsten und umfasst ~ 73 % des aerob stabilisierten Schlammes. Die getrennte aerobe Stabilisierung hat den höchsten Anteil (28 % des aerob stabilisierten Schlammes) in Anlagen zwischen 20.000 und 100.000 EW.

Vorklärbecken sind meist in größeren Anlagen installiert (89 % für  $>100.000 \text{ EW}$ ) und weniger häufig in Kläranlagen mit weniger als 20.000 EW (24 %). Dieser Größenunterschied ergibt sich im Allgemeinen aus dem kombinierten Einsatz von Vorklärbecken mit anaerober Schlammstabilisierung. Ungefähr 95 % der Klärkapazität ist an Standorten mit anaeroben Faulbehältern installiert. Die verbleibenden 5 % der Kapazität sind in aeroben Anlagen installiert, meist in Kombination mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung (80 %).

Ein fundiertes Wissen über die Schlammproduktion ist die Grundlage für die Entwicklung neuer Klärschlamm-Monoverbrennungsanlagenkonzepte in Österreich. Durch die

laufende Umstellung der österreichischen Kläranlagen auf anaerobe Faulung und bessere Stabilisierung sind die Schlammengen seit Jahren rückläufig (Überreiter et al. 2018). Kläranlagen mit Schlammverwertung in der Landwirtschaft setzen oft beträchtliche Mengen an Kalk zur Hygienisierung zu. Wenn diese Kläranlagen stattdessen auf Monoverbrennung umstellen, ist mit einem weiteren Rückgang der Schlammproduktion zu rechnen, da die Zugabe von anorganischem Material zum Schlamm die P-Aschekonzentration nur noch weiter verringert und damit die Wiederverwertung behindert. Um die Schlammengen für die Verbrennung abzuschätzen, wurden die Daten über den Gesamtschlammfall pro EW (organisch und anorganisch) nach dem jeweiligen Verfahren der primären Schlammbehandlung (aerob/anaerob) und der Kalkzugabe analysiert (Abb. 2). Bei der anaeroben Behandlung wird der geringste Gesamtschlammfall von  $37 \text{ g EW}^{-1} \text{ d}^{-1}$  erzielt. Bei gleichzeitiger aerober Behandlung fällt mehr Schlamm an ( $52 \text{ g EW}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ) als bei getrennter aerober Behandlung ( $45 \text{ g EW}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ). Die Zugabe von Kalk führte zu einem um 54 bis 57 % höheren Anfall mit Medianwerten von  $57 \text{ g}$  für die anaerobe und  $77 \text{ g EW}^{-1} \text{ d}^{-1}$  für die aerobe Behandlung.

Die abgeleiteten Werte liegen im Bereich der beobachteten und modellierten Werte aus der Literatur, allerdings wurden große Schwankungen bei dem Gesamtschlammfall festgestellt ( $27$  bis  $82 \text{ g EW}^{-1} \text{ d}^{-1}$  (Kelessidis und Stasinakis 2012; Mininni et al. 2015)). Die Daten zum Glühverlust (GV; Abb. 3) können den Schlammfall mit dem Grad der Schlammstabilisierung in Beziehung setzen. Die anaerobe Behandlung erzielt im Allgemeinen die beste Stabilisierung und den niedrigsten GV (59 %), gefolgt von der getrennten aeroben Behandlung (64 %). Die gleichzeitige Stabilisierung zeigt den höchsten GV von 71 %. Durch die Zugabe von Kalk (anorganische Stoffe) sinkt der GV im Schlamm erheblich auf 34 bis 35 %.

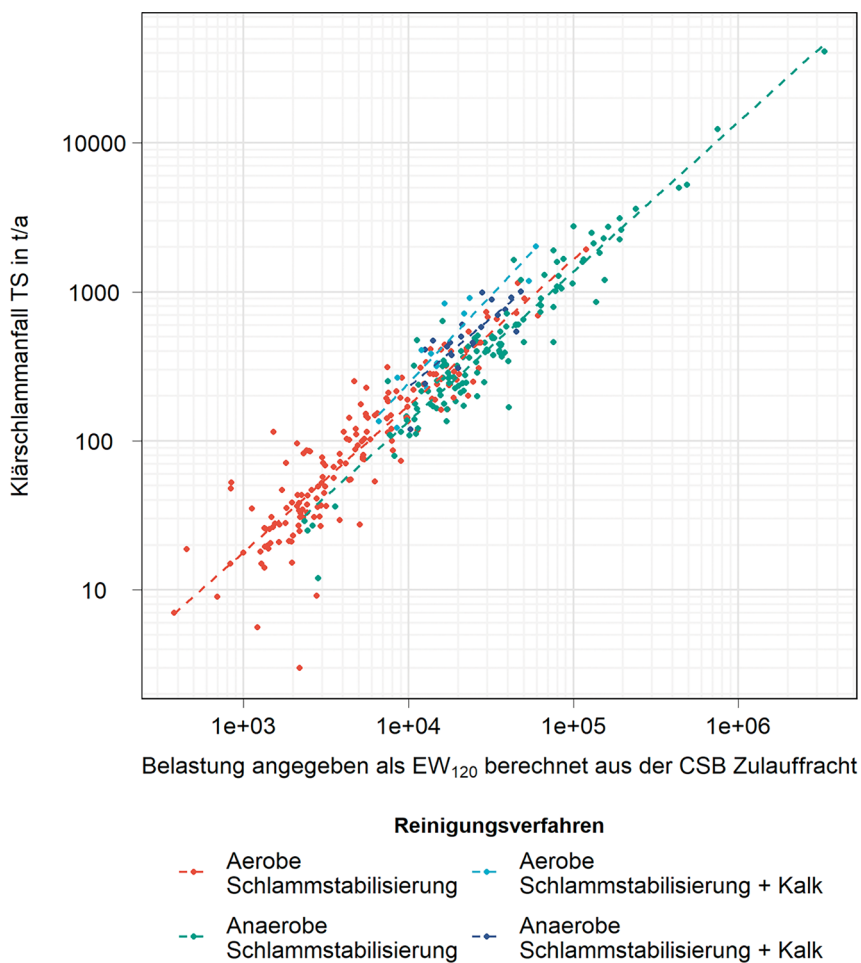
Frühere detaillierte Analysen des österreichischen Schlammfalles ergaben einen Anfall an organischer Trockensubstanz (oTS) von  $16$  bis  $20 \text{ g EW}^{-1} \text{ d}^{-1}$  bei anaerober und getrennter aerober Stabilisierung (Nowak et al. 1996). Unzureichend stabilisierter Schlamm aus gleichzeitiger aerober Stabilisierung zeigte einen oTS-Anfall von  $20$  bis  $35 \text{ g EW}^{-1} \text{ d}^{-1}$ . Wenn die GV berücksichtigt

**Tab. 3** Häufigkeit von Vorklärbecken und Einsatz verschiedener Schlammstabilisierungsverfahren in verschiedenen Größenklassen österreichischer Kläranlagen

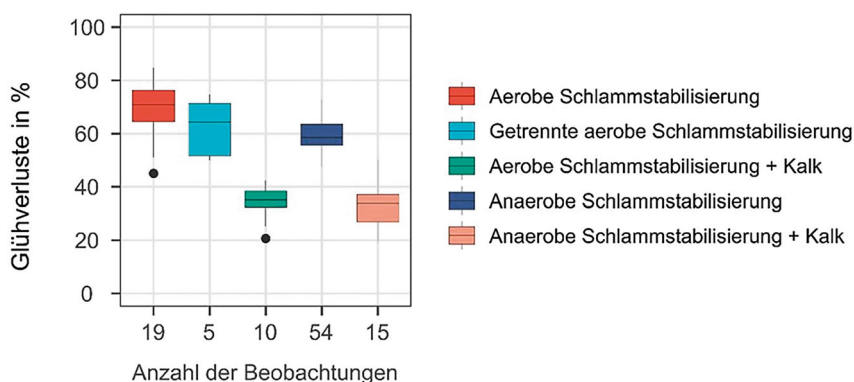
	2000 bis 20.000 EW	>20.000 bis 50.000 EW	>50.000 bis 100.000 EW	>100.000 EW	Gesamt
<i>Vorklärbecken</i>					
Anzahl KA mit Datenerfassung	61	104	29	33	227
Vorkommen <sup>a</sup>	24	68	82	89	82
<i>Schlammstabilisierung</i>					
Anzahl KA mit Datenerfassung	155	124	33	36	358
Anaerob <sup>a</sup>	11	66	79	97	85
Aerob <sup>a</sup> , davon	89	34	21	3	15
... simultan <sup>a</sup>	74	70	59	100	73
... getrennt <sup>a</sup>	18	28	28	0	21
... unbekannt <sup>a</sup>	8	2	13	0	5

<sup>a</sup> In % der behandelten EW je Kategorie





**Abb. 2** Gesamtschlammmanfall (als Trockensubstanz) in Tonnen pro Jahr in Abhängigkeit von den behandelten Einwohnergleichwerten (EW; abgeleitet vom CSB mit 120 g CSB  $\text{EW}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) und in Abhängigkeit von der primären Schlammstabilisierungsmethode sowie von der möglichen Kalkzugabe



**Abb. 3** Glühverlust (GV) in Prozent in Abhängigkeit von der Schlammstabilisierungsmethode

werden, kann der Gesamtschlammmanfall aus dem oTS-Anfall nach Gl. (1) abgeschätzt werden.

$$\begin{aligned} \text{Gesamtschlammmanfall [gEW}^{-1}\text{d}^{-1}] \\ = \text{oTS[gEW}^{-1}\text{d}^{-1}]/\text{GV[\%]} \end{aligned} \quad (1)$$

Unter der Annahme eines Schlamm-GV von 60% für die anaerobe oder getrennte aerobe Behandlung und 71% für die simultane Stabilisierung läge der entsprechende Gesamtschlammmanfall im Bereich von 26 bis 33 g (anaerob/getrennt) bzw. 35 g (simultan). Im Vergleich dazu deutet der in dieser Studie ermittelte Gesamtschlammmanfall ( $>37 \text{ g EW}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ) auf eine leicht unvollständige Stabilisierung und einen oTS-Anfall nach der Stabilisierung von vielfach über  $20 \text{ g EW}^{-1} \text{ d}^{-1}$  hin.

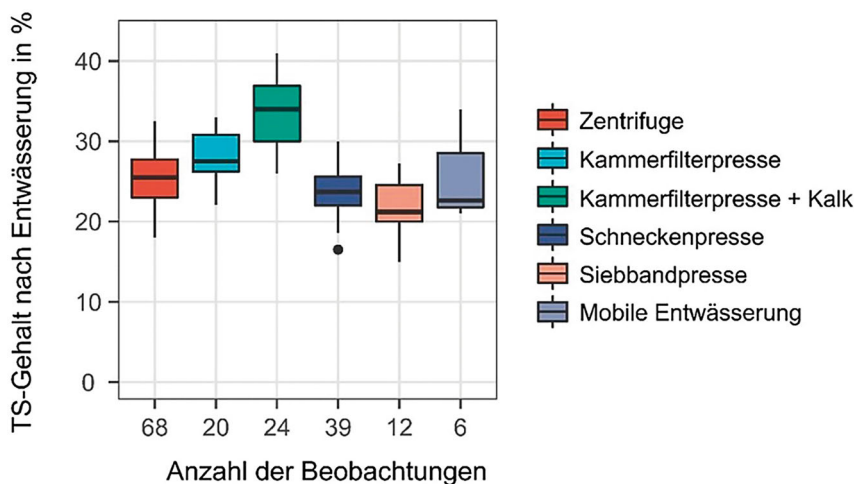
### 3.4 Schlammbehandlung: Entwässerung, Trocknung und Hygienisierung

Die Arten von Entwässerungsanlagen sind ungleichmäßig auf die verschiedenen Größengruppen verteilt (Tab. 4). Filterpressen sind in kleineren Kläranlagen am häufigsten zu finden (39%), während bei mehr als 20.000 EW Zentrifugen die Standardmethode der Wahl sind (37 bis 76%). Schneckenpressen sind in Kläranlagen unter 50.000 EW häufiger anzutreffen und haben den Markt erst in den letzten Jahren erobert. Daten aus einer deutschen Erhebung zur Klärschlammbehandlung aus dem Jahr 2003 zeigen, dass zu diesem Zeitpunkt keine Schneckenpressen zur Entwässerung eingesetzt wurden (Durth et al. 2003). Siebbandpressen werden selten eingesetzt. In einigen Kläranlagen wird eine mobile Entwässerung eingesetzt, was jedoch meist bei kleineren Anlagen üblich ist. Die Zugabe von Kalk zur Hygienisierung wird in 10 bis 38% der Anlagen vorgenommen, was mit der primären Schlammmentsorgung (Landwirtschaft und Kompostierung) zusammenhängt. Die Schlamm-trocknung vor Ort wird in Österreich nur selten eingesetzt. Es sind etwa 19 Anlagen bekannt, nämlich 11 Solartrockner, zwei Bandtrockner und vier Konvektionstrockner.

Bei der Entwässerung mit Kalkzusatz wurde der höchste Trockensubstanzgehalt im Klärschlamm erzielt (Abb. 4). Dies ist wohl zum Teil auf ein höheres Verhältnis von Feststoff zu Wasser zurückzuführen, aber es ist auch bekannt, dass die Zugabe von Kalk die Flocken-

**Tab. 4** Zusammenfassende Tabelle der Entwässerungsanlagen und des Kalkeinsatzes nach der Größenklasse der jeweiligen Kläranlagen

	2000 bis 20.000 EW	>20.000 bis 50.000 EW	>50.000 bis 100.000 EW	>100.000 EW
<i>Entwässerungseinheiten</i>				
Anzahl KA mit Datenerfassung	74	103	28	33
Zentrifuge in % der jeweiligen Klasse	26	37	45	76
Siebbandpresse in % der jeweiligen Klasse	6	8	10	2
Filterpresse in % der jeweiligen Klasse	39	25	25	10
Schneckenpresse in % der jeweiligen Klasse	24	26	19	12
Sonstige in % der jeweiligen Klasse	5	4	1	0
<i>Hygienisierung mit Kalk</i>				
Anzahl KA mit Datenerfassung	5	76	21	21
Anteil in % der jeweiligen Klasse	21	24	38	10

**Abb. 4** Trockensubstanzgehalt des entwässerten Schlammes in Prozent je nach Art der verwendeten Entwässerungsanlage und der (Nicht-)Zugabe von Kalk

festigkeit und Entwässerungsfähigkeit erhöht (Christensen et al. 2015). Von den verschiedenen Entwässerungsaggregaten wiesen Filterpressen den höchsten mittleren Trockensubstanzgehalt (28%) auf, gefolgt von Zentrifugen (25%), Schneckenpressen (24%) und schließlich Bandpressen mit dem niedrigsten mittleren Wert von 22%. Mobile Anlagen wiesen eine hohe Spannweite von 21 bis 34% auf. Die Werte stimmen gut mit den Daten der DWA-Richtlinie M 366 zur Schlammmentwässerung überein (Filterpresse 22 bis 28%, mit Kalk 30 bis 40%, Zentrifugen 22 bis 30%, Schneckenpressen 20 bis 28% und Siebbandpressen 20 bis 28% (DWA 2013)).

Außerdem wurde eine Abhängigkeit von der Größe der Kläranlage festgestellt, wobei der mittlere Trockensubstanzgehalt (entwässert und ohne Kalkzusatz) für die Großengruppen 1,

2, 3 und 4 von 23 bis 25 bzw. 26 bis 26,7% anstieg. Die Gründe hierfür lassen sich zwar nicht aus den Daten selbst ableiten, es wird jedoch angenommen, dass die verbesserte Entwässerungsleistung sowohl durch bessere Aggregate als auch durch eine bessere Überwachung und den Betrieb größerer Anlagen erreicht wird. Von den installierten Trocknern erreichten die beiden Konvektionstrockner mit rund 84% den höchsten Trockensubstanzgehalt, während die Bandtrockner und Solartrockner bei etwa 71 bis 73% lagen.

### 3.5 Schlammqualität

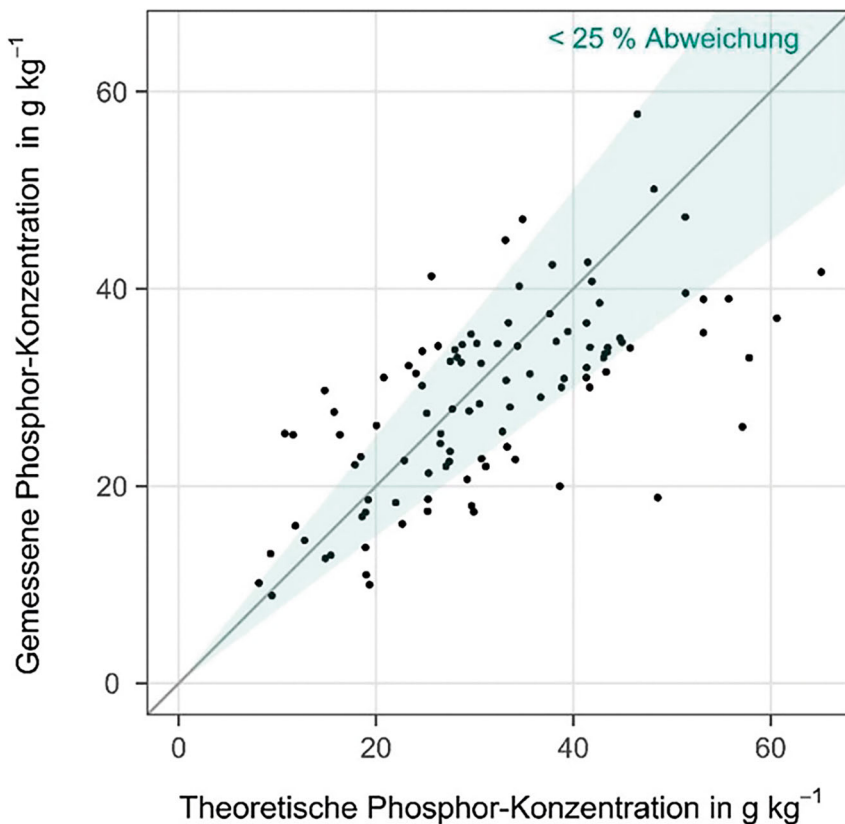
Für die Entwicklung nachhaltiger P-Rückgewinnungsstrategien werden Informationen über die P-Konzentration im Klärschlamm und die damit verbundenen Schwermetalle benötigt.

Nicht alle Kläranlagen überwachen ihre Schlammqualität; daher muss auf leicht verfügbare Daten zurückgegriffen werden (z.B. auf aufgezeichnete Kläranlagen-P Zu- und -Ablaufsrachten), um die P-Frachten und -Konzentrationen im Klärschlamm zu bestimmen. Die gemessenen P-Konzentrationen aus der Klärschlammanalyse wurden mit den theoretischen P-Konzentrationen verglichen, die sich aus den jährlichen Zu- und Ablaufrachten und den Klärschlammengen ergeben (Abb. 5). Wie man sieht, ist die theoretische P-Konzentration ein guter Prädiktor für die tatsächliche P-Konzentration ( $t(103) = 9,9897$ ,  $p < 0,001$ ), mit einer allgemeinen Abweichung von weniger als 25%. Die theoretische Analyse kann auch zu einem besseren Verständnis der mittleren jährlichen Konzentrationen führen, da Stichproben-Messungen nur eine Momentaufnahme darstellen.

Die beobachteten P-Konzentrationen reichen von 9 bis 63 g kg<sup>-1</sup> (Abb. 6a) und hängen zum Teil mit dem Grad der Schlammstabilisierung zusammen, der im Allgemeinen gut durch den GV dargestellt wird (Abb. 3). Aufgrund eines niedrigeren GV und einer geringeren Schlammmasse, sind die P-Konzentrationen in anaerob behandeltem Schlamm mit 34 g kg<sup>-1</sup> höher. Da mit der Kalkzugabe anorganische Stoffe zugesetzt werden, ist der GV niedriger. Allerdings wird P durch diese Behandlung verdünnt, so dass die mittlere P-Konzentration in diesem Bereich nur 22 g kg<sup>-1</sup> beträgt.

Für die Rückgewinnung aus Klärschlammmasche ist die P-Konzentration in der Asche von Interesse. Die P-Konzentrationen in der Asche wurden anhand des GV, der Klärschlammmasse und der P-Konzentrationen geschätzt. Wie dargestellt (Abb. 6b), würden die österreichischen P-Konzentrationen in der Asche ohne Kalkzusatz um die 9%-Marke liegen, die von P-Gestein selten unterschritten wird (Kratz und Schnug 2016). Um ein besseres Kosten-Nutzen-Verhältnis der P-Rückgewinnung aus Asche zu erreichen, sollten die Betreiber versuchen, die anorganischen Zusätze vor Ort zu reduzieren, ohne die Wirksamkeit der Abwasserreinigung zu beeinträchtigen. Die beobachteten mittleren Mengen anderer Nährstoffe im Klärschlamm betragen 31g Stickstoff, 7g Magnesium, 1,4g Kalium und 0,9g Natrium pro kg Klärschlamm.

Es ist zwar bekannt, dass Kläranlagen Schwermetalle teilweise aus dem



**Abb. 5** Vergleich der gemessenen P-Konzentrationen im Klärschlamm aus den Daten der Klärschlammüberwachung mit den theoretischen P-Konzentrationen im Klärschlamm, die sich aus dem P-Zufluss aus der Kläranlage abzüglich des P-Abflusses ergeben

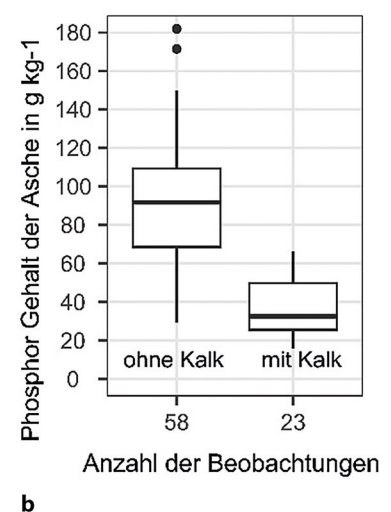
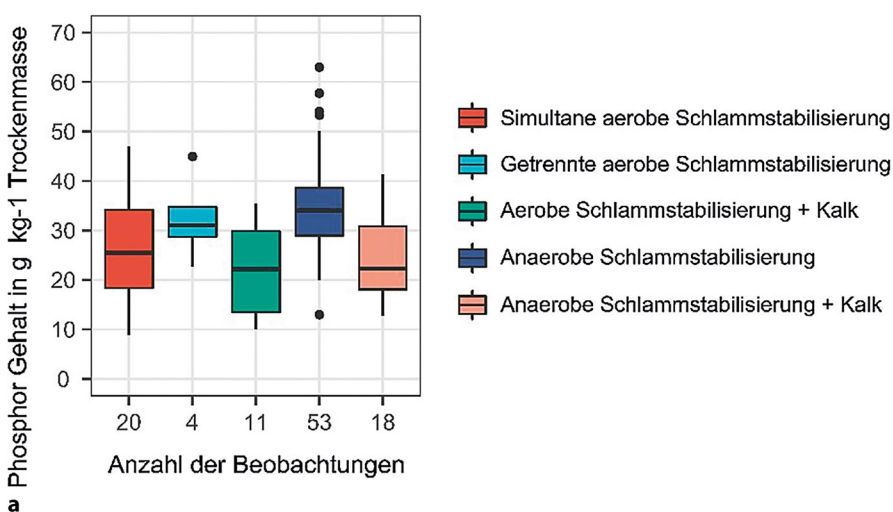
Flüssigkeitsstrom entfernen, doch gibt es nur wenige und manchmal widersprüchliche Informationen über die Auswirkungen unterschiedlicher Betriebsbedingungen auf die Schwerme-

tallentfernung (Cantinho et al. 2016; Mailler et al. 2014). Die Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm hängen außerdem von der Häufigkeit der Schadstoffquellen (kommunal, indus-

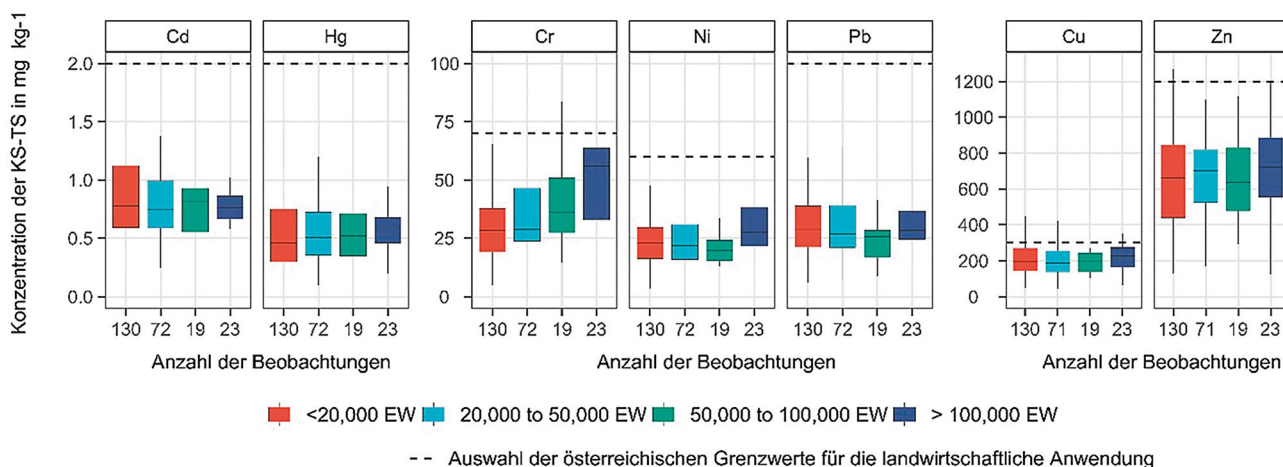
triell) im Einzugsgebiet der Kläranlage ab (Clara et al. 2012). Da die derzeitige deutsche Gesetzgebung nur bestimmte Größenklassen von Kläranlagen zur Rückgewinnung von P verpflichtet, ist es von Interesse, ob eine Korrelation zwischen den Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm und der Größe der Kläranlagen besteht. Abb. 7 zeigt die österreichischen Schwermetallkonzentrationen im Klärschlamm in Abhängigkeit von der Größenklasse der Kläranlage. Es ist zu erkennen, dass die meisten Schwermetalle über alle Kläranlagengruppen ähnlich verteilt sind. Ausnahmen sind Chrom und Nickel, die bei Kläranlagen mit mehr als 100.000 EW vergleichsweise hohe Werte aufweisen. Die Klärschlammqualität in Österreich zeigt demnach größtenteils keine Größenabhängigkeit. Die Mehrzahl der Kläranlagen kann sogar die strengeren österreichischen Schwermetallgrenzwerte im Klärschlamm für die Verwendung in der Landwirtschaft einhalten (Grenzwerte als gestrichelte Linien, entnommen aus der Arbeit in ÖWAV 2018). Für ein besseres Verständnis der endgültigen Metallkonzentrationen im Klärschlamm sollte eine weitere Analyse der Daten unter Berücksichtigung des Einflusses der verschiedenen Klärsysteme und der Art des Einzugsgebiets durchgeführt werden.

### 3.6 Schlammverwertung und -entsorgung

Für 91% der österreichischen Klärschlämme konnten die Entsorgungswege erfolgreich nachvollzogen werden



**Abb. 6** a P-Gehalt in Gramm pro Kilogramm in Abhängigkeit von der Methode der Schlammstabilisierung und b abgeleiteter P-Aschegehalt in Abhängigkeit von der Kalkzugabe



**Abb. 7** Schwermetallkonzentrationen (Cadmium, Quecksilber, Nickel, Blei, Chrom, Kupfer und Zink) im Klärschlamm in Milligramm pro Kilogramm. Gestrichelte Linie zeigt die österreichischen Schwermetallgrenzwerte im Klärschlamm für die Verwendung in der Landwirtschaft (ÖWAV 2018)

(Abb. 8). Die größten Mengen werden durch Monoverbrennung oder externe Kompostierung behandelt. Die Entsorgungswege für Klärschlamm sind sehr unterschiedlich, in einigen Bundesländern (Wien=W) wird der Klärschlamm zu 100% thermisch behandelt, in anderen (Burgenland=B) wird der Klärschlamm zu fast 100% im Boden verwertet. Daher werden sich Änderungen bei der Schlammentsorgung aufgrund einer möglichen P-Verwertung und einer verstärkten Verbrennung in den einzelnen Bundesländern sehr unterschiedlich auswirken. Derzeit bringt nur die direkte landwirtschaftliche Entsorgung (nass oder entwässert=18%) zuverlässig P auf Ackerland. Informelle Gespräche mit Kläranlagenbetreibern bestätigten, dass Kompost aus Klärschlamm häufig nicht auf landwirtschaftlichen Flächen mit hohem P-Bedarf verwendet wird, sondern zur Rekultivierung von Deponien oder für

den Landschaftsbau. Konkrete Schätzungen konnten nicht abgeleitet werden, da sich die Nachverfolgung von kompostiertem Klärschlamm als sehr zeitaufwendig oder unmöglich erwies.

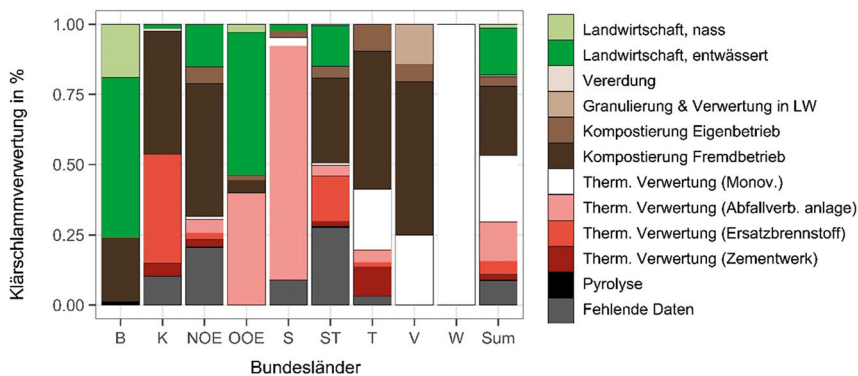
Die Entsorgungskosten für Klärschlamm lagen 2016 zwischen 3,5 und 100 EUR t<sup>-1</sup> (Feuchtsubstanz) bzw. 21 bis 560 EUR t<sup>-1</sup> (Trockensubstanz) (Abb. 9). Diese Werte liegen im Rahmen der in Deutschland veröffentlichten Entsorgungskosten für Klärschlamm (160 bis 480 EUR t<sup>-1</sup> Trockensubstanz (Umweltbundesamt 2018)). Die Entsorgung in der Landwirtschaft und die Kompostierung vor Ort waren mit Medianwerten zwischen 6 und 40 EUR bzw. 94 und 180 EUR t<sup>-1</sup> für Nass- und Trockensubstanz vergleichsweise günstig. Die externe Kompostierung durch Drittfirmen und die Verbrennung waren mit Medianwerten von 59 bis 75 EUR t<sup>-1</sup> (Feuchtsubstanz) und 230 bis 290 EUR t<sup>-1</sup> (Trockensubstanz) mit höhe-

ren Kosten verbunden. Im Vergleich zu den Kosten der Monoverbrennung (280 bis 480 EUR t<sup>-1</sup> Trockensubstanz (Umweltbundesamt 2018)) ist ein Anstieg der Kosten für die Schlammbeseitigung wahrscheinlich, wenn die P-Rückgewinnung aus Asche angestrebt wird.

Ähnlich wie bei den Kosten waren die Transportentfernungen bei der externen Kompostierung und der thermischen Behandlung am höchsten, wobei einige Anlagen über 530 km (einfache Strecke) zurücklegten (Abb. 10). Die mittleren Werte für die thermische Behandlung waren mehr als doppelt so hoch (120 km) wie für die externe Kompostierung (50 km). Die Entsorgung in der Landwirtschaft und die Kompostierung am Standort der Kläranlage waren selten weiter als 20 km entfernt, der Medianwert lag bei 15 bzw. 0,25 km. Eine Entwicklung hin zu mehr Verbrennung könnte zu längeren Transportentfernungen führen. Eine sorgfältige Bewertung strategischer Standorte für Monoverbrennungsanlagen wird daher entscheidend sein, um die künftigen Emissionen aus dem Transport von Klärschlamm zu begrenzen.

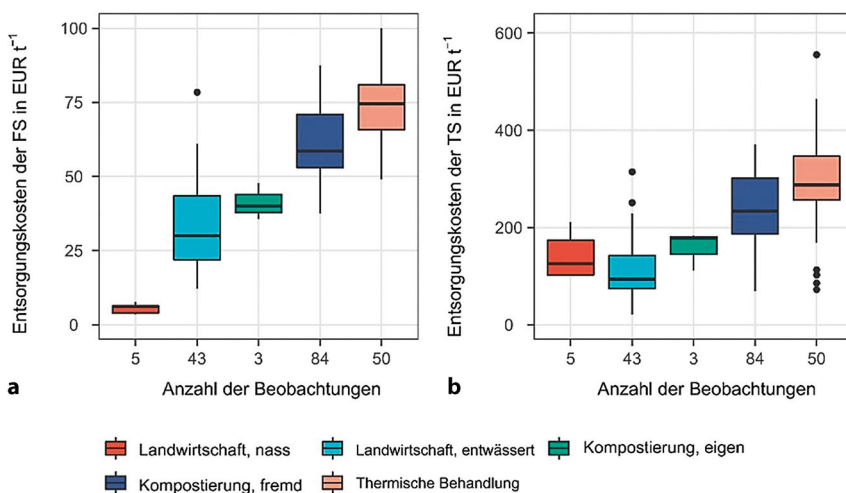
#### 4 Fazit

Diese Studie präsentiert die wichtigsten Ergebnisse einer sorgfältig entwickelten Datensammlung zur Abwasserbehandlung und Schlammentsorgung in Österreich für die Jahre 2015 bis 2017. Die Datenverfügbarkeit war für die meisten analysierten Parameter hoch, und die Datensammlung stellt eine gute Grundlage für Überlegungen zu Veränderun-

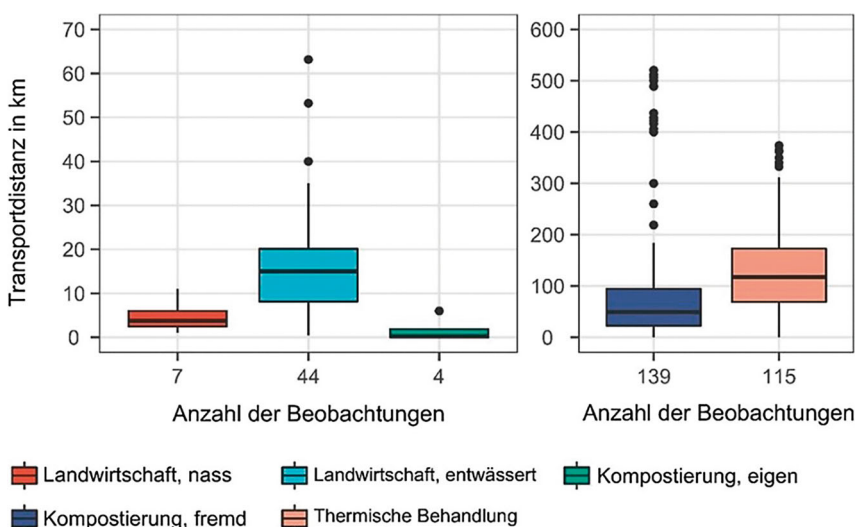


**Abb. 8** Klärschlammbehandlungs- und Entsorgungswege in Österreich im Jahr 2016 in % und für jedes Bundesland





**Abb. 9** Kosten der Klärschlamm Entsorgung in Euro pro Tonne in Abhängigkeit vom Entsorgungsweg (a) auf Basis der Feuchtsubstanz (FS) und (b) basierend auf der Trockensubstanz (TS)



**Abb. 10** Transportentfernung des Klärschlamm zur Entsorgung in Abhängigkeit vom Entsorgungsweg

gen im Klärschlammmanagement dar. Die österreichischen Kläranlagen arbeiten gut und sind auf den neuesten Stand der Technik gebracht worden, mit einem hohen Anteil an anaerober Stabilisierung und gut funktionierenden Entwässerungsanlagen.

In Hinblick auf zukünftige Strategien einer Phosphorrückgewinnung ist zu berücksichtigen, dass – obwohl BioP die bevorzugte P-Entfernungsmethode für die P-Rückgewinnung wäre – chemische Fällmittel für die sichere Entfernung von P aus dem Abwasser nach wie vor unerlässlich sind. Selbst Kläranlagen, die BioP einsetzen, verwenden zusätzlich Eisen- und Alumi-

nium-Fällmittel, und das wird auch in den kommenden Jahren so bleiben.

Es wird erwartet, dass die Schlamm-mengen zukünftig abnehmen werden, wenn – wie vom Gesetzgeber vorgesehen – von der landwirtschaftlichen Verwertung auf die Verbrennung von Klärschlamm mit anschließender Phosphorrückgewinnung umgestellt wird. Im Gegenzug wird davon ausgegangen, dass die Kosten für die Schlamm Entsorgung und die Transportentfernungen steigen werden, und zwar von niedrigeren Kosten für die landwirtschaftliche Verwertung (in jenen Bereichen, wo diese noch stattfindet) zu höheren Kosten für die Monoverbrennung.

Um die P-Konzentrationen für eine effiziente P-Rückgewinnung hochzuhalten, sollten sich die Bemühungen darauf konzentrieren, die anorganischen Zusatzstoffe im Schlamm (z. B. Kalk) so weit wie möglich zu reduzieren, ohne den Behandlungsprozess zu behindern. Schwermetalle im Klärschlamm überschreiten im Allgemeinen nicht die strengeren Grenzwerte, die vom österreichischen Gesetzgeber festgelegt wurden. Dennoch ist Vorsicht geboten, da bei einer verstärkten Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammmasche oder aus Klärschlamm gewonnenen Produkten die Gesamtbelastung der Landwirtschaft mit Schwermetallen zunehmen wird, wenn die Metalle in der Klärschlammmasche für die P-Rückgewinnung nicht (teilweise) entfernt werden.

Da die Monoverbrennung von Klärschlamm in Österreich nur an wenigen Standorten möglich ist, sollte sich die Planung zukünftiger P-Rückgewinnungsstrategien mit Monoverbrennung darauf konzentrieren, nachhaltige und strategisch günstig gelegene Standorte für neue Anlagen zu finden, um die Auswirkungen des Klärschlammtransports zu verringern.

**Danksagung** Wir möchten uns bei allen Kläranlagenbetreibern und den Landesbehörden Österreichs für ihre Hilfe bei der Datenkuration in diesem Projekt bedanken. Diese Forschung wurde vom Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie der Republik Österreich gefördert.

**Funding** Open access funding provided by TU Wien (TUW).

#### Interessenkonflikt

N. Weber, A. Long, J. Krampe, H. Rechberger, O. Zoboli und M. Zessner geben an, dass kein Interessenkonflikt besteht. Die Geldgeber hatten keinen Einfluss auf die Gestaltung der Studie, die Erhebung, Analyse oder Interpretation der Daten, das Verfassen des Manuskripts oder die Entscheidung zur Veröffentlichung der Ergebnisse.

**Open Access** Dieser Artikel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und

Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Artikel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unter-

liegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des

Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.

Weitere Details zur Lizenz entnehmen Sie bitte der Lizenzinformation auf <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>.

## Literatur

- Amann, A., Zoboli, O., Krampe, J., Rechberger, H., Zessner, M., Egle, L. (2018):** Environmental Impacts of Phosphorus Recovery from Municipal Wastewater. *Resour. Conserv. Recycl.* 2018, 130, 127–139.
- Amann, A., Damm, M., Peer, S., Rechberger, H., Weber, N., Zessner, M., Zoboli, O. (2021a):** StraPhos – Zukunftsfähige Strategien für ein österreichisches Phosphormanagement, Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, 2021.
- Amann, A., Weber, N., Krampe, J., Rechberger, H., Zoboli, O., & Zessner, M. (2021b):** Operation and Performance of Austrian Wastewater and Sewage Sludge Treatment as a Basis for Resource Optimization. *Water*, 13, 1–15. <https://doi.org/10.3390/w13212998>
- Berendonk, T.U., Manaia, C.M., Merlin, C., Fatta-Kassinos, D., Cytryn, E., Walsh, E., Bürgmann, H., Sorum, H., Norström, M., Pons, M.N. et al. (2015):** Tackling Antibiotic Resistance: The Environmental Framework. *Nat. Rev. Microbiol.* 2015, 13, 310–317.
- BMLF (1996):** Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser). BGBl. Nr. 210/1996. Online verfügbar: <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10010980> (abgerufen am 29 September 2021).
- BMLFUW (2017):** Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über ein Elektronisches Register zur Erfassung aller Wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen 2017 (Emissionsregisterverordnung 2017 – EmRegV-OV 2017). BGBl. II Nr. 207/2017. Online verfügbar: <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20009954> (abgerufen am 29 September 2021).
- BMNT (2017):** Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2017, Teil 1. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
- Cantinho, P., Matos, M., Trancoso, M.A., dos Santos, M.M.C. (2016):** Behaviour and Fate of Metals in Urban Wastewater Treatment Plants: A Review. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 2016, 13, 359–386.
- Charlton, M.B., Bowes, M.J., Hutchins, M.G., Orr, H.G., Soley, R., Davison, P. (2018):** Mapping Eutrophication Risk from Climate Change: Future Phosphorus Concentrations in English Rivers. *Sci. Total Environ.* 2018, 613–614, 1510–1526.
- Christensen, M.L., Keiding, K., Nielsen, P.H., Jørgensen, M.K. (2015):** Dewatering in Biological Wastewater Treatment: A Review. *Water Res.* 2015, 82, 14–24.
- Clara, M., Windhofer, G., Weilgony, P., Gans, O., Denner, M., Chovanec, A., Zessner, M. (2012):** Identification of Relevant Micropollutants in Austrian Municipal Wastewater and Their Behaviour during Wastewater Treatment. *Chemosphere* 2012, 87, 1265–1272.
- Durth, A., Schaum, C., Meda, A., Wagner, M., Hartmann, K.H., Jardin, N., Kopp, J., Otte-Witte, R. (2003):** Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung 2003. KA Abwasser Abfall 2003, 52, DWA–(2013): Merkblatt DWA-M 366 „Schlammwässerung“. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef.
- Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M. (2015):** Overview and Description of Technologies for Recovering Phosphorus from Municipal Wastewater. *Resour. Conserv. Recycl.* 2015, 105, 325–346.
- Egle, L., Rechberger, H., Krampe, J., Zessner, M. (2016):** Phosphorus Recovery from Municipal Wastewater: An Integrated Comparative Technological, Environmental and Economic Assessment of P Recovery Technologies. *Sci. Total Environ.* 2016, 571, 522–542.
- Fatta-Kassinos, D., Manaia, C., Berendonk, T.U., Cytryn, E., Bayona, J., Chefetz, B., Slobodnik, J., Kreuzinger, N., Rizzo, L., Malato, S. et al. (2015):** COST Action ES1403: New and Emerging Challenges and Opportunities in Wastewater ReUse (NEREUS). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2015, 22, 7183–7186.
- Ganora, D., Hospido, A., Husemann, J., Krampe, J., Loderer, C., Longo, S., Bouyat, L.M., Obermaier, N., Piraccini, E., Stanev, S., et al. (2019):** Opportunities to Improve Energy Use in Urban Wastewater Treatment: A European-Scale Analysis. *Environ. Res. Lett.* 2019, 14, 044028.
- Jaramillo, M.F., Restrepo, I. (2017):** Wastewater Reuse in Agriculture: A Review about Its Limitations and Benefits. *Sustainability*, 2017, 9, 1734.
- Jenkins, D., Wanner, J. (2014):** Activated Sludge—100 Years and Counting, IWA Publishing: London, UK
- Kacprzak, M., Neczaj, E., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Grosse, A., Worwag, M., Rorat, A., Brattebo, H., Almás, A., Singh, B.R. (2017):** Sewage Sludge Disposal Strategies for Sustainable Development. *Environ. Res.* 2017, 156, 39–46.
- Kelessidis, A., Stasinakis, A.S. (2012):** Comparative Study of the Methods Used for Treatment and Final Disposal of Sewage Sludge in European Countries. *Waste Manag.* 2012, 32, 1186–1195.
- Kratz, S., Schnug, E. (2016):** Trace Elements in Rock Phosphates and P Containing Mineral and Organo-Mineral Fertilizers Sold in Germany. *Sci. Total Environ.* 2016, 542, 1013–1019.
- Kratz, S., Vogel, C., Adam, C. (2019):** Agronomic Performance of P Recycling Fertilizers and Methods to Predict It: A Review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst* 2019, 115, 1–39.
- Krishnamoorthy, N., Dey, B., Unpaprom, Y., Ramaraj, R., Maniam, G.P., Govindan, N., Jayaraman, S., Arunachalam, T., Paramasivan, B. (2021):** Engineering Principles and Process Designs for Phosphorus Recovery as Struvite: A Comprehensive Review. *J. Environ. Chem. Eng.* 2021, 9, 105579.
- Krüger, O., Grabner, A., Adam, C. (2014):** Complete Survey of German Sewage Sludge Ash. *Environ. Sci. Technol.* 2014, 48, 11811–11818.
- Longo, S., d’Antoni, B.M., Bongards, M., Chapparro, A., Cronrath, A., Fatone, F., Lema, J.M., Mauricio-Iglesias, M., Soares, A., Hospido, A. (2016):** Monitoring and Diagnosis of Energy Consumption in Wastewater Treatment Plants. A State of the Art and Proposals for Improvement. *Appl. Energy* 2016, 179, 1251–1268.
- Mailler, R., Gasperi, J., Chebbo, G., Rocher, V. (2014):** Priority and Emerging Pollutants in Sewage Sludge and Fate during Sludge Treatment. *Waste Manag.* 2014, 34, 1217–1226.
- Melia, P.M., Cundy, A.B., Sohi, S.P., Hooda, P.S., Busquets, R. (2017):** Trends in the Recovery of Phosphorus in Bioavailable Forms from Wastewater. *Chemosphere* 2017, 186, 381–395.
- Mininni, G., Laera, G., Bertanza, G., Canato, M., Sbrilli, A. (2015):** Mass and Energy Balances of Sludge Processing in Reference and Upgraded Wastewater Treatment Plants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2015, 22, 7203–7215.
- Nowak, O., Franz, A., Svardal, K., Müller, V. (1996):** Specific Organic and Nutrient Loads in Stabilized Sludge from Municipal Treatment Plants. *Water Sci. Technol.* 1996, 33, 243–250.
- ÖWAV (2018):** ÖWAV-ExpertInnenpapier „Kritische Ressource Phosphor – Wiederherstellung unterbrochener Phosphor-Kreisläufe durch Nutzung der vorhandenen Phosphor-Quellen: Kommunales Abwasser und tierische Nebenprodukte – Aktuelle Hinderungsgründe und Lösungskonzepte“. Erstellt von der Arbeitsgruppe 1 „Klärschlamm und tierische Nebenprodukte in einem optimierten P-Management“ des ÖWAV-Arbeitsausschusses „Klärschlammplattform“. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien.
- Park, C.M., Novak, J.T. (2013):** The Effect of Direct Addition of Iron(III) on Anaerobic Digestion Efficiency and Odor Causing Compounds. *Water Sci. Technol.* 2013, 68, 2391–2396.
- Schaar, H., Clara, M., Gans, O., Kreuzinger, N. (2010):** Micropollutant Removal during Biological Wastewater Treatment and a Subsequent Ozonation Step. *Environ. Pollut.* 2010, 158, 1399–1404.
- Slipko, K., Reif, D., Wögerbauer, M., Hufnagl, P., Krampe, J., Kreuzinger, N. (2019):** Removal of Extracellular Free DNA and Antibiotic Resistance Genes from Water and Wastewater by Membranes Ranging from Microfiltration to Reverse Osmosis. *Water Res.* 2019, 164, 114916.
- Smol, M., Adam, C., Anton Kugler, S. (2020):** Inventory of Polish Municipal Sewage Sludge Ash (SSA)—Mass Flows, Chemical Composition, and Phosphorus Recovery Potential. *Waste Manag.* 2020, 116, 31–39.
- Steckenmesser, D., Vogel, C., Adam, C., Steffens, D. (2017):** Effect of Various Types of Thermochemical Processing of Sewage Sludges on Phosphorus Speciation, Solubility, and Fertilization Performance. *Waste Manag.* 2017, 62, 194–203.

**Tansel, B., Lunn, G., Monje, O. (2018):** Struvite Formation and Decomposition Characteristics for Ammonia and Phosphorus Recovery: A Review of Magnesium-Ammonia-Phosphate Interactions. *Chemosphere* 2018, 194, 504–514.

**Überreiter, E., Lenz, K., Zieritz, I. (2018):** Kommunales Abwasser. Österreichischer Bericht 2018. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

**Umweltbundesamt (2018):** Klärschlammbehandlung in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt, Dessau.

**WRG (1959):** Wasserrechtsgesetz 1959 – WRG 1959. BGBl. Nr. 215/1959. Online verfügbar: <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10010290> (abgerufen am 29 September 2021).

**Hinweis des Verlags** Der Verlag bleibt in Hinblick auf geografische Zuordnungen und Gebietsbezeichnungen in veröffentlichten Karten und Institutsadressen neutral.