

StraPhos – Zukunftsfähige Strategien für ein österreichisches Phosphormanagement

Endbericht



Impressum

Medieninhaber, Verleger und Herausgeber:

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Radetzkystraße 2, 1030 Wien

Autorinnen und Autoren: Arabel Amann, Maximilian Damm, Sandra Peer, Helmut Rechberger, Nikolaus Weber, Matthias Zessner, Ottavia Zoboli

Fotonachweis: © Bildmaterial: TU Wien – Institut für Wassergüte und

Ressourcenmanagement, © Zusammenstellung: Arabel Amann

Wien, 2021. Stand: 2. August 2021

Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundeskanzleramtes und der Autorin/des Autors ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin/des Autors dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Rückmeldungen: Ihre Überlegungen zu vorliegender Publikation übermitteln Sie bitte an hubert.grech@bmk.gv.at

Kurzfassung

Die Forderungen nach einem nachhaltigen Phosphor (P) Management – insbesondere durch die verbesserte Nutzung von P in Abwasser – werden seit Jahren dringlicher. Zur Ausschöpfung des P-Potentials des Abwassers wurde eine Reihe von Verfahren entwickelt, die P aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammasche rückgewinnen können. Die vorhandenen Potentiale und Möglichkeiten zur P-Rückgewinnung sind bekannt, gleichzeitig hat sich jedoch gezeigt, dass eine P-Rückgewinnung derzeit wirtschaftlich – vor allem aufgrund fehlender Monoverbrennungsinfrastrukturen – nicht selbsttragend ist und die rechtlichen Rahmenbedingungen, sowie Anreize für ein effizientes Recycling, erst geschaffen werden müssen. Ziel dieser Studie war daher vor allem die Erarbeitung von Trade-Offs zwischen Kosten, Umweltauswirkungen und der Rückgewinnungsrate des P aus Klärschlamm unter Einbeziehung der lokal in Österreich vorliegenden Strukturen. Daraus kann die an lokale Rahmenbedingungen angepasste Entwicklung von gesetzlichen Vorgaben für die Schließung der nationalen und regionalen Nährstoffkreisläufe unterstützt werden.

Berücksichtigt man aktuelle P-Rückgewinnungsraten unterschiedlicher Verfahren erscheint eine Rückgewinnung von 80 % des im Klärschlamm enthaltenen Phosphors über Verfahren aus der Asche einer (Mono-) Verbrennung als realistisch, wenn alle Kläranlagen $\geq 2.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ in ein entsprechendes Konzept eingebunden werden würden. Bei einer Einbeziehung aller Kläranlagen $\geq 100.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ reduziert sich dieses Potential auf etwa 50 %. Verfahren, die eine Rückgewinnung auf der Kläranlage anstreben, fallen in Hinblick auf das Ausmaß der Rückgewinnung gegenüber den Ascheverfahren deutlich ab.

Organische Spurenstoffe werden bei einer Klärschlammverbrennung weitgehend zerstört, Rückgewinnungsprodukte aus der Asche, aber auch aus Abwasser, sind nur sehr gering belastet. Die Ausschleusung von Schwermetallen in letzte Senken hängt stark vom gewählten Rückgewinnungsverfahren ab. Im ungünstigsten Falle einer direkten Einbringung von Klärschlammasche in die Düngemittelaufbereitung ohne Abreicherungs-schritt, kann die Belastung landwirtschaftlicher Böden durch eine erhöhte P-Rückführung gegenüber dem aktuellen Stand deutlich zunehmen.

Bei den mittleren Kosten für die Umsetzung einer Strategie zur P-Rückgewinnung im Kontext der Abwasserentsorgung, kann im günstigsten Fall eine Senkung volkswirtschaftlicher Jahreskosten von bis zu etwa $1 \text{ €}/(\text{E} \cdot \text{a})$ bzw. $2 \text{ €/kg P}_{\text{rückgewonnen}}$ erreicht werden. Dies bei derzeitigen Kosten der Abwasserentsorgung von rund

50 €/ (E · a) und einem Dünger-P-Preis von rund 2 €/kg P. Im ungünstigen Fall kommt es zu volkswirtschaftlichen Zusatzkosten von bis zu 5,5 €/ (E · a) bzw. 12 €/kg P_{rückgewonnen}.

Die Implementierung einer P-Rückgewinnungsstrategie in Österreich hat außerdem das Potential die Treibhausemissionen aus dem Bereich der Abwasserreinigung geringfügig zu senken. Der kumulierte Energieaufwand des Systems Abwasserreinigung kann im Falle der Implementierung einer Rückgewinnungsstrategie hingegen steigen oder sinken. Der Klärschlamm- und Betriebsmitteltransport im System ist mit 0,1 % der österreichischen Gütertransportleistung vergleichsweise unbedeutend. Das Transportaufkommen bei Umsetzung einer P-Rückgewinnungsstrategie in Österreich kann aber stark durch die Wahl des Verbrennungskonzeptes (Bestand oder Ausbau) beeinflusst werden, wobei die mögliche Zunahme der Transportleistung um maximal 50 % auf das Gesamt-Treibhauspotential und den Energiebedarf des Systems nur einen geringen Einfluss hat.

Die Phosphorrückgewinnung aus der Asche weist von den betrachteten Konzepten das höchste Potential in Hinblick auf eine Nutzung des Phosphors aus dem Abwasser in Österreich aus und sollte damit die Basis eines P-Rückgewinnungskonzeptes in Österreich sein. Die Ansprüche an die Rückgewinnungsverfahren auf den Kläranlagen sollten in Hinblick auf eine möglichst hohe P-Rückgewinnung und -Nutzung hoch gehalten werden. Eine Abreicherung von Schwermetallen aus der Klärschlammasche wird empfohlen. Wesentliche Faktoren zur Kostendämpfung sind die Wahl des Rückgewinnungsverfahrens, Erlöse aus den Produkten der Rückgewinnung und die Nutzung der bestehenden Verbrennungsinfrastruktur. Einen Trade-off gibt es in Hinblick auf die Umweltkosten und Kosten bei der Verbrennungsstrategie. Während eine Strategie mit möglichst weitgehender Nutzung der bestehenden Verbrennungsinfrastruktur zu einer Kostensenkung führt, steigt diese Strategie in Hinblick auf die Umweltkosten vor allem durch ein zunehmendes Transportaufkommen schlechter aus. Eine Kombination aus der Nutzung bestehender Verbrennungsinfrastruktur im Osten Österreichs und dem Aufbau zusätzlicher regionaler Verbrennungsinfrastruktur in Oberösterreich und westlich davon schafft in Hinblick auf beide Kriterien einen Ausgleich.

Inhalt

1 Einleitung	8
1.1 Hintergrund.....	8
1.2 Projektziele	10
2 Thematische Einführung	12
2.1 Herausforderung Schließung der Phosphorkreisläufe	12
2.2 Klärschlammbehandlung, -verwertung und -entsorgung	13
2.3 Technologien der Phosphorrückgewinnung.....	16
2.4 Entwicklungen in Europa	19
3 Methodische Grundlagen	22
3.1 Generelle Vorgehensweise und Systemgrenzen	22
3.2 Bewertungsansätze.....	24
3.2.1 Überblick Bewertungskriterien und funktionelle Einheiten.....	24
3.2.2 Stoffflussanalyse	26
3.2.3 Ökonomische Bewertung – Kostenvergleichsrechnung.....	29
3.2.4 Ökologische Bewertung – Umweltkosten	33
4 Datenerhebung	39
4.1 Kläranlageninfrastruktur, Klärschlammbehandlung und -entsorgung.....	39
4.1.1 Bundesländer	39
4.1.2 Fragebogen Kläranlagen	39
4.1.3 Weitergehende Datenerhebung zur Klärschlammentsorgung	40
4.1.4 Klärschlammzeugnisse	41
4.2 Trocknungsanlagen.....	41
4.3 Phosphorrückgewinnungsverfahren	42
5 Grundlagen Status Quo	44
5.1 Datenverfügbarkeit.....	44
5.2 Datenverarbeitung und Ergänzung fehlender Werte.....	45
5.3 Kläranlageninfrastruktur.....	47
5.4 Klärschlammbehandlung	53
5.5 Klärschlammverwertung und -Entsorgung.....	55
5.6 Klärschlammqualität	61
6 Szenarien	65
6.1 Technische und strategische Vorüberlegungen	65
6.2 Stakeholder-Prozess	66
6.3 Kapazitäten zur Monoverbrennung.....	66

6.4 Szenariendefinition	68
6.5 Sensitivitätsanalyse.....	74
7 Sachbilanzen & Kostenannahmen	75
7.1 Kläranlage	75
7.1.1 Abwasserreinigung und Schlammbehandlung	75
7.1.2 Klärschlamm Trocknung	80
7.1.3 Rückgewinnung Kläranlage	83
7.2 Klärschlamm Entsorgung	83
7.2.1 Ermittlung der Transportleistung	83
7.2.2 Bodenbezogene Klärschlammverwertung.....	84
7.2.3 Thermische Verwertung	90
7.2.4 Monoverbrennung.....	99
7.3 Phosphorrückgewinnung	107
7.4 Produktnutzung	111
7.5 Stoffflussmodell Schwermetalle	113
8 Bewertungsergebnisse	115
8.1 Phosphorrückgewinnung und Phosphornutzung	115
8.2 Schadstoffzerstörung und -ausschleusung.....	120
8.3 Kosten	127
8.4 Umweltkosten.....	134
8.4.1 Treibhauspotential.....	135
8.4.2 Kumulierter Energieaufwand.....	139
8.4.3 Terrestrisches Versauerungspotential.....	142
8.4.4 Transport.....	145
9 Sensitivitätsanalyse	149
9.1 Biogener CSB-Anteil im Klärschlamm	149
9.2 Dezentrale Trocknung.....	150
9.3 Lachgasemissionen aus der Monoverbrennung.....	152
9.4 Wärmenutzung und Wärmekonzepte	153
9.5 Bedeutung von Nebenprodukten aus der P-Rückgewinnung	154
9.6 Mitverbrennung von ausgewählten Brennstoffen	156
9.7 Wahl des Zinssatzes	159
10 Fazit.....	160
10.1 Phosphorrückgewinnung und -nutzung.....	160
10.2 Schadschoffzerstörung oder -ausschleusung.....	161
10.3 Kosten.....	161

10.4	Umweltkosten	162
10.5	Schlussfolgerungen und Empfehlungen.....	163
	Tabellenverzeichnis.....	165
	Abbildungsverzeichnis.....	168
	Literaturverzeichnis	173
	Abkürzungen.....	187
	Anhang A – Fragebogen	189
	Anhang B – Festlegungen zur Quantifizierung des Referenzzustandes der Abwasserreinigung bei Kläranlagen ohne vorhandenem Datensatz	191
	Anhang C – Szenarien.....	207
	Anhang D – Ergebnisse der Ökobilanz für die Kategorien KEA-erneuerbar und KEA-fossil & nuklear.....	211

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Die Forderungen nach einem nachhaltigen Phosphor (P) Management in Österreich werden seit Jahren dringlicher, vorangetrieben insbesondere durch die Erkenntnis, dass einerseits eine große Importabhängigkeit besteht, und andererseits die beträchtliche Ineffizienz in der Nutzung dieses essenziellen Elements aufgezeigt wurde. Die größtenteils gute Datenlage zu P in Österreich ermöglichte es, die P-Flüsse in hohem Detail nachzuverfolgen und ungenützte Potentiale wie beispielweise in Klärschlamm (KS) und Tiermehl auf nationaler Ebene zu quantifizieren (siehe auch Arbeiten von Egle et al., 2014 und Zoboli, 2016). Zur Ausschöpfung des P-Potentials des Abwassers wurde eine Reihe von Verfahren entwickelt, die P aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammmasche (KSA) rückgewinnen können. Begleitet wurden diese Entwicklungen durch Studien über die technologische, ökonomische und ökologische Bewertung dieser Verfahren (siehe z.B. Arbeiten von Remy and Jossa, 2015; Kraus and Seis, 2015; Egle et al., 2016c; Amann et al., 2018; Kraus et al., 2019a). Die vorhandenen Potentiale und Möglichkeiten zur P-Rückgewinnung sind daher bekannt. Gleichzeitig hat sich jedoch gezeigt, dass das P-Recycling über direkte Nutzung von Klärschlamm und Klärschlammkomposten nur in beschränktem Umfang gelingt, eine P-Rückgewinnung aber derzeit wirtschaftlich nicht selbsttragend ist und die rechtlichen Rahmenbedingungen, sowie Anreize für eine effiziente Rückgewinnung, erst geschaffen werden müssen.

Erfahrungen aus Deutschland, in Hinblick auf die langwierige Diskussion um die Novellierung der Klärschlammverordnung zur Einführung der verpflichtenden P-Rückgewinnung (AbfKlärV, 2017), zeigen, dass vor einer Festlegung von bindenden Vorgaben nicht nur das gewünschte Zielsystem anhand einer Rückgewinnungsquote auszuarbeiten ist, sondern auch potentielle Strategien und Vorgaben auf ihre Effizienz und Anwendbarkeit zu untersuchen sind. Um ein optimales P-Recycling mit geeigneten rechtlichen Instrumenten zu fördern, ist es von essenzieller Bedeutung, die regionalen und nationalen Auswirkungen verschiedener Strategien der P-Rückgewinnung zu kennen. Daher sind verschiedene Szenarien zu analysieren, um die Schaffung von rechtlichen Vorgaben zu garantieren, die weder zu weich noch zu ambitioniert ausfallen und allenfalls auch nicht im gänzlichen Widerspruch zu anderen Zielen der Abwasser- und

Abfallwirtschaft (wie z.B. der Energieoptimierung, der Verringerung des Treibhausgaspotentials) stehen.

Der Bundesabfallwirtschaftsplan 2017 (BAWP; BMNT, 2018) gab für Klärschlamm neue Behandlungsgrundsätze vor. So ist in den nächsten Jahren die „Kreislaufführung des Phosphors anzustreben“ während gleichzeitig der Schadstoffproblematik durch die „weitgehende Zerstörung der im Klärschlamm enthaltenen Schadstoffe“ nachgekommen werden soll. Rund 65 bis 85 % des P in Klärschlamm sollen bis 2030 einer Rückgewinnung unterzogen werden. Als vielversprechendste Technologie, sowohl in Bezug auf die erreichbaren P-Rückgewinnungsquoten als auch der Ausschleusung von Schadstoffen, wird die Monoverbrennung mit anschließender Rückgewinnung aus der Asche genannt.

Fokus der Umsetzung der P-Rückgewinnung sind Kläranlagen mit einer Zulauffracht von mindestens 0,8 g P/EW₆₀ und Tag. Dies soll Kläranlagen mit sehr hohem Industrieanteil und geringen P-Konzentrationen im Schlamm aus der Rückgewinnung ausnehmen. Die dezidierte Festlegung einer Rückgewinnungsverpflichtung für spezifische Kläranlagenausbaugrößen wurde vorerst ausgenommen. Vielmehr ist ersichtlich geworden, dass Grundlagen für die Suche nach einer ökologisch und ökonomisch optimierten Strategie zur Umsetzung der P-Rückgewinnung innerhalb einer vom Bundesministerium finanzierten Studie erarbeitet werden sollen und mit Fortlauf des BAWP die Strategie aufbauend auf den Ergebnissen der Studie angepasst werden soll. Vor diesem Hintergrund wurde eine Studie beauftragt, die mit dem vorliegenden Bericht vorgestellt wird.

Die vorliegende Studie zielt somit darauf ab, Strategien zur Umsetzung der P-Rückgewinnung unter Berücksichtigung von Aufwand und Nutzen im ökonomischen und ökologischen Sinne zu evaluieren und damit Grundlagen einer Ausrichtung einer Umsetzung gemäß den Vorgaben des BAWP zu schaffen. Dies ist auch aufgrund der Tatsache entscheidend, dass sich mit der Bandbreite an existierenden Technologien grundsätzlich zwei verschiedene Ansätze zur P Rückgewinnung verfolgen lassen, die sich vor allem in ihrer Bedeutung für die Erarbeitung von regionalen Konzepten und den notwendigen Strukturen, die geschaffen werden müssten, stark voneinander unterscheiden. Dies sind:

a) Dezentrale Konzepte, die direkt auf den Kläranlagen den P rückgewinnen und gleichzeitig im Idealfall bereits vermarktungsfähige Produkte erzeugen.

b) Zentrale Konzepte, die über die einzelnen Kläranlageneinheiten hinausgehend in großen Einheiten von Monoverbrennungsanlagen den Klärschlamm aus umliegenden Regionen annehmen und anschließend eine Klärschlammasche für die weitere industrielle Verarbeitung zur Verfügung stellen

Das P-Rückgewinnungspotential bezogen auf den gesamt abwasserseitig anfallenden P liegt bei den dezentralen Konzepten im Bereich von 45 – 70 %, während mit der zentralen Verarbeitung höhere Raten von 60 – 90% erreicht werden könnten (Egle et al., 2014). Dezentrale Rückgewinnung auf Kläranlagen zeichnet sich darüber hinaus meist durch einen höheren Ressourcen-, aber geringeren Transportbedarf aus, da die Nährstoffprodukte regional verkauft werden können. Für die zentrale Rückgewinnung wären neue Verbrennungskapazitäten zu schaffen, deren Standorte im Idealfall an strategisch günstigen Punkten liegen sollten, aber es ist davon auszugehen, dass der Transportaufwand für Klärschlamm steigen würde.

Forschungsbedarf wird daher vor allem in der Erarbeitung von Trade-Offs zwischen Kosten, Umweltauswirkungen und der Rückgewinnungsrate des P aus Klärschlamm unter Einbeziehung der lokal in Österreich vorliegenden Strukturen gesehen. Daraus kann die an lokale Rahmenbedingungen angepasste Entwicklung von gesetzlichen Vorgaben für die Schließung der nationalen und regionalen Nährstoffkreisläufe gefördert werden. In wissenschaftlich begründeten Vorgaben und der öffentlichen Darstellung dieser Ergebnisse, wird zudem die Möglichkeit zur Erhöhung der Akzeptanz von zukünftigen legislativen Maßnahmen gesehen.

1.2 Projektziele

Die Ziele dieser Studie können wie folgt zusammengefasst werden:

- Bewertung der ökonomischen und ökologischen Effizienz von Szenarien der Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm unter Einbeziehung der regionalen Strukturen des Klärschlammaufkommens; dies erfolgt durch Darstellung
- der Phosphornutzung aus dem Sekundärrohstoff Klärschlamm
- der volkswirtschaftlichen Kosten, inklusive der Investitionskosten der zu schaffenden Strukturen, sowie

- von Umweltauswirkungen durch Maßnahmen zur Phosphorrückgewinnung (Treibhausgaspotential, Energieaufwand, Schadstoffbelastung der Landwirtschaft, ...)
- Darstellung und Diskussion möglicher Folgen und Trade-offs unterschiedlicher P-Rückgewinnungsstrategien
- die Einbeziehung von Entscheidungsträgern und politischen Akteuren zur Förderung einer ganzheitlichen Strategie der P-Rückgewinnung

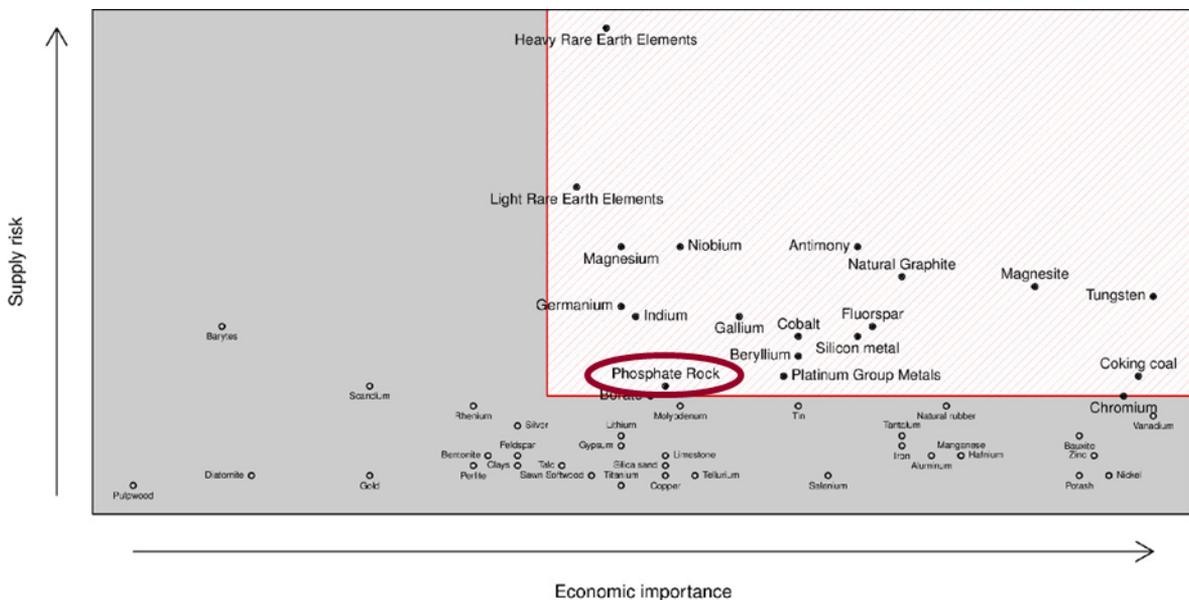
In dieser Studie nicht behandelt wird die Zukunftsfähigkeit der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm und Klärschlammkompost aufgrund der Belastung mit Spurenstoffen und anderen „Contaminants of Emerging Concern“ wie z.B. Mikroplastik oder antibiotikaresistenten Keimen.

2 Thematische Einführung

2.1 Herausforderung Schließung der Phosphorkreisläufe

Phosphor (P) wird in der Europäischen Union auf Grund seiner wirtschaftlichen Bedeutung und seines Versorgungsrisikos unter den kritischen Rohstoffen geführt (Abbildung 1). Abwasser und Klärschlamm stellen eine wichtige sekundäre P-Ressource dar. Bei einem Mineraldüngereinsatz von 13.000 bis 15.000 t P/a und einer P-Fracht im Klärschlamm von knapp 7.000 t P/a beträgt das theoretische Substitutionspotential 40 – 50 % (Zoboli et al., 2016). So dominiert Phosphor die Bedeutung des Klärschlammes als Ressourcenträger gegenüber anderen Ressourcen, wie Stickstoff oder organischen Material, deutlich. Der Wert von Klärschlamm als Ressource wird daher im Wesentlichen auf seinen Phosphorgehalt bezogen (ÖWAV, 2014).

Abbildung 1: Kritische Rohstoffe in der Europäischen Union



© (DG ENTR und EC, 2014)

Vor dem Hintergrund der Relevanz des Klärschlammes als sekundäre P-Ressource stellt sich die Frage, wie eine Nutzung des P im Klärschlamm zu bewerkstelligen ist, um im System Nahrungsmittelproduktion – Ernährung – Abwasserentsorgung – Klärschlammfall die Schließung des P-Kreislaufes zu verbessern. Von den Begrifflichkeiten sei darauf

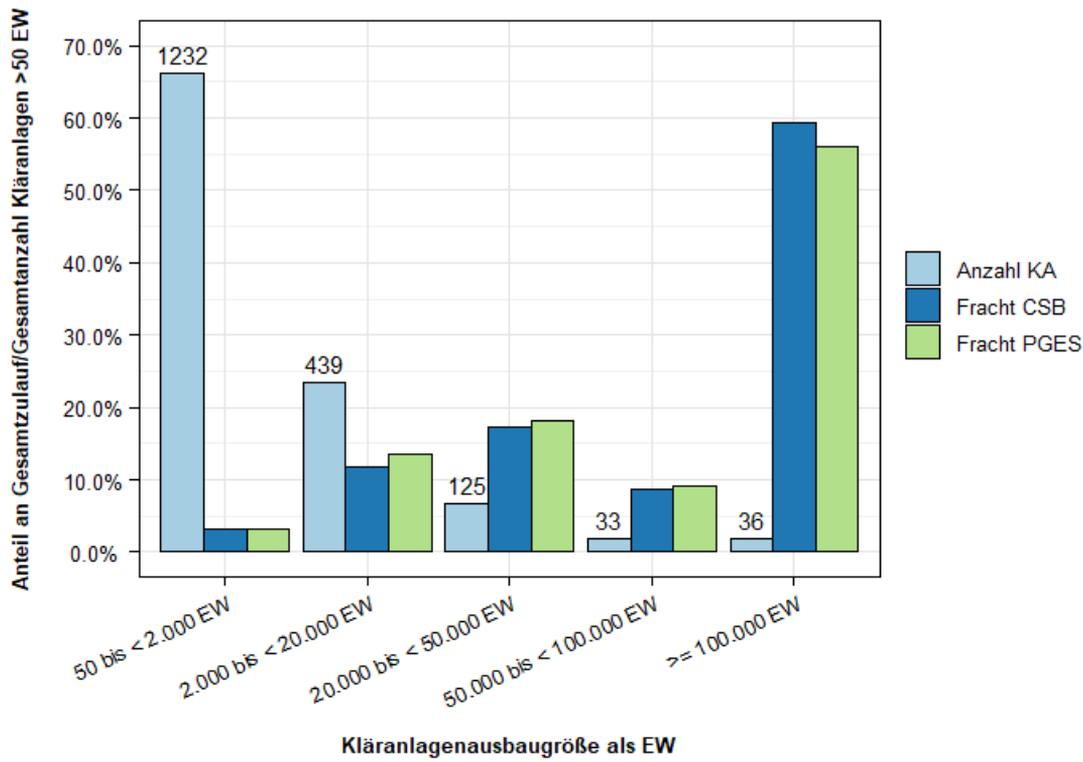
hingewiesen, dass in dieser Studie der Begriff „**Phosphor-Recycling**“ generell als Rückführung von P aus dem Klärschlamm in die landwirtschaftliche Produktion verstanden wird. Dazu zählt die Verwertung von Klärschlamm und Klärschlammkomposten genauso, wie die Nutzung eines aus technischen Verfahren aus dem Klärschlamm rückgewonnenen Produktes. Von **Phosphor-Rückgewinnung** wird dann gesprochen, wenn P durch ein technisches Verfahren aus der Matrix des Klärschlammes entfernt oder der Klärschlamm einem weitergehenden Verfahrensschritt zur Zerstörung vom im Klärschlamm enthaltenen organischen Spurenstoffen unterzogen und der Phosphor oder die verbleibende P-reiche Klärschlammatrix einer Nutzung zugeführt wird. Der Begriff **Phosphor-Nutzung** wird verwendet, um jenen Teil des Phosphors in Klärschlamm oder Klärschlammkompost, bzw. Produkten der Rückgewinnung zu beschreiben, der in pflanzenverfügbare Form vorliegt und damit bei einer Anwendung in der Landwirtschaft direkt genutzt werden kann.

Aktuell wird nur ein geringer Teil des Phosphors über landwirtschaftlichen Einsatz von Klärschlamm und Klärschlammkomposten einer Nutzung zugeführt (siehe auch Kapitel 2.2). Gemeinsam mit einer optimierten Düngung, Erosionsschutz, Anpassung von Ernährungsgewohnheiten und der Nutzung des Phosphors aus Tiermehl ist eine Rückgewinnung und Nutzung von Phosphor aus dem Klärschlamm ein entscheidender Ansatzpunkt für ein optimiertes Management zur Schließung von P-Kreisläufen und zur Ressourcenschonung (Zoboli et al., 2016).

2.2 Klärschlammbehandlung, -verwertung und -entsorgung

Im EMREG-OW Register (EmRegV-OW, 2017) werden für das Jahr 2016 in Österreich knapp 2.000 Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von mehr als 50 Einwohnerwerten (EW) geführt (Abbildung 2). Von diesen Kläranlagen haben 633 eine Ausbaugröße von mehr als 2.000 EW und sie behandeln mehr als 96 % der anfallenden CSB- (Chemischer Sauerstoffbedarf) und P-Fracht. 36 Kläranlagen haben eine Ausbaugröße von mehr als 100.000 EW. Auf diesen Kläranlagen werden etwa 59 % und 56 % der CSB- bzw. P-Zulauffrachten der österreichischen Kläranlagen behandelt. 597 Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von 2.000 – 100.000 EW behandeln etwa 37 % bzw. 40 % der in Österreich anfallenden CSB- und P-Frachten.

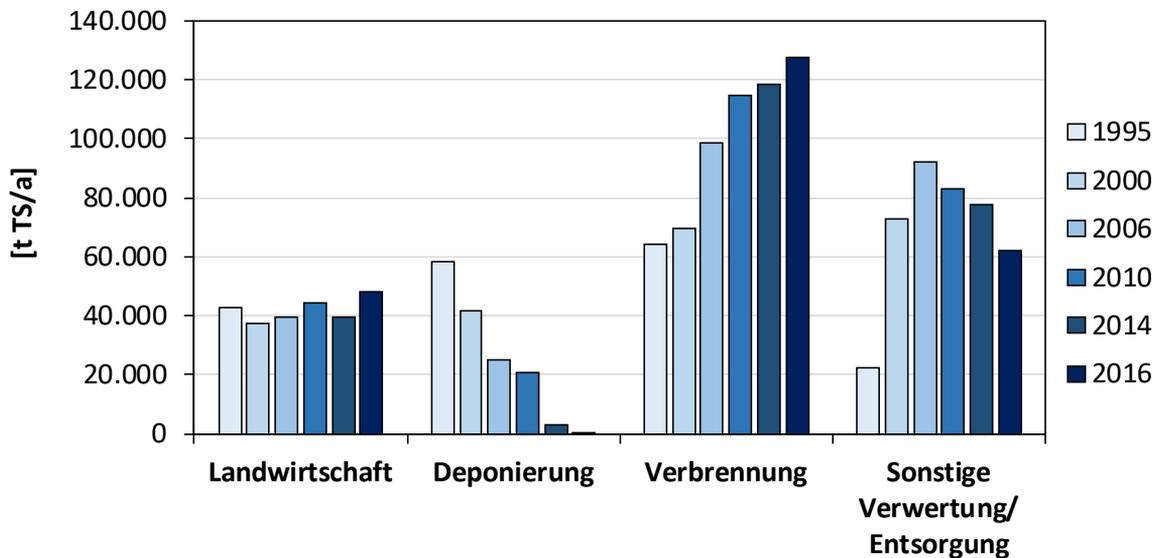
Abbildung 2: Anzahl der Kläranlagen, CSB- und Phosphor-Zulaufmengen in Österreich klassifiziert nach der Ausbaugröße



© Darstellung: TU Wien, © Daten: EmRegV-OW (2017)

Auf nationaler Ebene wird der Stand der Klärschlammverwertung und -entsorgung in den Kategorien (Verwertung in der) Landwirtschaft, Deponierung (von Klärschlamm), Verbrennung (thermische Verwertung mit Entsorgung der Reststoff) und sonstige Verwertung und Entsorgung angegeben (Abbildung 3). Die aktuellen Zahlen stammen aus dem Bericht „Kommunales Abwasser“ (Überreiter et al., 2018). Die Menge des landwirtschaftlich verwerteten Klärschlammes ist in den letzten 20 – 25 Jahren weitgehend unverändert geblieben, während die Deponierung aufgrund der rechtlichen Vorgaben verschwunden und die Menge des verbrannten Klärschlammes deutlich angestiegen ist.

Abbildung 3: Klärschlammverwertungs- und Entsorgungswege in Österreich

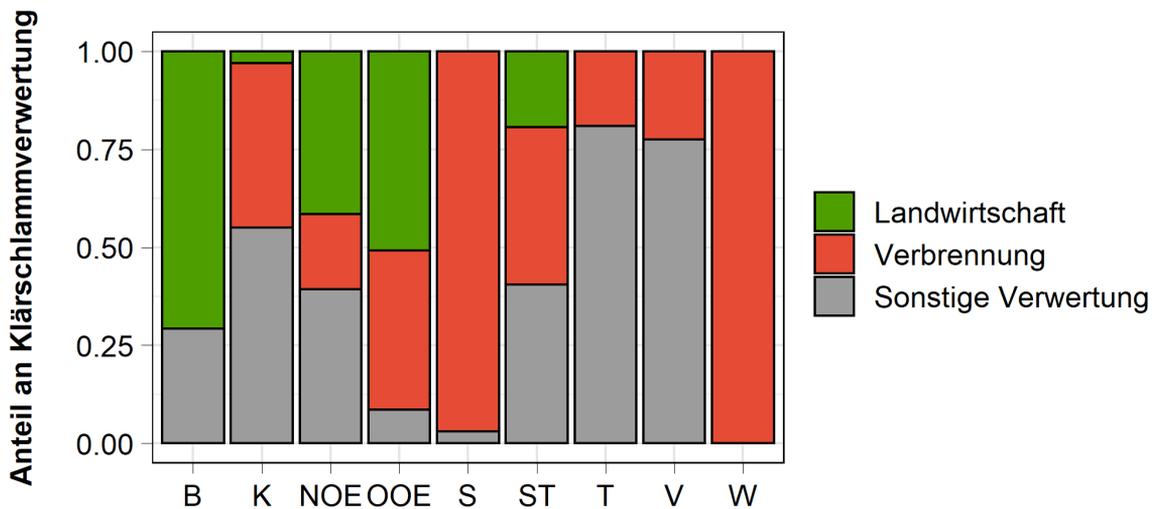


© Darstellung: TU Wien, © Daten: Überreiter et al. (2018)

Aus Sicht des P-Management stellt derzeit lediglich die Verwertung in der Landwirtschaft einen Verwertungspfad dar, bei dem Phosphor im Klärschlamm einer Nutzung zugeführt wird. Im Falle einer Deponierung oder einer (Mit-) Verbrennung bei der Müllverbrennung mit Ablagerung der Aschen oder einer Mitverbrennung in der Zementindustrie geht der Phosphor aus dem Schlamm verloren. Im Falle der sonstigen Verwertung/Entsorgung kann über eine Nutzung des Phosphors keine gesicherte Aussage gemacht werden, da im Falle des Verwertungsweges Kompostierung und landwirtschaftliche Verwertung ein Teil des Phosphor im Klärschlamm genutzt wird, während das im Falle eines Einsatzes von Klärschlammkompost im Landschaftsbau in der Regel nicht, oder unzureichend gegeben ist.

Der Stand der Klärschlammverwertung und -entsorgung unterscheidet sich in den österreichischen Bundesländern deutlich (Abbildung 4). Während einzelne Bundesländer wie Burgenland oder Oberösterreich stark auf eine landwirtschaftliche Verwertung setzen, wird in anderen Bundesländern wie Wien und Salzburg der Klärschlamm überwiegend verbrannt oder die sonstige Behandlung nimmt eine dominante Stellung ein, wie das z.B. in Tirol oder Vorarlberg der Fall ist. Diese Situation verdeutlicht, dass die Ausgangssituation in Hinblick auf die Frage der Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm in den Bundesländern sehr verschieden ist.

Abbildung 4: Klärschlammverwertungs- und Entsorgungswege der österreichischen Bundesländer im Jahre 2016



© Darstellung: TU Wien, © Daten: BMNT (2018)

2.3 Technologien der Phosphorrückgewinnung

Zur Phosphorrückgewinnung aus Abwasser bzw. Klärschlamm kann bereits auf jahrelange Forschung und eine Vielzahl an Verfahren zurückgegriffen werden. Die European Sustainable Phosphorus Platform (www.phosphorusplatform.eu) zählt derzeit bereits rund 30 Verfahren, die entweder im Vollmaßstab eingesetzt werden, sich im Bau einer großtechnischen Anlage befinden, oder zumindest einen Technologie-Reifegrad (TRL) von 6 (Technologie in relevanter Umgebung getestet) aufweisen (ESPP et al., 2020). Die Zahl der insgesamt entwickelten Verfahren wird von Kraus et al. (2019a) seit Mitte der 90er auf rund 50 – 100 geschätzt, wobei nicht alle über den Pilotmaßstab hinausgekommen sind.

Phosphor wird auf kommunalen Kläranlagen über drei Prozesse entfernt:

- zum Aufbau der Klärschlamm-Biomasse durch Bakterien (rund 30 % des P)
- über chemische Fällung mittels Eisen (Fe) und Aluminium (Al)-Salzen
- über die erhöhte biologische Phosphoraufnahme (Bio-P, nur auf ausgewählten Kläranlagen)

Ein Teil des in der Biomasse gebundenen Phosphors kann sich durch den Abbau der Biomasse, beispielsweise in der Faulung von Kläranlagen, wieder als gelöstes $\text{PO}_4\text{-P}$ freisetzen. Die chemisch gefällten Eisen- und Aluminiumphosphatverbindungen sind

hingegen vergleichsweise stabil, und lassen sich grundsätzlich nur durch eine pH-Wert Absenkung des Mediums (Bereich $\text{pH} < 5$; Egle et al., 2014) wieder auftrennen.

Die grundsätzlichen Ansatzpunkte zur P-Rückgewinnung sind (Abbildung 5; (Egle et al., 2014b))

- die flüssigen Phasen auf der Kläranlage (Entwässerungszentrat, Ablauf, flüssige Phase des Faulschlamm; Ansatzpunkte 1, 2, 3 und 4 in Abbildung 5),
- der Klärschlamm (Ansatzpunkte 5 und 6),
- und die Klärschlammasche (Ansatzpunkte 7_i).

In der flüssigen Phase wird dabei nur auf den gelösten Phosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$) zurückgegriffen, was die möglichen Rückgewinnungsraten für diese Verfahren auf maximal 40 – 50 % (bezogen auf den Kläranlagenzulauf) beschränkt. Zudem muss die Kläranlage für den Einsatz dieser Verfahren vermehrt auf die erhöhte biologische Phosphorentfernung (Bio-P) ausgerichtet sein, um eine höhere Rücklösung des P erzielen zu können. Vorteile dieser Verfahren liegen im Allgemeinen vor allem bei deren Wirtschaftlichkeit, da zahlreiche negative Nebeneffekte von gelöstem Phosphor, wie die schlechtere Schlammentwässerbarkeit und Struvitablagerungen, durch die gezielte Fällung des P reduziert werden (Egle et al., 2014b). Der Chemikalieneinsatz für diese Verfahren beschränkt sich meist auf das Fällmittel (Mg, Ca), und Einsparungen an Energie und Treibhausgasen können generell erzielt werden (Amann et al., 2018). Die entstehenden Produkte sind Phosphorsalze wie Struvit und Calcium-Phosphate, und weisen eine Pflanzenverfügbarkeit auf, die bezogen auf die Langzeitwirkung mit herkömmlichen mineralischen Düngern mithalten kann (Kratz et al., 2019).

Über die Phosphorentfernung werden in Österreichs Kläranlagen durchschnittlich 90 % des P aus dem Kläranlagenzulauf in den Klärschlamm überführt (Überreiter et al., 2018). Bei der Rückgewinnung aus Klärschlamm wird versucht einerseits die Rücklösung des Phosphors aus der Biomasse durch einen vermehrten Biomasseabbau über thermische Hydrolyse, durch die Pyrolyse oder Hydrothermale-Karbonisierung (HTC) des Klärschlammes oder durch Anaerob-Reaktoren zu forcieren (Kraus et al., 2019a). Andererseits wird zusätzlich auf den Einsatz von Säuren zurückgegriffen, um die Rücklöseraten von chemisch-gebundenem Phosphor aus der Klärschlammmasse zu erhöhen. Damit sind je nach Verfahren 40 – 90 % Rückgewinnungsquote zu erreichen. Üblicherweise weisen diese Verfahren einen höheren Chemikalieneinsatz, eine schlechtere Treibhaus- und Energiebilanz als die Klärschlammascheverfahren auf, da die

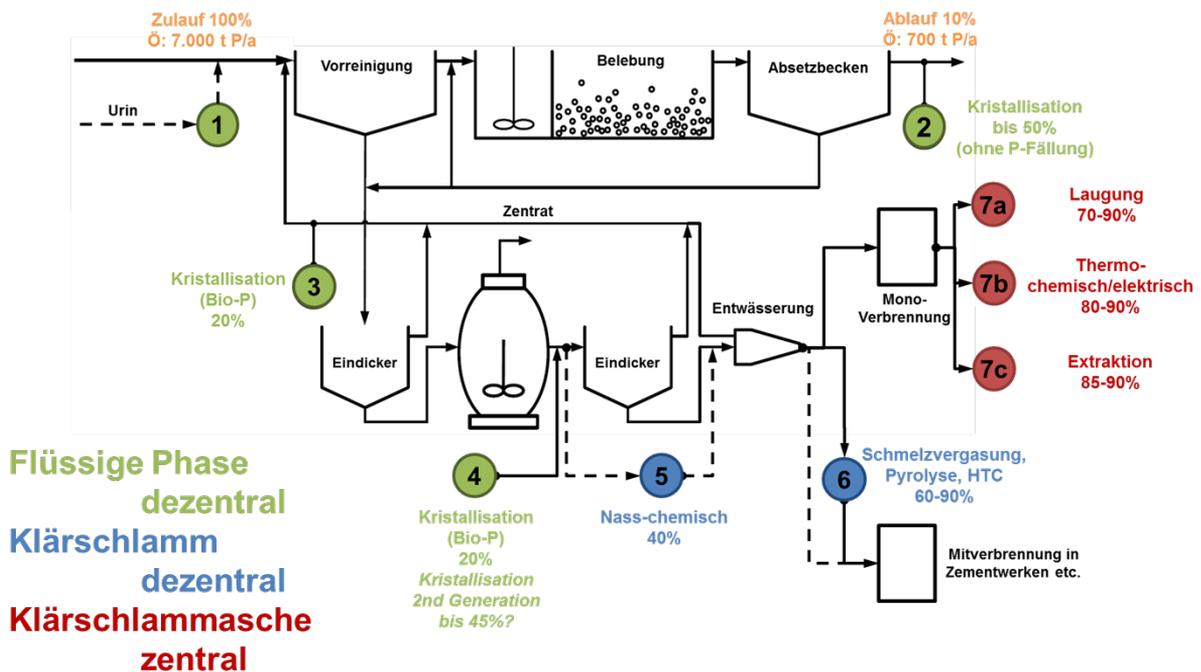
komplexe Nassschlammatrix die P-Rückgewinnung erschwert (Amann et al., 2018). Die aus dem Klärschlamm erzeugten Produkte sind grundsätzlich dieselben Phosphorsalze und Calciumphosphate, die auch aus der flüssigen Phase gewonnen werden. Die Anreicherung von Schwermetallen und organischen Spurenstoffen in den Produkten ist gegenüber der Rückgewinnung aus der flüssigen Phase leicht erhöht (siehe auch Kapitel 8.2).

Nach der Verbrennung von Klärschlamm, liegt Phosphor schließlich in unterschiedlichen mineralischen Formen vor, zum einem Teil als Ca-Fe-P Whitlockit ($\text{Ca}_9(\text{Mg,Fe})[\text{PO}_3\text{OH}](\text{PO}_4)_6$) oder als Ca-Al-Si-P-Phase – aber auch andere Mineralien sind möglich (interne Untersuchungen, Egle et al., 2016b, Bertau et al., 2018). Durch den Aufschluss der Aschen mit Salzsäure, Schwefelsäure, Salpetersäure oder Phosphorsäure sind Rückgewinnungsraten aus der Asche von 70 – 90 % bezogen auf den Kläranlagenzulauf möglich (Egle et al., 2014; Kraus et al., 2019a). Bisherige Untersuchungen ergaben für die Rückgewinnung aus der Klärschlammasche meist eine positive Energiebilanz und eine Reduktion der Treibhausgasemissionen durch die Substitution von Primärdünger (Amann et al., 2018). Verfahren aus der Asche zielen entweder darauf ab (i) den Phosphor in der Asche über Laugung oder thermo-chemisch/elektrische Behandlung pflanzenverfügbar zu machen, oder (ii) darauf den Phosphor aus der Asche herauszulösen. Über den Weg der Variante 1 werden fertige Dünger erzeugt, die in der Landwirtschaft eingesetzt werden können und eine Pflanzenverfügbarkeit im Bereich 80 – 100 % aufweisen (Kratz et al., 2019). Eine Schwermetall-Abreicherung ist dabei nur bei manchen Verfahren gegeben. Über den Weg der Rücklösung des Phosphors wird meist Phosphorsäure hergestellt. Diese ist 100 % wasserlöslich und lässt sich wiederum zur Düngererzeugung oder, je nach Reinigungsgrad, für industrielle Zwecke einsetzen. Neben Phosphor werden durch diese Verfahren aus der Asche auch Schwermetalle und Störstoffe (Fe, Al, Ca, Mg) zurückgelöst, die schließlich eine Reinigung der Rohphosphorsäure (z.B. über Ionenaustauscher) notwendig macht. Einige der Störelemente können wiederum in der Form von Produkten wie Fällmittel (FeCl_3 , AlCl_3) oder Enteisungsmittel (CaCl_2) gewonnen und allenfalls verkauft werden.

Zusammengefasst haben alle Verfahrensansätze ihre Vor- und Nachteile und deren Einsatz ist zum Teil an gewisse Voraussetzungen geknüpft (z.B. Bio-P). Die erzeugten Produkte sind vielfältig, weisen aber meist eine mit mineralischen Düngern vergleichbare Pflanzenverfügbarkeit auf. Die Rückgewinnung auf der Kläranlage ist vor allem durch den Chemikalieneinsatz und die geringeren Rückgewinnungsquoten beschränkt. Die Rückgewinnung aus der Asche kann hohe Rückgewinnungsquoten erzielen, Voraussetzung

dafür ist aber, dass die Infrastruktur zur Klärschlammverbrennung und die Möglichkeiten zur Erzeugung einer Klärschlammmasche vorhanden sind.

Abbildung 5: Ansatzpunkte für die Phosphorrückgewinnung auf der Kläranlage und aus Klärschlammmasche



© TU Wien, modifiziert nach Egle et al. (2014)

2.4 Entwicklungen in Europa

In einigen EU-Staaten (zum Beispiel Deutschland, Schweiz, Niederlande, Schweden, Finnland) wurde in den letzten Jahren bereits ein großer Forschungs- und Arbeitsaufwand zur Entwicklung von Phosphorrückgewinnungstechnologien aber auch von landesweiten Strategien betrieben. Nur in zwei EU-Staaten, Deutschland und der Schweiz, gibt es bereits eine gesetzliche Basis für die Phosphorrückgewinnung. Auf europäischer Ebene sind vor allem die Änderungen durch die derzeit laufende Novellierung der Düngeproduktverordnung relevant für die Umsetzung der P-Rückgewinnung in Österreich.

Schweiz

In der Schweiz trat die Novelle der Abfallverordnung, worin auch die Phosphorrückgewinnung festgehalten wurde, mit 1. Januar 2016 in Kraft (VVEA, 2016). In der Verordnung wurde festgehalten, dass bis 2026 der Phosphor aus Schweizer Klärschlämmen zurückgewonnen werden muss. In der entsprechenden Vollzugshilfe zur Verordnung (BAFU, 2021a) wurde das Minimalziel einer 50 % Rückgewinnungsquote bis 2026 festgelegt. Bis 2036 sollen sogar 75 % des Phosphors aus Klärschlamm, Klärschlamm-Asche und anderen phosphorreichen Abfällen in den Kreislauf zurückgeführt werden (BAFU, 2021b). Die Strategien dafür werden derzeit im Rahmen des Projektes <<SwissPhosphor>> in einem partizipativen Prozess erarbeitet.

Deutschland

Auch in Deutschland wurde verstärkt an der Neuausrichtung der Klärschlammverwertung gearbeitet. Ziel war dabei einerseits die vermehrte Nutzung von Phosphor aus Klärschlamm voran zu treiben, gleichzeitig aber auch den Eintrag von Schadstoffen über die bodenbezogene Verwertung deutlich zu verringern (BMU, 2017). In der Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung, die am 3. Oktober 2017 in Kraft trat, wurden die neuen Regelungen zur Phosphorrückgewinnung festgehalten (AbfKlärV, 2017). Ab dem Jahr 2032 ist damit eine Ausbringung von Klärschlamm nur noch für die Kläranlagen bis 50.000 EW zulässig. Ab 2029/2032 müssen alle Kläranlagen größer 100.000/50.000 EW den Phosphorgehalt im Klärschlamm durch die P-Rückgewinnung um mindestens 50 % oder auf weniger als 20 g/kg TS reduzieren. Bei einer Rückgewinnung aus Klärschlamm-Asche muss ein Rückgewinnungsgrad von 80 % des enthaltenen Phosphors erzielt werden.

Düngerproduktverordnung

Im Rahmen des EU Kreislaufwirtschaftspaketes zur effizienten Ressourcennutzung wurde auch die EU Düngerproduktverordnung auf einen aktuellen Stand gebracht. Neu ist hier insbesondere die Definition von sogenannten Ausgangsstoffen, die für die Herstellung von Düngemitteln zugelassen sind. Damit wird zukünftig nicht mehr nur der Handel mit mineralischen, sondern auch mit organischen Düngemitteln durch die Produktverordnung geregelt. Der Handel mit Rückgewinnungsprodukten wird damit durch die Harmonisierung des EU-Rechts wesentlich erleichtert werden. Die Verordnung wurde am 5. Juni 2019 durch das Europäische Parlament beschlossen (EU Parlament, 2019). Die Beschreibung

und Festlegung der Kriterien für eine Zulassung dieser Materialien zur Düngerherstellung wurde dabei in einem mehrjährigen Prozess durch das Joint Research Center (JRC) ausgearbeitet (EU-JRC, 2019). Als neue Ausgangsstoffkategorien wurden folgende Materialien aufgenommen:

- Phosphorsalze, die durch eine Fällung gewonnen werden und deren Derivate
- Thermisch oxidierte Materialien und Derivate
- Pyrolysierte/gasifizierte Materialien

Durch diese neue Regelung ist damit Abwasser und kommunaler Klärschlamm als Ausgangsmaterial für Phosphorsalze und thermisch oxidierte Materialien (Klärschlammmasche) grundsätzlich zugelassen. Die finale Entscheidung der EU-Kommission war zum Zeitpunkt der Berichtlegung noch nicht veröffentlicht, wird aber für den Sommer 2021 erwartet. Eine Zusammenfassung der entscheidenden rechtlichen Grundlagen wird derzeit im Rahmen des ÖWAV UA „Klärschlamm-Recycling-Produkte“ erarbeitet. Der entsprechende Bericht inklusive ExpertInnenempfehlungen zur Umsetzung der Rückgewinnung wird für den Herbst 2021 erwartet.

Die Weichen für den Vertrieb von Düngemitteln aus Klärschlamm und Abwasser sind sohin gestellt. Für Österreich liegt damit der Fokus auf der Festlegung der gesetzlichen Rahmenbedingungen und Anforderungen für eine P-Rückgewinnung aus Abwasser. Diese Studie soll in diesem Sinne eine Grundlage für die Erarbeitung einer österreichischen Strategie bereitstellen.

3 Methodische Grundlagen

3.1 Generelle Vorgehensweise und Systemgrenzen

Zur Durchführung des Projektes wurden zum einen die betrachteten Prozesse und die **Systemgrenzen** sowie ökonomische und ökologische Kriterien (**Bewertungsansätze**) für eine quantitative Bewertung unterschiedlicher Strategien zu Phosphorrückgewinnung festgelegt (Kapitel 3). Zum anderen wurde als Grundlage für alle weiteren Schritte eine **detaillierte Datenerhebung** durchgeführt, um die derzeitige Situation der Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung, -verwertung und -entsorgung gut abbilden zu können (Status Quo, Kapitel 4 und 5). In einem weiteren Schritt wurden unterschiedliche **Szenarien** modelliert (Kapitel 6), welche unterschiedliche Strategien abbilden sollen, mit denen das Ziel einer Phosphornutzung durch Phosphorrückgewinnung in einem Ausmaß von 50 % und mehr bezogen auf die Frachten im Kläranlagenlauf erreicht werden soll. Detaillierte **Sachbilanzen** (Kapitel 7) für alle relevanten Prozesse (Referenzprozesse) lieferten eine weitere Grundlage für die Stoffflussanalysen, Kostenrechnungen und Ökobilanzen, welche für die quantitative Umsetzung der **ökonomischen und ökologischen Bewertung** (Kapitel 8) eingesetzt wurden.

Als räumliche Systemgrenze wurden all jene Prozesse, die durch die P-Rückgewinnung verändert/beeinträchtigt/substituiert werden, festgelegt. Als zeitliche Systemgrenze wurde für den Status Quo das Referenzjahr 2016 und bei den Szenarien ein Jahr ohne genaue zeitliche Zuordnung festgelegt.

In Abbildung 6 sind alle Prozessgruppen und Prozesse abgebildet, die in Folge als Teil des Gesamtsystems betrachtet wurden und somit innerhalb der räumlichen Systemgrenzen liegen. Die betrachteten Prozessgruppen sind die Kläranlage, die Klärschlammverwertung und -entsorgung, die P-Rückgewinnung und die Nutzung der Rückgewinnungsprodukte.

Die Prozessgruppe **Kläranlage** beinhaltet die Behandlung des Abwassers und des daraus entstehenden Klärschlammes auf allen Kläranlagen $\geq 2.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$, inklusive der Entwässerung und potentiellen Trocknung des Klärschlammes. Sollte auf einer spezifischen Kläranlage eine P-Rückgewinnung umsetzbar sein, wurde hier diese P-Rückgewinnung als Teil der Prozessgruppe Kläranlage betrachtet.

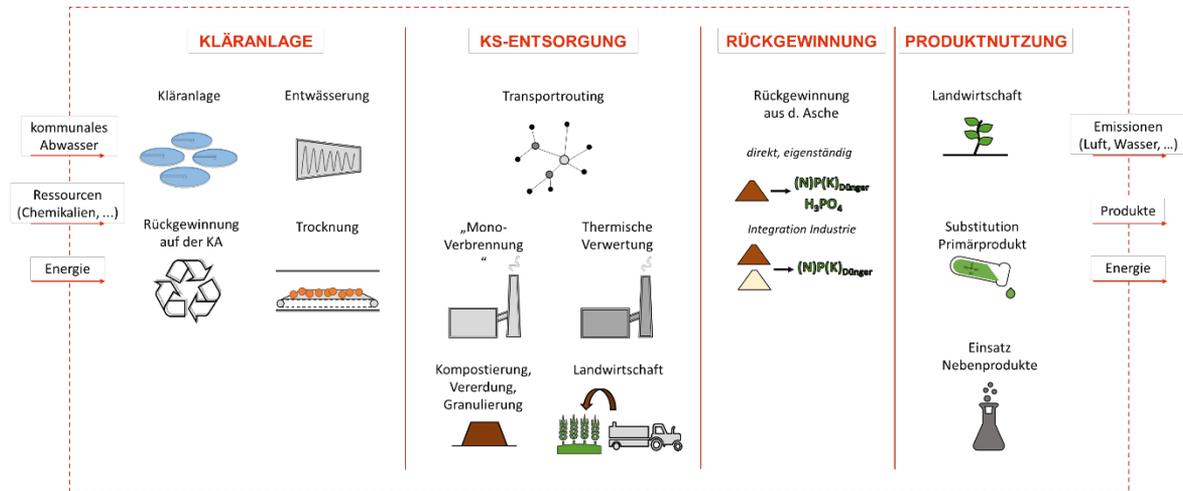
In der Prozessgruppe **KS-Entsorgung** wurde der Transport der Klärschlammes, sowie die Verwertung bzw. Entsorgung des Klärschlammes sowie eine Behandlung des Klärschlammes, wenn sie außerhalb der Kläranlagenverbandes stattfindet, berücksichtigt. Dabei werden folgende weitergehende Behandlungs- bzw. Verwertungs- und Entsorgungsarten betrachtet:

- direkte landwirtschaftliche Verwertung,
- Kompostierung, Vererdung, Granulierung,
- thermische Verwertung (unterschieden nach Verwertung in Abfallverbrennungsanlagen, in der Mitverbrennung, durch Pyrolyse oder im Zementwerk)
- und die Monoverbrennung von Klärschlamm (Verbrennung von Klärschlamm überwiegend ohne Zusatzbrennstoffe).

Die **Rückgewinnung** aus monoverbrannter Klärschlammesche durch spezifische Rückgewinnungsverfahren, sowie die **Produktnutzung** in der Landwirtschaft oder durch Substitution von Phosphorsäure, wurden in weiteren Prozessen als Teile des Gesamtsystems erfasst und entsprechend bei der Betrachtung des Status Quo und unterschiedlicher Szenarien berücksichtigt.

Inputs in das betrachtete System sind das unbehandelte kommunale Abwasser (mit dem enthaltenen Phosphor) und die benötigten Ressourcen wie Energie und andere Betriebsmittel, um das System „Abwasserreinigung + Klärschlammbehandlung + Phosphorrückgewinnung“ aufrecht zu erhalten. **Outputs** sind die Emissionen aus den Prozessen, die erzeugten Produkte und überschüssige Energie (beispielsweise aus der Verbrennung).

Abbildung 6: Darstellung der betrachteten Prozessgruppen und Prozesse



© TU Wien

3.2 Bewertungsansätze

3.2.1 Überblick Bewertungskriterien und funktionelle Einheiten

Diese Studie hat zum Ziel sowohl die ökonomischen als auch ökologischen Auswirkungen unterschiedlicher Rückgewinnungsstrategien aufzuzeigen. Die primären Ziele der Rückgewinnung sind dabei die Erhöhung der Phosphornutzung aus Klärschlamm bei gleichzeitiger Zerstörung oder Ausschleusung von Schadstoffen. Zur Bewertung der Zielerreichung, der Kosten und Umweltkosten wurden die Methoden der Stoffflussanalyse (SFA), der Kostenvergleichsrechnung (KVR) und der Ökobilanz (LCA) angewandt.

Basierend auf diesen methodischen Ansätzen wurden zur Bewertung der unterschiedlichen Szenarien folgende besonders relevante Bewertungskriterien identifiziert und der Status Quo sowie alle Szenarien einer entsprechenden Bewertung unterzogen. Details zu den Bewertungskriterien und deren Umsetzung finden sich in den folgenden Kapiteln.

- **P-Rückgewinnung und P-Nutzung**
 - *P-Rückgewinnungsgrad (%)*: mittels Stoffflussanalyse wird ermittelt wieviel des im Kläranlagenzulauf enthaltenen Phosphors über Rückgewinnungsverfahren einer Nutzung (Produktsubstitution oder in der Landwirtschaft) zugeführt wird.

- *P-Nutzungsgrad (%)*: mittels Stoffflussanalyse und unter Berücksichtigung des pflanzenverfügbaren Phosphors wird ermittelt wieviel des im Kläranlagenzulauf enthaltenen Phosphors über Rückgewinnungsverfahren oder Verwertung von Klärschlamm und Klärschlammkomposten durch Produktsubstitution oder in der Landwirtschaft nutzbar eingesetzt wird.
- **Schadstoffzerstörung und -ausschleusung**
 - *Schwermetallausschleusungsrate (in %)*: mittels Stoffflussanalyse wird ermittelt, welcher Anteil der im Zulauf zu den Kläranlagen enthaltenen Schwermetalle in eine Deponie ausgeschleust wird.
 - *Anteil der Schwermetalle in landwirtschaftlichen Böden (in %)*: mittels Stoffflussanalyse wird ermittelt, welcher Anteil der im Zulauf zu den Kläranlagen enthaltenen Schwermetalle auf landwirtschaftlich genutzten Böden landet.
 - *Konzentrationen organischer Spurenstoffe in Rückgewinnungsprodukten (in µg/kg oder mg/kg)*: über Literaturdaten wird die Belastung von Klärschlamm und Rückgewinnungsprodukten dargestellt.
- **Kosten**
 - *Zusätzliche Kosten für die Rückgewinnung mit Berücksichtigung der Erlöse (in €)*: mittels Kostenvergleichsrechnung werden die Jahreskosten des Status Quo der Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung und -entsorgung berechnet und dabei Erlöse, die über (Rückgewinnungs-) Produkte erzielt werden können, berücksichtigt.
 - *Zusätzliche Kosten für die Rückgewinnung ohne Berücksichtigung der Erlöse (in €)*: mittels Kostenvergleichsrechnung werden die Jahreskosten des Status Quo der Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung und -entsorgung berechnet ohne dabei Erlöse, die über (Rückgewinnungs-) Produkte erzielt werden können, zu berücksichtigen.
- **Umweltkosten**
 - *Transportaufkommen (in tkm)*: mittels Transportrouting und den Sachbilanzen der Ökobilanz wird das Transportaufkommen in Tonnenkilometern ermittelt, welches beim Status Quo und bei den Szenarien anfällt.
 - *Treibhauspotential (in t CO₂-Äquivalenten)*: mittels Ökobilanz werden Emissionen an CO₂-Äquivalenten, die mit dem Status Quo und Szenarien der Abwasserreinigung und der Klärschlammverwertung und -entsorgung inklusive aller vorgelagerten (z.B. Chemikalienproduktion) und nachgelagerten (z.B. Entsorgung von Reststoffen) Prozesse einhergehen, ermittelt.
 - *Terrestrisches Versauerungspotential (in t SO₂-Äquivalenten)*: mittels Ökobilanz werden Emissionen an SO₂-Äquivalenten, die mit dem Status Quo und Szenarien

- der Abwasserreinigung und der Klärschlammverwertung und -entsorgung inklusive aller vorgelagerten (z.B. Chemikalienproduktion) und nachgelagerten (z.B. Entsorgung von Reststoffen) Prozesse einhergehen, ermittelt.
- *Kumulierter Energieaufwand nuklear & fossil bzw. erneuerbar (in MJ):* mittels Ökobilanz wird der Energieaufwand, der mit dem Status Quo und den Szenarien der Abwasserreinigung und der Klärschlammverwertung und -entsorgung inklusive aller vorgelagerten (z.B. Chemikalienproduktion) und nachgelagerten (z.B. Entsorgung von Reststoffen) Prozesse verbunden ist, ermittelt und je nach vorhandenem Energiemix den Kategorien nuklear und fossil oder erneuerbar zugeordnet.

Für den Vergleich der Ergebnisse mit dem bestehenden System der Abwasserreinigung plus Klärschlammbehandlung und -verwertung und mit anderen gesamtösterreichischen Größen mussten gewisse Bezugsgrößen festgelegt werden. In der Ökobilanz meist als „funktionelle Einheit“ beschrieben, müssen diese das Ziel und den Untersuchungsrahmen der betrachteten Studie erfüllen können. Als funktionelle Einheiten wurden in dieser Studie mehrere gewählt, um den Bezug sowohl zu abwasserrelevanten Parametern (EW), zu einwohnerbezogenen (E), als auch produktspezifischen Größen (kg P) herstellen zu können. Der Bezug auf die Einwohnerwerte ermöglicht den Vergleich mit anderen Studien im Bereich der Abwasserreinigung und Klärschlammbehandlung, und somit einen Abgleich wichtiger Ergebnisse. Der Bezug auf die tatsächlichen Einwohner Österreichs ermöglicht einen besseren Vergleich mit den österreichischen Gesamtkosten und Gesamtumweltkosten pro Einwohner. Die funktionellen Einheiten sind:

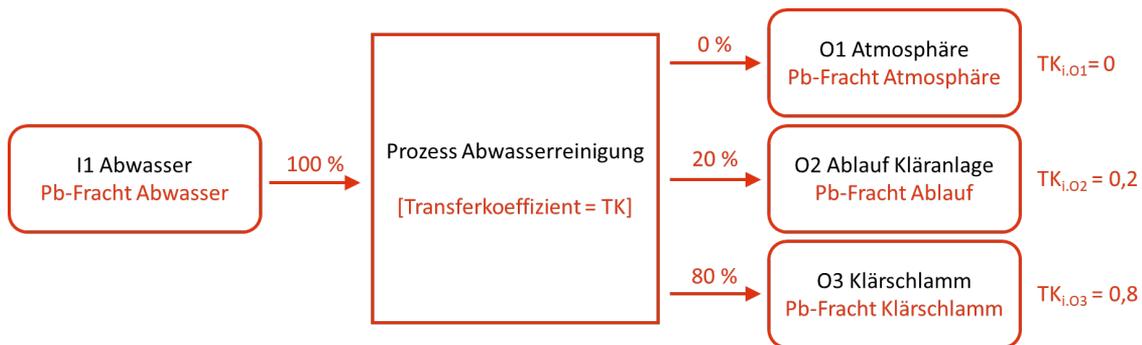
- pro Einwohnerwert (bezogen auf CSB₁₂₀) und Jahr ($EW_{120} \cdot a$)
- pro Einwohner und Jahr ($E \cdot a$)
- pro kg zurückgewonnenen Phosphor ($kg P \cdot a$)

3.2.2 Stoffflussanalyse

Für die Erhebung von Stoffflüssen in und aus einem sowie innerhalb eines Systems wurde die Methodik der Stoffstoffflussanalyse (SFA) gemäß ÖNORM S 2096 (1. Jänner 2005) angewandt. Mit der Methodik der Stoffflussanalyse können alle betrachteten Stoffflüsse eines Systems einander gegenübergestellt und bilanziert werden. Dafür wird das Grundprinzip der Massen- und Energieerhaltung angewandt.

Dabei können sowohl Flüsse von Gütern als auch Flüsse der in den Gütern enthaltenen Stoffe, wie Phosphor oder Schwermetalle, des Systems bilanziert werden. Dadurch wiederum können der Verbleib von Stoffen innerhalb des Systems und auch Stoffemissionen aus dem System ermittelt werden. Grundlage dafür ist die Erhebung von Transferkoeffizienten für ausgewählte Stoffe für alle Prozesse, die zu einer Verteilung des Stoffes führen. Ein Transferkoeffizient beschreibt hier die Transformation eines Stoffinputs (I_i) in zwei oder mehr Outputströme (O_i) (Abbildung 7).

Abbildung 7: Darstellung eines Transferprozesses am Beispiel Blei (Pb) im Prozess Abwasserreinigung



© TU Wien

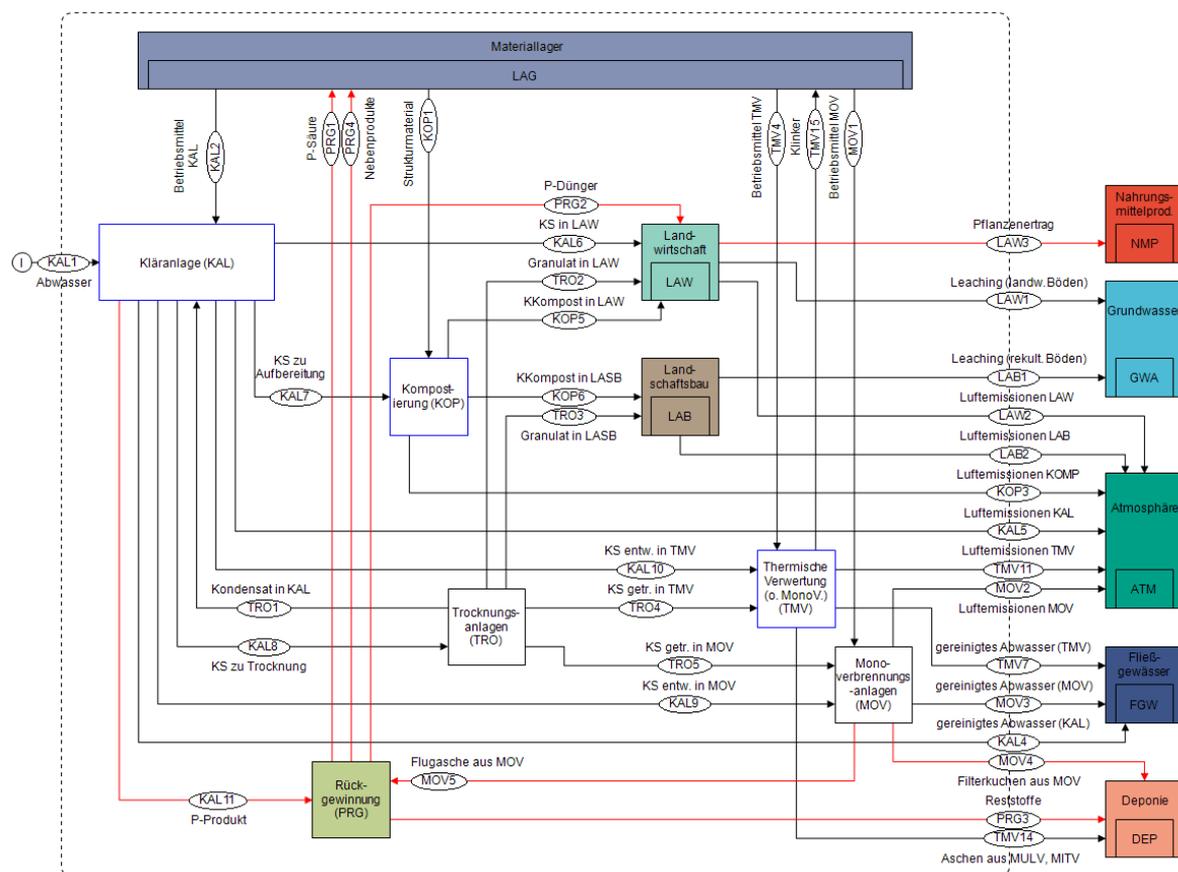
Für die Stoffflussanalyse werden folgende Stoffe betrachtet, da diese insbesondere für die Einhaltung der Grenzwerte zur Klärschlammverwertung und auch für die Verwertung von Düngeprodukten relevant sind: Phosphor (P), Stickstoff (N), Arsen (As), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni), Blei (Pb) und Zink (Zn).

Organische Spurenstoffe wurden keiner Stoffflussanalyse unterzogen. Hier stellen Verfahren zur Rückgewinnung auf der Kläranlage oder nach Verbrennung wesentliche Barrieren da, bei denen es zu einer weitgehenden Zerstörung dieser Spurenstoffe oder einer Abtrennung von den Rückgewinnungsprodukten kommt (Egle et al., 2014b). Hier wurde eine Bewertung anhand der finalen Produktkonzentrationen durchgeführt (siehe Kapitel 8.2, Seite 120).

Zur Erstellung der Stoffflussbilanzen wurde die Software STAN als GUI herangezogen (Cencic und Rechberger, 2008). Das damit erstellte Stoffflussmodell ist in Abbildung 8 zu sehen. Die betrachteten Kompartimente, in die ein Schwermetalltransfer erfolgen kann, sind folgende:

- Grundwasser
- Atmosphäre
- Fließgewässer
- Deponie
- Materiallager
- Landwirtschaftliche Böden
- Landschaftsbauliche Böden
- (Nahrungsmittelindustrie) – die Stoffaufnahme durch die Ackerkulturen wurden nur für die Nährstoffe P und N modelliert

Abbildung 8: Abbildung des Modells der Stoffflussanalyse



© TU Wien

Die Kriterien der Stoffflussanalyse sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Bewertungskriterien der Stoffflussanalyse

Kriterium	Beschreibung	Einheit
P-Rückgewinnungsgrad	Anteil der rückgewonnen Phosphormenge	% der P-Zulauffracht
P-Nutzungsgrad	pflanzenverfügbare („nutzbarer“) Anteil des P-Rückgewinnungsgrades + pflanzenverfügbare P in landwirtschaftlich verwertetem KS und Klärschlammkompost	% der P-Zulauffracht
Schwermetall-ausschleusungsrate (SAR)	Anteil der Schwermetalle, die inert abgelagert werden (= dem System entzogen)	% der Schwermetall-zulauffracht
Anteil der Schwermetalle in landwirtschaftlichen Böden (ALB)	Anteil der Schwermetalle aus dem Zulauf der Kläranlage, die in landwirtschaftliche Böden eingebracht werden	% der Schwermetall-zulauffracht

3.2.3 Ökonomische Bewertung – Kostenvergleichsrechnung

Die ökonomische Bewertung erfolgte entlang der „Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen“ (DWA, 2012). Für jeden Prozess des Kostenmodells wurden alle relevanten Input- und Outputflüsse quantifiziert (Sachbilanz). Auf dieser Basis wurden alle relevanten Kosten ermittelt (siehe dazu Kapitel 7 Sachbilanzen & Kostenannahmen) und in Investitions- und laufende Kosten unterteilt. Im Anschluss wurden die Kosten für einen Vergleich der Jahreskosten wertmäßig auf einen Bezugszeitpunkt (2016) umgerechnet (= Barwert).

Die jährlich abzuschreibenden Investitionskosten (investiver Anteil der Jahreskosten) wurden schließlich durch Multiplikation des Barwerts der Investitionskosten mit dem Kapitalwiedergewinnungsfaktor (KFAKR) ermittelt:

$$\text{KFAKR [-]} = \frac{(1 + i)^n}{(1 + i)^n - 1}$$

Investiver Anteil der Jahreskosten [€/a] = Investitionskostenbarwert [€/a] * KFAKR [-]

Die Jahreskosten ergeben sich schließlich aus dem investiven Anteil der Jahreskosten und den laufenden Kosten:

Jahreskosten [€/a] = investiver Anteil der Jahreskosten [€/a] + laufende Kosten [€/a]

Als Untersuchungszeitraum wurden 30 Jahre angesetzt, wobei unterschiedliche Anlagenteile auch unterschiedliche Lebensdauern aufweisen. Analog zu den Empfehlungen der DWA (2012) wurde ein langfristiger Zinssatz von real 3 % p.a. verwendet.

Folgende Kostengruppen wurden in die Analyse aufgenommen:

1. Investitionskosten
 - a) Planungskosten
 - b) Bau- und Erschließungskosten
 - c) Anlagenkosten
2. Laufende Kosten
 - a) Fixkosten: Wartung, Personalkosten, Versicherung
 - b) Variable Kosten: Sachkosten (Chemikalien), Energiekosten, Abfallbehandlungskosten und Entsorgungs- bzw. Ablagerungskosten, Transportkosten

Neben den Kosten sind zur Bewertung im Vergleich zum Status Quo auch Einsparungen und Erlöse zu berücksichtigen:

3. Einsparungen: Einsparung bisheriger Entsorgungskosten, Verbesserung des Reinigungsprozesses
4. Erlöse: aus dem Verkauf von produzierten Gütern (z.B. Phosphorsäure, P-Dünger), von Strom und von Wärme

Die für die Kostenbetrachtung relevanten Kriterien, ergeben sich schließlich zu:

Zusätzliche Jahreskosten mit Erlösen [€/a] = investiver Anteil der Jahreskosten [€/a] + laufende Kosten [€/a] - Einsparungen [€/a] - Erlöse [€/a]

Zusätzliche Jahreskosten ohne Erlöse [€/a] = investiver Anteil der Jahreskosten [€/a] + laufende Kosten [€/a]

Für die Berücksichtigung der Kosten zur Betriebsmittelbereitstellung wurden die Kostensätze nach Tabelle 2 angesetzt. Für die jeweiligen Prozesse spezifische Kostenansätze werden im Kapitel 7 vorgestellt.

Tabelle 2: Angesetzte Kostensätze für die Berücksichtigung von Betriebsmittelverbräuchen bzw. Erlöse aus der Produktion von Betriebsmitteln

Prozess	Einheitspreis	Zuordnung	Quelle
Transport in €/tkm	0,14	Transport	Egle et al. (2014b)
Strom in €/kWh	0,10	Strombedarf/ Stromproduktion	Egle et al. (2014b), Kraus et al. (2019)
Wärme aus Fernwärme in €/kWh	0,05	Wärmebedarf/ Wärmeproduktion	Abschätzung Industriepreis/ Gewinn nach Kosten für Fernwärmebereitstellung für Haushalte von rund 0,10 €/kWh KREUTZER FISCHER & PARTNER, (2016)
Wärme aus Gas in €/kWh	0,036	Wärmebedarf	Kraus et al. (2019) nach DESTATIS (2018)
FeCl ₃ in €/kg	0,11	Betriebsmittel/ Produkterlöse	Remy und Cazalet (2018), Kraus et al. (2019), Dr. Lindtner (k2w GmbH) auf Basis des Benchmarking 2018
Polymere in €/kg	2,90	Betriebsmittel/ Produkterlöse	Egle et al. (2014b), Remy und Cazalet (2018), Kraus et al. (2019), Dr. Lindtner (k2w GmbH) auf Basis des Benchmarking 2018
Aktivkohle in €/kg	0,40	Betriebsmittel	eigene Abschätzung anhand Produktabfrage auf alibaba.com (2021) am 15.2.2021
CaOH in €/kg	0,09	Betriebsmittel	Kraus et al. (2019) nach Herrmann, L. (2017)
CaSO ₄ in €/kg	0,50	Betriebsmittel	eigene Abschätzung anhand Produktabfrage auf alibaba.com (2021) am 15.2.2021
Wasser in €/m ³	1,50	Betriebsmittel	Egle et al. (2014b), Kraus et al. (2019)
HCl in €/kg	0,26	Betriebsmittel/ Produkterlöse	Egle et al. (2014b), Egle et al. (2016c)
NaOH in €/kg	0,50	Betriebsmittel	Egle et al. (2014b), Egle et al. (2016c)
NH ₃ in €/kg	0,35	Betriebsmittel	eigene Abschätzung anhand Produktabfrage auf alibaba.com (2021) am 15.2.2021

Prozess	Einheitspreis	Zuordnung	Quelle
Sand in €/kg	0,30	Betriebsmittel	eigene Abschätzung anhand Produktabfrage auf alibaba.com (2021) am 15.2.2021
Gas in €/m ³	0,54	Betriebsmittel	Durchschnittlicher öst. Gaspreis anhand Abfrage durchblicker.at (2021) am 15.2.2021
Na ₂ CO ₃ in €/kg	0,80	Betriebsmittel	Kraus et al. (2019), Preis für Na ₂ S nach Hermann L. (2017)
Deionisiertes Wasser in €/m ³	2,50	Betriebsmittel	Kraus et al. (2019); Preis für Prozesswasser nach Miehe et al. (2013)
H ₂ SO ₄ in €/kg	0,16	Betriebsmittel	Kraus et al. (2019) nach Miehe et al. (2013)
Ionenaustauscherharze in €/kg	3,00	Betriebsmittel	Kraus et al. (2019)
Na ₂ S in €/kg	0,80	Betriebsmittel	Kraus et al. (2019) nach Hermann, L. (2017)
Kalk/Kalkstein in €/kg	0,15	Betriebsmittel	Kraus et al. (2019)
MgCl ₂ in €/kg	0,08	Betriebsmittel	Kraus et al. (2019) nach Hermann, L. (2017)
Zitronensäure in €/kg	0,75	Betriebsmittel	Kraus et al. (2019) nach Hermann, L. (2017)
MgO in €/kg	0,60	Betriebsmittel	Kraus et al. (2019) nach Ewert und Kalauch (2018)
NaClO in €/kg	0,13	Betriebsmittel	Kraus et al. (2019) nach Miehe et al. (2013)
HNO ₃ in €/kg	0,40	Betriebsmittel	Kraus et al. (2019) nach Hermann, L. (2017)
CaO in €/kg	0,15	Betriebsmittel	Kraus et al. (2019)
Ablagerung von inertem Abfall in €/kg	0,05	Behandlung + Ablagerung	Egle et al. (2014), Egle et al. (2016c), Kraus et al. (2019)
Abwasserbehandlung in €/m ³	2,00	Behandlung + Ablagerung	Egle et al. (2014), Egle et al. (2016c)
Behandlung und Ablagerung von verbrauchten Harzen/ Chemikalien und Filterkuchen in €/kg	0,20	Behandlung + Ablagerung	Egle et al. (2014), Egle et al. (2016c)
CaCl ₂ in €/kg	0,20	Produkterlöse	Egle et al. (2016c)

Prozess	Einheitspreis	Zuordnung	Quelle
H ₃ PO ₄ Düngemittelqualität in €/kg	0,56	Produkterlöse	Kraus et al. (2019)
H ₃ PO ₄ industrielle Qualität in €/kg	0,85	Produkterlöse	Kraus et al. (2019)
P-Dünger in €/kg P ₂ O ₅	0,80	Produkterlöse	Kraus et al. (2019) bestätigt durch Abfrage agrarheute.com (2021) am 16.02.2021
N-Dünger in €/kg N	0,70	Produkterlöse	Abfrage agrarheute.com (2021) am 16.02.2021

3.2.4 Ökologische Bewertung – Umweltkosten

3.2.4.1 Ökobilanz (O)

Die Ökobilanz – auf Englisch Life Cycle Assessment – ist eine Methode zur Bewertung von Produkten und Systemen zur Quantifizierung ihrer Umwelteffekte basierend auf deren Emissionen und dem Ressourcenverbrauch aller relevanten Prozesse. Die Bewertung berücksichtigt sowohl die direkten Umwelteffekte in dem System selbst (Vordergrundsystem) als auch die indirekten Umwelteffekte in der Vorkette bzw. in der Folgekette. Typische Beispiele für diese sogenannten Hintergrundprozesse sind die Stromproduktion, die Herstellung von Chemikalien oder die anschließende Abfallentsorgung.

Nach den Vorgaben der ISO 14040 (2006) beziehungsweise der ISO 14044 (2006) gliedert sich die Ökobilanz in vier Schritten:

- Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens
- Erstellung der Sachbilanz
- Wirkungsabschätzung
- Auswertung

Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

In dieser Studie liegt das Ziel der Ökobilanz erstens in der Bewertung gegenwärtiger Umwelteffekte der Abwasserreinigung, Klärschlammbehandlung, -entsorgung und -verwertung (Status Quo) und darauffolgend in der Bewertung möglicher ökologischer

Folgen der Implementierung der Phosphorrückgewinnung sowohl aus Abwasser, Klärschlamm als auch aus Klärschlammasche (Szenarien). Der Untersuchungsrahmen deckt daher die gesamte Prozesskette von der kommunalen Abwasserreinigung bis zur Entsorgung des Klärschlammes beziehungsweise bis zur Anwendung des Klärschlammes oder der rückgewonnenen P-Rezyklate in der Landwirtschaft ab (Abbildung 6).

Die Zielgruppe dieser Ökobilanz besteht in erster Linie aus den politischen Entscheidungsträgern in Österreich im Hinblick auf den Themenkomplex Phosphormanagement. Zum anderen bietet sie eine solide Wissens- und Verständnisgrundlage für die relevanten Akteure, die künftig in der Umsetzung der P-Rückgewinnung tätig sein sollten, unter anderem Kläranlagenbetreiber, beratende und planende Ingenieure.

Erstellung der Sachbilanz

Für jeden Prozess des Ökobilanzmodells wurden alle relevanten Input- und Outputflüsse quantifiziert. Die Stoffflussmodelle und Berechnungen zur Erstellung der Sachbilanz für die Prozesse im Vordergrundsystem sind im Kapitel 7 ausführlich beschrieben. Für jeden Input- und Outputfluss muss schließlich dessen Wirkung auf die Ökobilanzkriterien ermittelt werden. Hierzu wird jedem Fluss/Material ein Datensatz (auch Hintergrundprozess genannt) aus der Ecoinvent Datenbank Version 3.6 (Wernet et al., 2016) zugeordnet (Tabelle 3). Jeder Datensatz gibt dabei die Wirkung eines Materials auf eine Wirkungskategorie, zum Beispiel das Treibhauspotential, pro funktioneller Einheit an. Durch die Verschneidung der Mengen an Ressourcenverbräuchen bzw. der -produktion mit den Wirkungen je Wirkungskategorie und Einheit können schließlich die Gesamteffekte auf die jeweilige Wirkungskategorie (Belastung oder Gutschrift) erhoben werden.

Während sich die Studie für die Bewertung der Substitution von Stickstoffdüngern und Phosphorsäuren auf die Ecoinvent Datenbank stützt, wurde für die Bewertung der Substitution von P-Düngern ein eigener Datensatz ermittelt, der den aktuellen österreichischen P-Dünger mix wirklichkeitsgetreuer abbildet. Dafür wurde folgendes Verhältnis der verschiedenen Produkte, basierend auf den jährlichen Düngereinsatzzahlen der International Fertilizer Industry Association (IFA, 2016), angenommen: 40 % Monoammoniumphosphat (MAP) und Diammoniumphosphat (DAP); 34 % NKP-Dünger; 11 % Triplesuperphosphat (TSP); 7,3 % NP-Dünger; 4 % PK-Dünger; 1,5 % Singlesuperphosphat (SSP) und 1,3 % Rohphosphat. Basierend auf dieser Kombination wurde die Umweltwirkung des österreichischen P-Mixes mittels der Ökobilanz-Ergebnisse

von Kraus et al. (2019a) erhoben, die die Umweltwirkungen der spezifischen P-Düngemittel für Deutschland im Detail berechnet haben.

Tabelle 3: Verwendete Datensätze für die Hintergrundprozesse aus Ecoinvent 3.6

Material	Ecoinvent 3.6 Datensatz
Elektrischer Strom	market for electricity, medium voltage [AT]
Wärme	market for heat, district or industrial, natural gas [Europe without Switzerland]
Erdgas	market for natural gas, high pressure [AT]
Heizöl	market for heavy fuel oil [Europe without Switzerland]
Energie für Klärschlammaufladung und -ausbringung bzw. für Kompostverarbeitung und -ausbringung	market for diesel, burned in agricultural machinery [GLO]
CaCl ₂	market for calcium chloride [RER]
Beton	market for concrete, normal [CH]
Bewehrungsstahl	market for reinforcing steel [GLO]
Edelstahl	market for steel, chromium steel 18/8 [GLO]
Baustahl	market for steel, unalloyed [GLO]
Aushub	excavation, hydraulic digger [RER]
Transport	market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 [RER]
Aktivkohle	market for activated carbon, granular [GLO]
Ammoniak	market for ammonia, liquid [RER]
Ionenaustauscherharz	market for cationic resin [RER]
Zitronensäure	market for citric acid [GLO]
Klinker	clinker production [CH]
Fällmittel - FeCl ₃	market for iron (III) chloride, without water, in 40% solution state [GLO]
HCl	market for hydrochloric acid, without water, in 30% solution state [RER]
Ca(OH) ₂	market for lime, hydrated, loose weight [CH]
Kalk	market for lime, packed [Europe without Switzerland]

Material	EcoInvent 3.6 Datensatz
CaCO ₃	market for limestone, crushed, washed [CH]
MgO	market for magnesium oxide [GLO]
HNO ₃	market for nitric acid, without water, in 50% solution state [RER]
Flockungshilfsmittel (Polymere)	market for polyacrylamide [GLO]
Fällmittel - PAC	market for polyaluminium chloride [GLO]
PVC	market for polyvinylchloride, bulk polymerised [GLO]
CaO	market for quicklime, milled, packed [RER]
Sand	market for silica sand [GLO]
NaClO	market for sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state [RER]
NaOH	market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state [GLO]
Na ₂ CO ₃	market for soda ash, dense [GLO]
Sulfid	market for sodium sulfide [GLO]
H ₂ SO ₄	market for sulfuric acid [RER]
Frischwasser	market for tap water [Europe without Switzerland]
Deionisiertes Wasser	market for water, deionised [Europe without Switzerland]
Asche-Entsorgung	treatment of lignite ash, sanitary landfill [CH]
Filterkuchen-Entsorgung	treatment of inert waste, inert material landfill [CH]
Entsorgung vom beladenen Ionenaustauschharz	treatment of spent cation exchange resin from potable water production, municipal incineration [CH]
Gipsentsorgung	treatment of waste gypsum, sanitary landfill [Europe without Switzerland]
Reststoffenentsorgung	treatment of waste paint, municipal incineration [CH]
Abwasserbehandlung vom Rückgewinnungsverfahren	treatment of wastewater, average, capacity 1E9l/year [CH]
N-Dünger	market for nitrogen fertiliser, as N [GLO]
Industrie-Grad Phosphorsäure	market for phosphoric acid, industrial grade, without water, in 85% solution state [GLO]
Düngemittel-Grad Phosphorsäure	market for phosphoric acid, fertiliser grade, without water, in 70% solution state [GLO]

Wirkungsabschätzung

Basierend auf die erstellten Sachbilanzen wurden mittels der Software Umberto® die Umweltwirkungen berechnet. Tabelle 4 zeigt die Wirkungskategorien – auch Wirkungsindikatoren genannt – die in dieser Ökobilanz aufgrund ihrer Relevanz aus vergleichbaren Studien (Amann et al., 2018; Kraus et al., 2019a) ausgewählt wurden. Zusätzlich angegeben werden die Charakterisierungsfaktoren der jeweiligen Methode für die Gewichtung des Beitrags unterschiedlicher Substanzen auf die angegebenen Wirkungskategorien.

Die Wirkungskategorie „Treibhauspotential“ (THP; IPCC, 2013) berücksichtigt die Emissionen von CO₂, CH₄ und N₂O und wurde ausgewählt, weil die verschiedenen P-Rückgewinnungstechnologien sehr unterschiedlich zu den direkten bzw. indirekten Treibhausgasemissionen beitragen, aber auch weil die Umsetzung der P-Rückgewinnung je nach Strategie zu verschiedenen strukturellen Änderungen im System führen würde, die mit unterschiedlichen Treibhausgasemissionen verbunden sind. Dasselbe gilt für die Wirkungskategorie „Kumulierter Energieaufwand“, die sowohl den direkten als den indirekten Energieverbrauch- bzw. die Energieproduktion der Prozesse berücksichtigt (z.B. Strom, Wärme). Die gasförmigen Emissionen von im Wesentlichen SO₂, NO_x und NH₃ tragen zur Versauerung der Böden bei und sind daher indirekt mit der Landwirtschaft und mit Düngemitteln verbunden. Diese Umweltwirkung wird durch die Kategorie „Terrestrisches Versauerungspotential“ nach der ReCiPe Midpoint Methode (Goedkoop et al., 2009) evaluiert.

Die aktuell verfügbaren Methoden lassen sowohl die Umwelteffekte („midpoint level“) als auch die Schadeffekte („endpoint level“) berechnen. Diese Studie betrachtet ausschließlich die Umwelteffekte, weil die Ebene der Schadeffekte aufgrund einer mangelnden Transparenz und Reproduzierbarkeit der Ergebnisse von einer höheren Unsicherheit geprägt ist. Hinsichtlich der Zeithorizonte wurde eine Grenze von 100 Jahren ausgewählt, die einen vernünftigen Kompromiss zwischen der Betrachtung über mehrere Generationen und der Berücksichtigung vorhersehbarer Zeiträume im Sinne strategischer Entwicklungen bietet.

Tabelle 4: Wirkungskategorien der Ökobilanz

Wirkungskategorie - Methode	Einheit	Charakterisierungsfaktoren
Treibhausgaspotential GWP 100a (THP) IPCC Methode 2013 (IPCC, 2013)	kg CO ₂ -Eq	CO ₂ = 1 CH ₄ = 29,7 N ₂ O = 264,8
Terrestrisches Versauerungspotential (TAP) ReCiPe Midpoint (Goedkoop et al., 2009)	kg SO ₂ -Eq	SO ₂ = 1 NH ₃ = 2,45 NO _x = 0,56
Nicht-erneuerbarer kumulierter Energieaufwand aus fossilen und nuklearen Ressourcen (KEA _{f&n})	MJ	-
Erneuerbarer kumulierter Energieaufwand (KEA _e)	MJ	-

Auswertung

In diesem letzten Schritt werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung im Hinblick auf die Limitierungen der Studie und die Sensitivität auf ausgewählte Annahmen, Modellparameter oder Inputdaten diskutiert.

3.2.4.2 Transportleistung

Die Transportdistanzen des Status Quo und der Szenarien werden im Rahmen der Sachbilanz zur Ökobilanz ermittelt und anschließend gesondert ausgewiesen. Dies hat sich im Zuge der Bearbeitung als nützlich herausgestellt, da der Transportleistung in der Diskussion um Strategien der P-Rückgewinnung eine relevante Rolle zufällt, sie in den Kriterien KEA und THP aber nur eine untergeordnete Rolle spielt. Der Transport hat aber, neben diesen grundlegenden ökologischen Kriterien noch weitere Auswirkungen (z.B. Lärm, Platzbedarf, Feinstaub, Unfallgefahr), die durch den KEA und das THP nicht abgebildet werden. Die Kenngröße für die Transportleistung sind die Tonnenkilometer, die transportierten Tonnen mal der zurückgelegten Distanz (t · km).

4 Datenerhebung

Für eine ausreichende Abbildung der Referenzsituation und der für die Szenarien abzubildenden Prozesse, wurde eine umfassende Datenerhebung durchgeführt.

4.1 Kläranlageninfrastruktur, Klärschlammbehandlung und -entsorgung

Zu Beginn des Projektes konnten eine Reihe von Lücken für eine umfassende Beschreibung der Referenzsituation der Abwasser- und Klärschlammbehandlung identifiziert werden. Diese Lücken wurden durch eine gesonderte Abfrage von Daten bei den entsprechenden Landesbehörden sowie durch eine Befragung von Kläranlagen gefüllt.

4.1.1 Bundesländer

In einem ersten Schritt wurden die neun Bundesländer mit ihren entsprechenden Landesvertretern für den Abwasser- und Abfallbereich kontaktiert. Ziel des Kontaktes war einerseits die Datenabfrage, andererseits aber auch die Information der Partner sowie die Einholung von regionalen Informationen zur Klärschlammbehandlung und -verwertung als auch zu Umsetzungsmöglichkeiten der P-Rückgewinnung in den Bundesländern (zum Beispiel mögliche Verbrennungsstandorte).

Neben der Kontaktaufnahme mit Vertretern aller Bundesländer zur Erhebung erforderlicher Daten wurden in allen Bundesländern persönliche Gespräche angeboten und im Falle eines Interesses von Seiten der jeweiligen Vertreter auch geführt. Neben einer Diskussion der Datenlage ging es bei diesen Gesprächen vor allem um eine Vorstellung des Projektes im Allgemeinen und der geplanten Szenarien im Besonderen.

4.1.2 Fragebogen Kläranlagen

Da in einigen Bundesländern die Informationen zu den Kläranlagen nicht gesammelt oder in leicht verarbeitbarer Version vorlagen, wurde zusätzlich ein Fragebogen für die Kläranlagen erstellt. Der Fragebogen (siehe Anhang A – Fragebogen) wurde über den Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) an alle Kläranlagen, mit

Priorisierung der Kläranlagen $\geq 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$, ausgesandt. 140 Kläranlagen, davon 108 größer $20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$, beantworteten den Fragebogen (Tabelle 5).

Tabelle 5: Übersicht über erhaltene Datensätze aus der Kläranlagenbefragung

Bundesland	Anzahl komm. KA $\geq 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$	Rückmeldungen von KA $\geq 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$	Rückmeldungen von KA $< 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$
1 - Burgenland	14	7	1
2 - Kärnten	12	10	1
3 - Niederösterreich	43	15	10
4 - Oberösterreich	30	23	7
5 - Salzburg	18	10	1
6 - Steiermark	28	21	10
7 - Tirol	34	17	2
8 - Vorarlberg	14	5	0
9 - Wien	1	-	-
Summe	194	108	32

4.1.3 Weitergehende Datenerhebung zur Klärschlamm Entsorgung

Insgesamt konnte durch die durchgeführten Erhebungen ein umfangreicher Datensatz ermittelt werden. Es zeigte sich, dass lediglich im Bereich des Verbleibes des Klärschlammes – vor allem dort, wo eine Verwertung durch Kompostierung oder eine Abholung durch Entsorger-Firmen erfolgt – teilweise noch Informationslücken bestehen, da der weitere Verbleib des Klärschlammes bzw. des Klärschlammkompostes auf den Kläranlagen selbst nicht bekannt ist und auch in der Landesverwaltung diesbezüglich keine Informationen vorliegen. Hier wurde in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt eine weitere Initiative gestartet, um diese Lücken zu schließen.

Für diese weitergehende Analyse des Klärschlammaufkommen und Entsorgungspfaden hat die TU Wien das Umweltbundesamt beauftragt die „Auswertung Klärschlammbehandlung“ durchzuführen, die Klärschlämme von 72 ausgewählten kommunalen Kläranlagen, von denen aus den Daten der Bundesländer bzw. Befragung der

Kläranlagen selbst (siehe oben) der Verbleib des Klärschlammes nicht geklärt werden konnte, im Zeitraum von 2016 bis 2017 zu untersuchen. Dabei wurden Daten aus dem Datenbanksystem der Abteilung Abfälle & Stoffflussmanagement vom Umweltbundesamt verwendet (Elektronisches Datenmanagement – EDM-Datenbank). Die Ergebnisse dieser Auswertung (Neubauer et al., 2019) lieferten genauere Einblicke in die Entsorgungsbeziehungsweise Übergabestruktur und den Verbleib von Klärschlämmen der betrachteten Kläranlagen und halfen den gesamten Überblick über Klärschlammverwertungs- und Behandlungswege inklusive Angaben zu deren Transportaufkommen zu verbessern.

4.1.4 Klärschlammzeugnisse

Zusätzlich zu den Kläranlagendaten und Entsorgungsdaten wurden von den Bundesländern Burgenland (9 Anlagen), Kärnten (1 Anlage), Niederösterreich (27 Anlagen), Oberösterreich (32 Anlagen), Steiermark (19 Anlagen) und Vorarlberg (53 Anlagen) auch Daten zur Qualität der Klärschlammzeugnisse übermittelt. Der betreffende Zeitraum der Qualitätsdaten erstreckt sich von 2014 bis 2018.

4.2 Trocknungsanlagen

Als Grundlage zur Bewertung unterschiedlicher Trocknersysteme wurde zum einen eine umfassende Literaturrecherche durchgeführt. Zur Erweiterung und Verfeinerung der Datenbasis aus dieser Literaturrecherche wurde im Rahmen einer Diplomarbeit (Wolf, 2019) außerdem ein Fragebogen erstellt und an unterschiedliche Hersteller von Trocknungsanlagen verschickt. Die Schwerpunkte des Fragebogens lagen in der Ermittlung von verfügbaren Trocknungskapazitäten, Energieverbräuchen und Kosten.

Tabelle 6 gibt einen Überblick über die befragten Hersteller, sowie deren Rückmeldung. Es wurden 16 Hersteller zu unterschiedlichen Trocknersystemen befragt. Um die Abhängigkeit von Herstellerangaben zu verringern, und zur Erhöhung der Objektivität der Angaben, wurden zusätzlich Fragebögen an Betreiber von Klärschlamm-trocknungsanlagen versendet. Von insgesamt acht ausgesendeten Fragebögen antworteten zwei Kläranlagenbetreiber.

Tabelle 6: Übersicht über die befragten Hersteller von Klärschlamm-trocknungsanlagen

Hersteller	Art	Rückmeldung erhalten
Huber SE	Solartrockner	ja
IST Anlagenbau GmbH	Solartrockner	nein
Solartiger GmbH	Solartrockner	ja
THERMO-System Industrie- & Trocknungstechnik GmbH	Solartrockner	nein
Andritz Fließbettsysteme GmbH	Bandrockner	ja
Binder Dehydration GmbH	Bandrockner	nein
ELIQUO STULZ GmbH	Bandrockner	nein
HUBER SE	Bandrockner	ja
NEW eco-tex Verfahrenstechnik GmbH	Bandrockner	nein
Sludge Drying Systems GmbH & Co. KG	Konvektions-/Kontaktrockner-Hybrid	ja
Stela Laxhuber GmbH	Bandrockner	ja
Sülzle-Klein GmbH	Bandrockner	ja
Andritz Gouda BV	Kontaktrockner	ja
Buss-SMS-Canzler GmbH	Kontaktrockner	ja
Haarslev GmbH	Kontaktrockner	nein
SUEZ Deutschland GmbH	Kontaktrockner	nein

© Originalarbeit: Wolf (2019)

4.3 Phosphorrückgewinnungsverfahren

Umfassende Analysen von Phosphorrückgewinnungsverfahren durch die TU Wien (Egle et al., 2014b) liefern den Grundstein für die Bewertung der P-Rückgewinnung im Projekt StraPhos. Im Gegensatz zu früheren Analysen lag der Fokus innerhalb dieses Projektes jedoch nicht im dezidierten Vergleich von unterschiedlichen Verfahren, sondern in der Auswahl von repräsentativen „Referenzverfahren“. Diese sollten jeweils stellvertretend für eine Verfahrensgruppe die unterschiedlichen Formen und Technologien der P-Rückgewinnung abbilden.

In Tabelle 7 ist ein Überblick über die, insbesondere aufgrund deren Datenverfügbarkeit und deren Verfahrensaufbau ausgewählten Referenzverfahren gegeben.

Tabelle 7: Überblick über die betrachteten P-Rückgewinnungsverfahren

Verfahren	Ansatzpunkt	Art	Produkt	Datenquellen
AshDec	Klärschlamm- asche	Thermochemisch	P-Dünger	Egle et al., 2014 Kraus et al., 2019
EcoPhos	Klärschlamm- asche	Nasschemisch	Phosphorsäure (Düngemittel- qualität)	Egle et al., 2014 Egle et al., 2016 Kraus et al., 2019
Phos4Life	Klärschlamm- asche	Nasschemisch	Phosphorsäure (technische Qualität)	Mehr & Hellweg, 2018 Morf, 2018 Schlumberger, 2019
Direkte Integration in die Düngemittel- industrie (ohne Entfrachtung)	Klärschlamm- asche	Säureaufschluss	P-Dünger	Egle et al., 2014 Kraus et al., 2019
AirPrex	Kläranlage	Fällung	MAP*	Egle et al., 2014 Kraus et al., 2019 Zhou et al., 2019
Stuttgarter Verfahren	Kläranlage	Nasschemisch + Fällung	MAP*	Egle et al., 2014 Kraus et al., 2019
Wasstrip + Lysotherm	Kläranlage	Anaerobe Vorbehandlung + Faulschlamm- Hydrolyse + Fällung	MAP*	Kraus et al., 2019
TerraNova	Kläranlage	Hydrothermale Carbonisierung (HTC) + Fällung	MAP*	M. Buttman, persönliche Kommunikation, 2021

*Magnesiumammoniumphosphat

Die Datenbasis zu den Verfahren wurden aus vorhergehenden Studien (Egle et al., 2014; Egle et al., 2016) und durch persönliche Befragung der Verfahrensanbieter erhoben, und durch wissenschaftlich erhobene Daten von externen Forschungsinstituten ergänzt (Mehr & Hellweg, 2018; Kraus et al., 2019). Eine detaillierte Beschreibung der gewählten Verfahren kann den zuvor genannten Studien entnommen werden.

5 Grundlagen Status Quo

5.1 Datenverfügbarkeit

Im Rahmen des Projektes wurde eine Kläranlagendatenbank erstellt, die alle Kläranlagen Österreichs $\geq 2.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ umfasst. Diese stellt eine wesentliche Grundlage für die Darstellung und Bewertung der Referenzsituation der Abwasser- und Klärschlammentsorgung in Österreich. Einen Überblick über die wichtigsten erhobenen Kenndaten und deren Vollständigkeit gibt Tabelle 8. Die Datenlage ist zufriedenstellend, insbesondere für Kläranlagen $\geq 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$, und wird als ausreichend repräsentativ für die detaillierte Betrachtung der Infrastruktur und Klärschlammentsorgung der Kläranlagen gesehen. Im Bereich der Kläranlagen $< 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ ist die Datenlage deutlich geringer, da der Fokus dieser Studie jedoch nicht auf diesen liegt, wird auch dieser Datensatz als ausreichend gesehen.

Tabelle 8: Übersicht über die Verfügbarkeit der Daten zu einzelnen Themenbereichen

Datenverfügbarkeit...	für KA $\geq 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ = 194 Anlagen	für KA $< 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ = 439 Anlagen
Reinigungsverfahren	99%	35%
Vorklärung ja/nein	86%	14%
Vorklärung m^3 wenn vorhanden	55%	2%
Entwässerung ja/nein	92%	23%
Entwässerungsaggregat	86%	18%
Entwässerungs-TS	76%	3%
Klärschlamm-trocknung ja/nein	84%	15%
Art der Klärschlamm-trocknung	84%	1%
Klärschlamm-lager ja/nein	77%	28%
Klärschlamm-lager m^3	48%	6%
Bio-P Entfernung ja/nein	78%	11%
Chem-P Entfernung ja/nein	86%	32%

Datenverfügbarkeit...	für KA ≥ 20.000 EW _{Ausbau} = 194 Anlagen	für KA < 20.000 EW _{Ausbau} = 439 Anlagen
Fällmittelmenge	52%	7%
Glühverlust KS-Analyse	42%	4%
Phosphorgehalt KS-Analyse	38%	3%
KS-Anfall TS	100%	35%
KS-Anfall FS	96%	32%
Entsorgungsart	100%	31%

5.2 Datenverarbeitung und Ergänzung fehlender Werte

Mit den bestehenden Grunddaten wurden umfassende Auswertungen zum Status Quo durchgeführt (siehe Analysen in den folgenden Kapiteln). Fehlende Werte wurden schließlich durch sogenannte „Proxy-Werte“ aufgefüllt, sodass für alle Kläranlagen ≥ 2.000 EW_{Ausbau} auf Ebene der Einzelanlagen ein vollständiger Datensatz vorlag. Diese Proxy-Werte wurden basierend auf den vorhandenen Daten und teilweise in Abhängigkeit von anderen Variablen (z.B. Reinigungsverfahren) bestimmt. Eine Übersicht über die analysierten Variablen, sowie die Art der Erstellung der Proxy-Werte findet sich in Tabelle 9. Eine detaillierte Beschreibung der Proxy-Wert-Findung ist in Anhang B – Festlegungen zur Quantifizierung des Referenzzustandes der Abwasserreinigung bei Kläranlagen ohne vorhandenem Datensatz – zu finden.

Tabelle 9: Übersicht über die durchgeführten Analysen zur Festlegung der Proxy-Werte

Variable	Festlegung des Proxy-Wertes	Gruppierte Proxy-Werte basierend auf Variable...
Reinigungsverfahren	Annahme = Belebung mit aerober Schlammstabilisierung für KA ohne Daten	-
Vorklärung ja/nein	Annahme = keine Vorklärung für KA ohne Daten	-
Entwässerung ja/nein	In Abhängigkeit weiterer Variablen wie Klärschlammverwertungsart, Entsorgungsmengen und Größenklasse	-

Variable	Festlegung des Proxy-Wertes	Gruppierte Proxy-Werte basierend auf Variable...
Entwässerungs-TS	Median der erhobenen Daten	Entwässerungsaggregat, Größenklasse (kleiner bzw. größer 20.000 EW _{Ausbau}), Kalkzugabe, Entsorgungsart
Klärschlamm-trocknung ja/nein	Annahme = keine Trocknung für KA ohne Daten	-
Trocknungs-TS	Mittelwert der erhobenen TS-Werte für Klärschlamm-trocknung	Art der Klärschlamm-trocknung
Klärschlamm-lager ja/nein	Annahme = kein Lager für KA ohne Daten	-
Bio-P Entfernung ja/nein	Annahme = kein Bio-P für KA ohne Daten	-
Chem-P Entfernung ja/nein	Annahme = Chem-P-Entfernung vorhanden	-
Fällmittelmenge	Theoretischer Fällmittelbedarf über BSB- und P-Zuflüsse aus dem EMREG	Fällmittelart (Fe oder Al) und Nutzung Fällmittel in Abhängigkeit der Größenklasse
Glühverlust	Mittelwert/Median der erhobenen Daten	Reinigungsverfahren
Phosphorgehalt	(P-Fracht im Zulauf abzüglich P-Fracht im Ablauf) / KS-Anfall TS	-
KS-Anfall TS	Median g TS/d/EW ₁₂₀ * Belastung	Reinigungsverfahren
KS-Anfall FS	KS-Anfall-TS/Entwässerungs-TS	-
Entsorgungsart	Häufigste Verwertungsart für KA < 20.000 EW _{Ausbau}	Bundesland
Transportdistanzen	Mittelwert der erhobenen Daten	Bundesland und Entsorgungsart
Entsorgungskosten	Mittelwert der erhobenen Daten	Bundesland und Entsorgungsart
Klärschlamm-qualität Schwermetalle	Median der erhobenen Daten	-

5.3 Kläranlageninfrastruktur

E/EW Verhältnis

In Österreich wurden im Referenzzeitraum 2015 – 2017 rund 13,8 Mio. EW_{120}/a gereinigt. Die Ausbaupazität in diesem Zeitraum lag bei etwa 14,6 Mio. EW_{Ausbau}/a . Die zugehörige Einwohnerzahl in Österreich wurden in dieser Studie mit 8.739.806 Einwohnern im Jahr 2016 ermittelt (Statistik Austria, 2021). In Tabelle 10 sind die in dieser Studie herangezogenen Einwohnerwerte (EW) je Bundesland (Auswertung Daten aus der EmRegV-OW (2017)) sowie die Einwohnerzahlen (E) der Bundesländer im Jahr 2016 (Statistik Austria, 2021) angegeben. Zu sehen ist, dass das EW/E-Verhältnis in den Bundesländern deutlich voneinander abweicht. Während in der Steiermark nur 1,3 EW pro E behandelt werden, ist die Belastung in Vorarlberg mit 2,3 EW pro E fast doppelt so hoch.

Tabelle 10: Liste der verwendeten Einwohnerwerte und Einwohnerzahlen je Bundesland; Werte gerundet auf 2 signifikante Stellen

Bundesland	EW	E	EW/E
Burgenland	430.000	291.000	1,5
Kärnten	860.000	560.000	1,5
Niederösterreich	2.300.000	1.700.000	1,4
Oberösterreich	2.000.000	1.500.000	1,4
Salzburg	960.000	550.000	1,8
Steiermark	1.600.000	1.200.000	1,3
Tirol	1.300.000	740.000	1,8
Vorarlberg	900.000	380.000	2,3
Wien	3.300.000	1.800.000	1,8
Gesamt	13.800.000	8.700.000	1,6

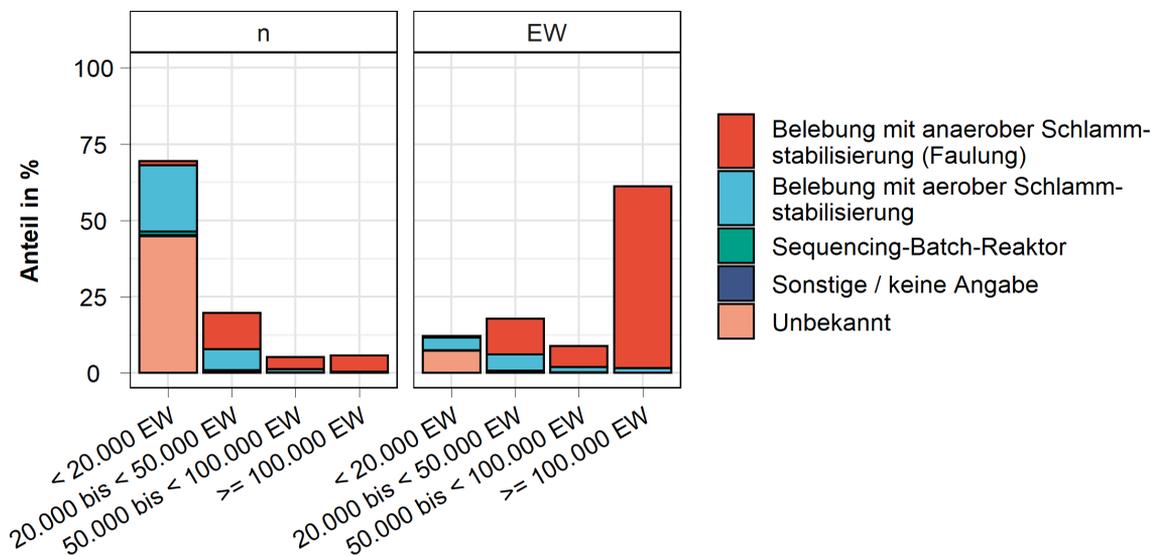
© Daten: Statistik Austria (2021) und EmRegV-OW (2017)

Reinigungsverfahren und Vorklärung

Im Folgenden ist ein Überblick über die Stammdaten der Kläranlagen zusammengestellt. Wie aus Abbildung 9 zu entnehmen arbeitet der Großteil der Kläranlagen (etwas mehr als 50 % der Anlagen mit bekanntem Reinigungsverfahren) mit Belebung und anschließender aerober Schlammstabilisierung. Etwa 40 % der Kläranlagen besitzen eine Belebung mit anaerober Schlammstabilisierung (Faulung). Die übrigen Anlagen haben andere Verfahren, wie zum Beispiel eine Sequencing-Batch-Reaktor-Anlage (SBR). Bezogen auf die behandelten EW zeigt sich, dass der Großteil der Fracht mittels Belebung und anaerober Schlammbehandlung gereinigt wird.

Anlagen mit einer Ausbaugröße über 20.000 EW wenden hauptsächlich das Belebungsverfahren mit anschließender Faulung an, während die Anlagen kleiner 20.000 EW vermehrt das Belebungsverfahren mit aerober Schlammstabilisierung einsetzen. Für 45 % der Anlagen, aber nur 7 % der CSB-Fracht, konnte kein Reinigungsverfahren erhoben werden, dies vor allem für die Anlagen kleiner 20.000 EW_{Ausbau}. Eine Vorklärung wird von rund 60 % der befragten Anlagen betrieben.

Abbildung 9: Anteil der Kläranlagen bezogen auf die Anzahl (links) bzw. Einwohnerwerte in CSB₁₂₀-Belastung (rechts) mit unterschiedlichen Reinigungsverfahren gestaffelt nach Kläranlagengröße (n = 348)

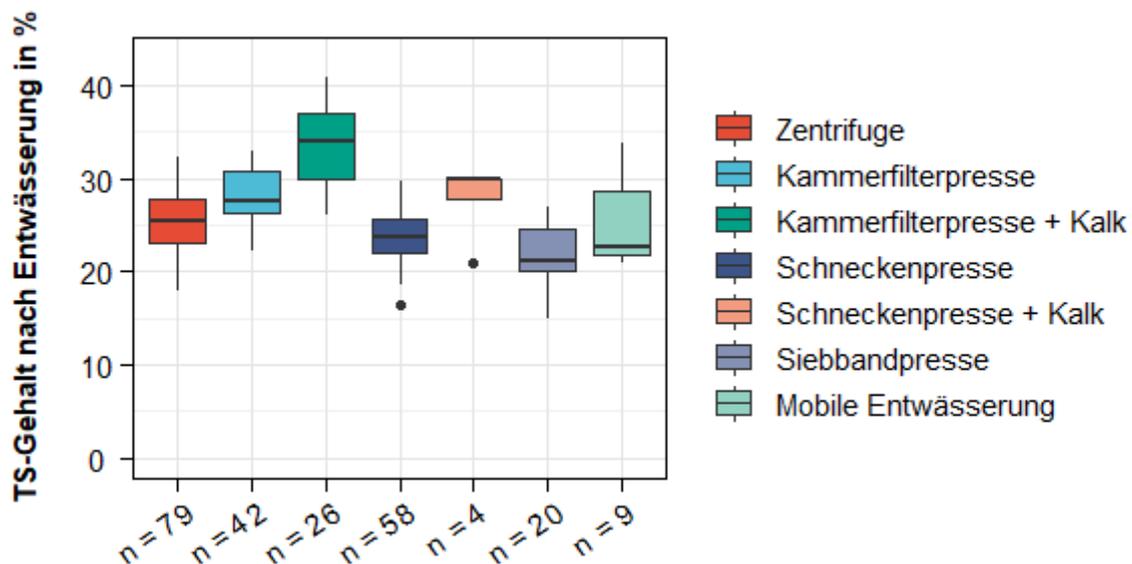


@ TU Wien

Schlammwässerung

Bei der Schlammwässerung zeigt sich, dass die Kläranlagen, die mittels Kammerfilterpresse entwässern, im Durchschnitt mit 28 % den höchsten Trockensubstanzgehalt (TS-Gehalt) erreichen (Abbildung 10). Zentrifugen und Schneckenpressen erreichen im Durchschnitt eine TS von circa 25 % und nur selten beziehungsweise nie eine TS von über 30 %. Die anderen Aggregate, zum Beispiel Siebbandpressen, liegen bezüglich der Entwässerungsleistung durchschnittlich geringfügig über 20 % und damit zumeist unter den zuvor genannten. Bei Kammerfilterpressen und Schneckenpressen kann bereits bei der Entwässerung Kalk hinzugegeben werden. Entsprechende Anlagen können durch die Zugabe von Kalk bei der Entwässerung durchschnittlich eine circa 5 % höhere TS erreichen, wobei angenommen wird, dass diese Erhöhung zumindest zu einem großen Teil der zusätzlichen Kalkmasse zuzuschreiben ist.

Abbildung 10: TS-Gehalt der Feuchtsubstanz in % nach Entwässerung ohne und mit Kalkzugabe (n = 238)



@ TU Wien

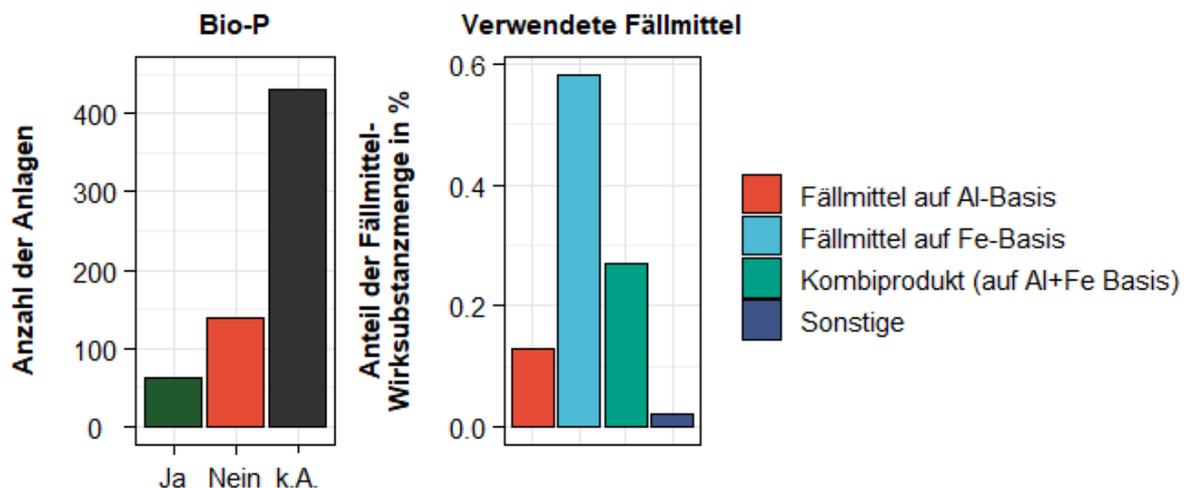
Klärschlamm-trocknung

Die Daten zeigen, dass eine Klärschlamm-trocknung nur in wenigen (19) der befragten Kläranlagen durchgeführt wird. Elf Kläranlagen haben eine solare Trocknung, vier eine Konvektionstrocknung, zwei einen Bandtrockner und eine Anlage verwendet ein anderes Trocknungsverfahren, auf das nicht genauer eingegangen wurde.

Phosphorelimination

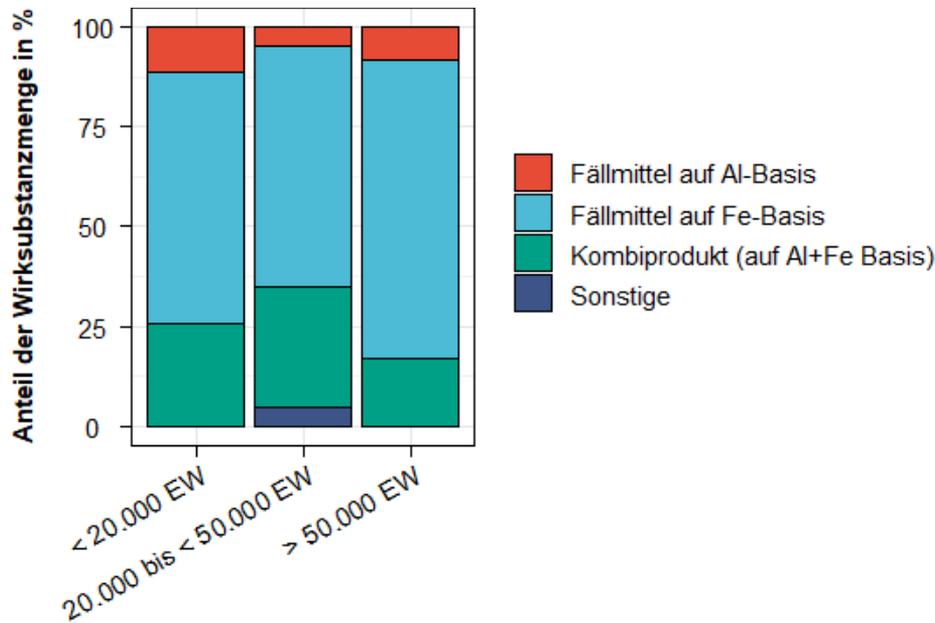
Abbildung 11 zeigt, dass von den befragten Anlagen knapp über 30 % der Kläranlagen eine erhöhte biologische Phosphorentfernung (Einsatz eines Bio-P-Beckens) betreiben. Bezogen auf die Wirkstoffmenge setzen die meisten Anlagen Fällmittel auf Eisen (Fe)-Basis ein, gefolgt von Kombiprodukten aus Aluminium (Al) und Fe. Reine Al-Fällmittel machen nur einen geringen Anteil von rund 12 % der eingesetzten Wirkstoffmenge aus. Die Häufigkeit der Fällmittel-Nutzung je nach Kläranlagen-größenklasse ist in Abbildung 12 dargestellt. Die Nutzung der unterschiedlichen Fällmittelarten ist über die Kläranlagen-größenklassen vergleichsweise ähnlich verteilt.

Abbildung 11: Anzahl der Anlagen bei denen die Verfahrensführung auf Bio-P ausgerichtet ist (links; n = 633), Art der für die chemische Phosphorelimination eingesetzten Fällmittel (rechts; n = 132) anteilmäßig nach Fällmittel-Wirkstoffmenge



@ TU Wien

Abbildung 12: Anteil der genutzten Fällmittel bezogen auf die Wirksubstanzmenge je Kläranlagen Kategorie



© TU Wien

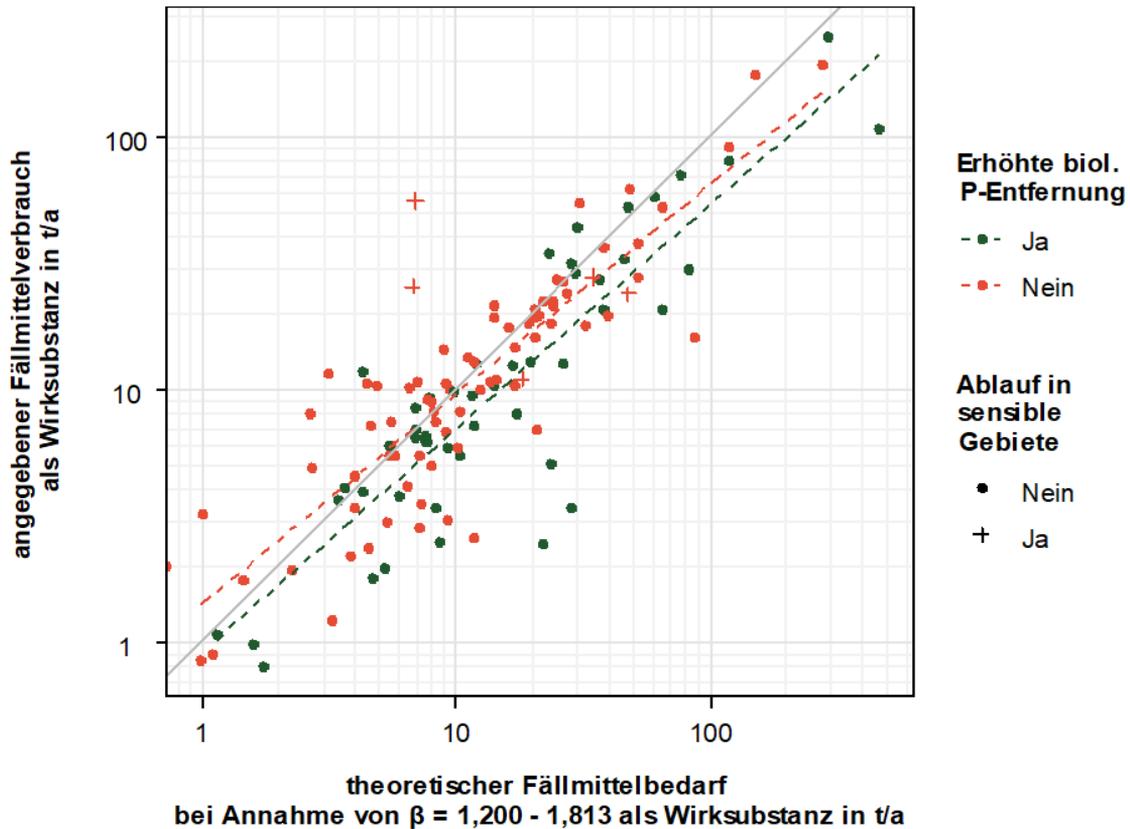
Die benötigte Fällmittelmenge einer Kläranlage ist unter anderem von den vorgegebenen Ablaufgrenzwerten abhängig. Gemäß Tabelle 11 ist in sensiblen Gebieten mit strengeren Grenzwerten auch mit einem vermehrten Fällmitteleinsatz zu rechnen. Dies wird unter anderem durch den β -Wert ausgedrückt. Er beschreibt das Verhältnis der Fe/Al-Zugabe in Mol zur fällbaren P-Menge in Mol.

Tabelle 11: Die Ablaufgrenzwerte für Phosphor (gemäß der 1. AEV (1996)) und spezifische Fällmittelmengen $\beta_{\text{Fäll}}$ (gemäß DWA-A 202 (2011))

KA Kategorie	Grenzwert P-Ablaufwerte	Fällmittelmengen $\beta_{\text{Fäll}}$	Kommentar
KA < 5.000 EW	2,0 mg/l	1,2	-
KA \geq 10.000 EW mit Ablauf in ein sensibles Gebiet (z.B. Bodensee & Neusiedlersee)	0,5 mg/l	1,5 – 2,5	Senkung auf 1,0 mg/l mit $\beta = 1,5$ Nachfällung von 1,0 auf 0,5 mg/l mit $\beta = 2,5$
KA \geq 5.000 EW ohne Ablauf in ein sensibles Gebiet (z.B. Bodensee & Neusiedlersee)	1,0 mg/l	1,5	-

In Abbildung 13 wird der theoretische Fällmittelbedarf, berechnet aus den Zulauffrachten (P und BSB₅; siehe Anhang B), mit dem angegebenen Fällmittelverbrauch der Betreiber (n = 127) verglichen. Dargestellt sind jeweils die Mengen der Wirksubstanz (Fe, Al oder Kombiprodukt). Es wird außerdem in der Darstellung unterschieden, ob auf der jeweiligen Anlage eine Verfahrensführung mit dem Ziel einer erhöhten biologischen Phosphorentfernung (Bio-P) zur Anwendung kommt oder nicht. Die Darstellung zeigt, dass der Großteil der Anlagen mit ihrem angegebenen Verbrauch unter dem theoretischen Bedarf liegen. Anlagen mit erweiterter biologischer Phosphorentfernung weisen im Mittel einen geringeren Fällmittelverbrauch auf als jene ohne. Für eine Reihe von Anlagen mit Bio-P ist jedoch eine damit verbundene Einsparung von Fällmitteln nicht zu erkennen. Einige Anlagen liegen mit dem angegebenen Verbrauch deutlich über, aber auch unter dem theoretischen Bedarf, wobei dies vielfältige Gründe haben kann (Fehlerhafte Messung oder Angabe des Verbrauchs, fehlerhafte Zulauffrachten in der EMREG-OW-Datenbank, unzureichende Abbildung der Schwankungen der Phosphorfrachten, erhöhte Anforderungen an die Ablaufkonzentrationen etc.).

Abbildung 13: Vergleich des theoretischen Fällmittelbedarfs, berechnet aus den Zulauffrachten (P und BSB₅), und dem angegebenen Fällmittelverbrauch der Betreiber (n = 127). Die Gerade zeigt das 1:1 Verhältnis, die strichlierten Linien zeigen die mittlere Situation über die Gruppen mit oder ohne Bio-P. Kläranlagen mit einem Ablauf in sensible Gebiete werden als Kreuze dargestellt.



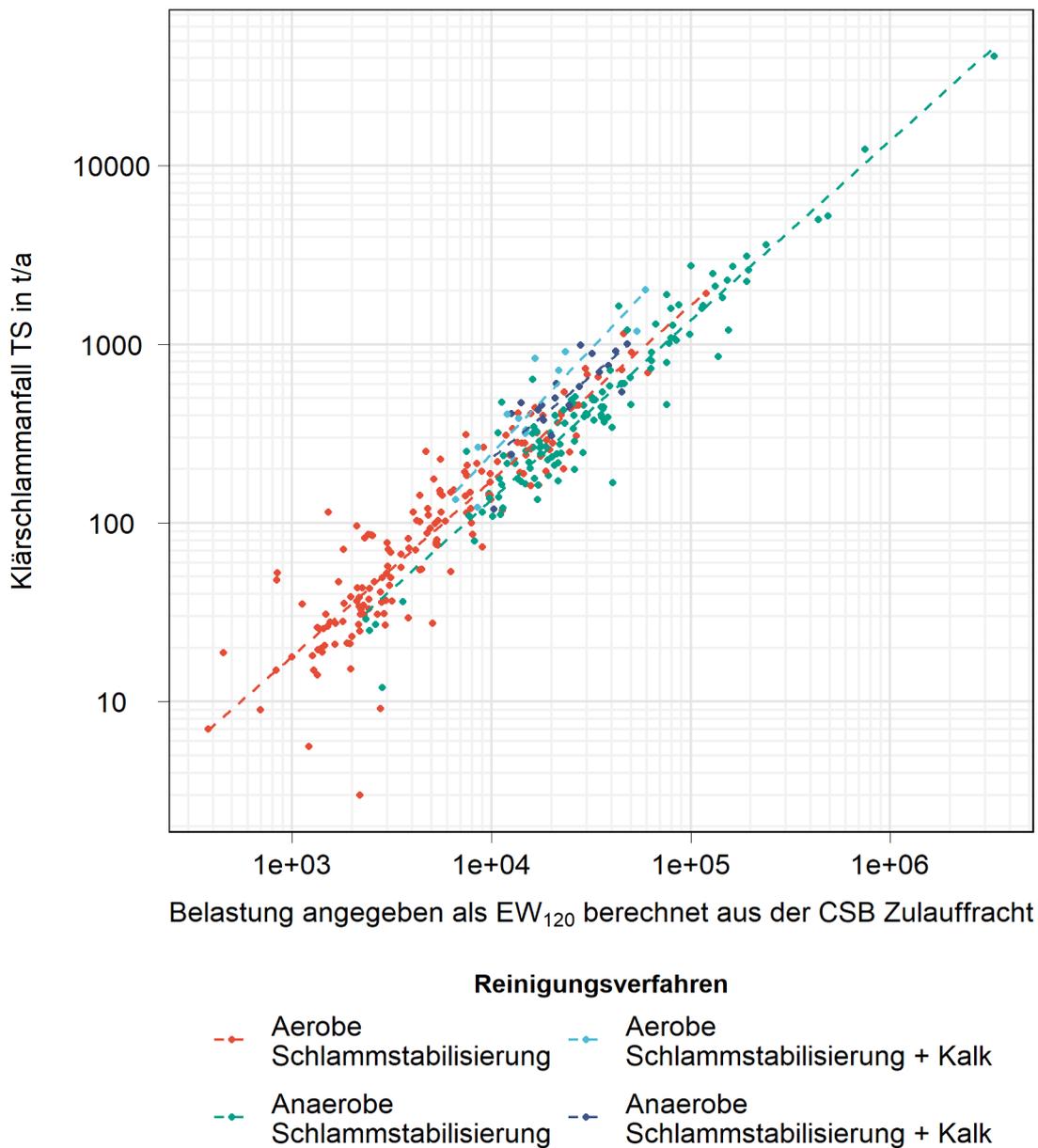
© TU Wien

5.4 Klärschlammbehandlung

Um zu überprüfen, wie weit Daten zum Klärschlammfall durch die Betreiber mit den Daten aus dem Emissionsregister Oberflächengewässer (EmRegV-OW, 2017) zusammenpassen, wurde diese beiden Datensätze einander gegenübergestellt. Der Vergleich des angegebenen Klärschlammfalls in t TS/a und der Belastung aus dem EMREG-OW als EW_{120} zeigt den linearen Zusammenhang dieser Parameter (Abbildung 14). Ebenso lassen sich die Unterschiede im Klärschlammfall in Abhängigkeit des betriebenen Stabilisierungsverfahrens erkennen. Während die Kläranlagen mit anaerober Schlammstabilisierung tendenziell den geringsten Klärschlammfall pro EW_{120} aufweisen

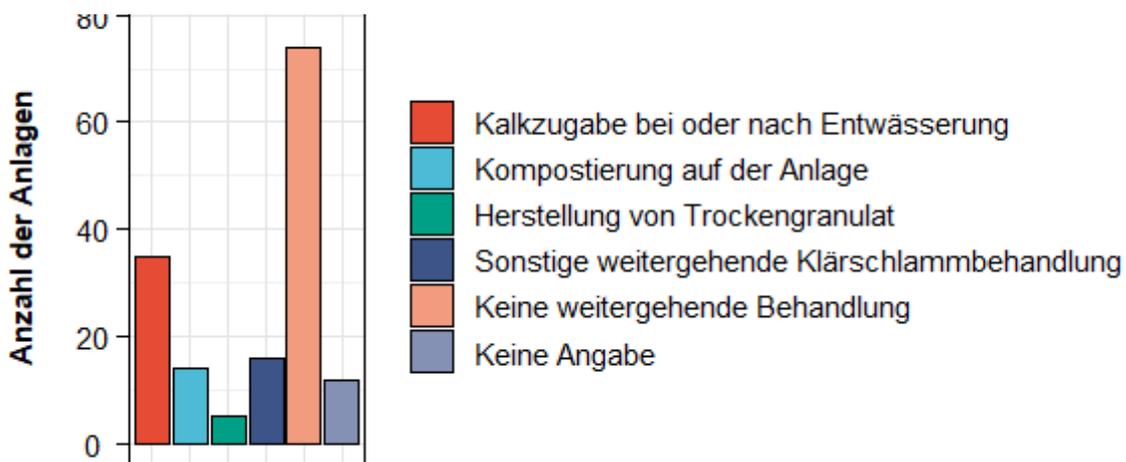
(37 g TS/(EW₁₂₀ · d)), liegt jener bei aerober Stabilisierung leicht darüber (48 g TS/(EW₁₂₀ · d)). Bei Kläranlagen mit Kalkzugabe bei der Entwässerung ist außerdem der dadurch erhöhte Schlammanfall deutlich zu erkennen (57 g TS/(EW₁₂₀ · d) mit anaerober Behandlung und 61 g TS/(EW₁₂₀ · d) mit aerober Behandlung).

Abbildung 14: Zusammenhang des Klärschlamm-Trockensubstanzanfalls in t TS/a und der Belastung der Kläranlagen (als EW₁₂₀). Die strichlierten Linien zeigen den linearen Zusammenhang für die unterschiedlichen Stabilisierungsverfahren



Die Auswertung der Frage nach einer weitergehenden Klärschlammbehandlung hat ergeben, dass der Großteil der Kläranlagen neben der biologischen Stabilisierung des Klärschlammes und einer Entwässerung keine weiteren Behandlungsschritte durchführt (74 Kläranlagen; Abbildung 15). Bei 35 Kläranlagen wird dem Klärschlamm im Zuge der Entwässerung Kalk zugesetzt. 26 dieser Anlagen verwenden eine Kammerfilterpresse für die Entwässerung. Eine Kompostierung beziehungsweise die Herstellung von Trockengranulat wird von neun beziehungsweise vier der Kläranlagen direkt am Standort durchgeführt.

Abbildung 15: Arten der weitergehenden Klärschlammbehandlung und Anzahl der entsprechenden Anlagen (n = 150 Kläranlagen). Mehrfache Nennung möglich



© TU Wien

5.5 Klärschlammverwertung und -Entsorgung

Ein zentrales Element dieser Umfrage war die Erfassung von Klärschlammverwertungs- und -entsorgungswegen. Dabei wurden zusätzlich die Kosten der Entsorgung und die Transportdistanzen abgefragt. Als Grundlage für die Verwertungs- bzw. Entsorgungswege wurden die Angaben aus dem Teilnehmerbericht, den Bundesländerdaten sowie den Auswertungen des UBA verwendet und verschnitten. Da es sich bei der Bestimmung der Verwertungs- und Entsorgungswege um einen zentralen Kernpunkt der Studie handelt, und hier auch ein entsprechender Aufwand zur Abbildung des Status Quo betrieben wurde, wird hier näher darauf eingegangen. Für die verschiedenen Verwertungs- und Entsorgungsarten wurden folgende Gruppen definiert (Tabelle 12):

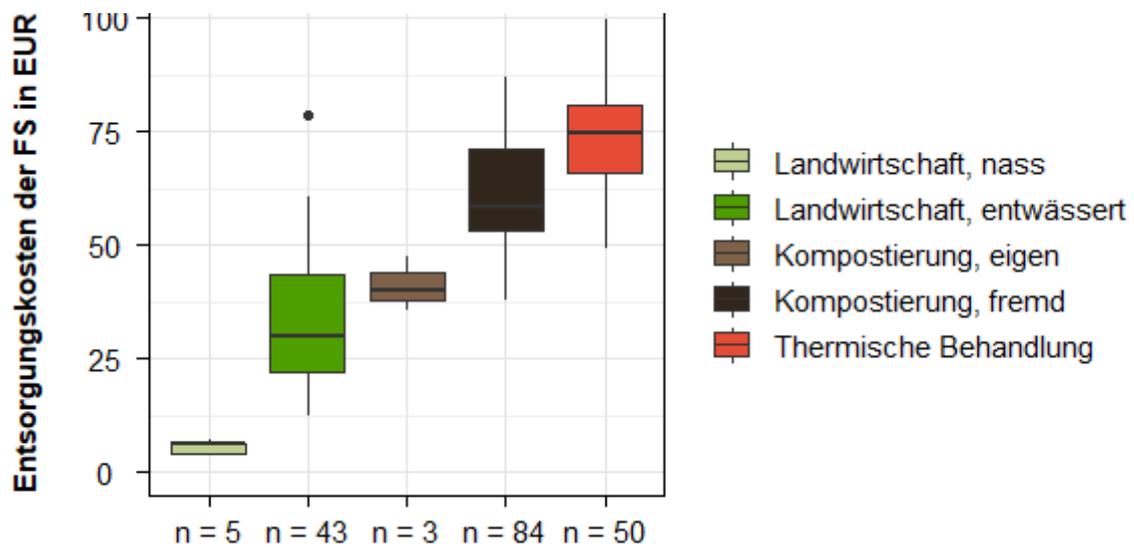
Tabelle 12: Kategorisierung und Bezeichnung der Gruppen der Klärschlammentsorgung

Kürzel	Spezifische Bezeichnung	Gruppe	Beschreibung
LAWN	Landwirtschaft nass	Landwirtschaft nass	Verwendung in der Landwirtschaft als Nassschlamm
LAWE	Landwirtschaft entwässert	Landwirtschaft entwässert	Verwendung in der Landwirtschaft als entwässerter Schlamm
VEDG	Vererdung	Sonstige	Vererdung des KS und Verwendung im Landschaftsbau
GRAN	Granulierung und Verwertung in LW	Sonstige	Trocknung des Schlammes und Verwendung in der Landwirtschaft o.ä.
KOMPE	Kompostierung im Eigenbetrieb	Kompostierung Eigenbetrieb	Kompostierung im eigenen Betrieb
KOMPFF	Kompostierung im Fremdbetrieb	Kompostierung Fremdbetrieb	Kompostierung in einem fremden Betrieb
MONO	Therm. Verwertung (Mono)	Therm. Behandlung	Monoverbrennung des KS
MULV	Therm. Verwertung in Abfallverbrennungsanlage	Therm. Behandlung	Verbrennung des KS in einer Abfallbehandlungsanlage
MITV	Therm. Verwertung als Ersatzbrennstoff (Mitverbrennung)	Therm. Behandlung	Mitverbrennung des KS als Ersatzbrennstoff
ZMTW	Therm. Verwertung im Zementwerk	Therm. Behandlung	Mitverbrennung des KS in einem Zementwerk
PYRO	Pyrolyse	Therm. Behandlung	Pyrolyse des KS
MBA	Mechanisch-biologische Stabilisierung	Sonstige	Mechanisch-biologische Behandlung und Ablagerung des KS
LAGER	Lager	Sonstige	Zwischenlagerung des KS

Abbildung 16 & Abbildung 17 zeigen die Klärschlammverwertungs- und Entsorgungskosten der Kläranlagen je Verwertungs- bzw. Entsorgungsart. Bei genauerer Betrachtung der Ergebnisse zeigt sich, dass die höchsten Verwertungs- bzw. Entsorgungskosten bei Kompostierung durch einen Fremdbetrieb (oft über Entsorger) sowie die thermische Verwertung entstehen. Diese Verwertungs- und Entsorgungswege haben im Durchschnitt vergleichsweise hohe Kosten (durchschnittlich > 50 €/t FS bzw. > 200 €/t TS), auch wenn einzelne Kläranlagen geringere Kosten aufweisen. Die eigene Kompostierung und die

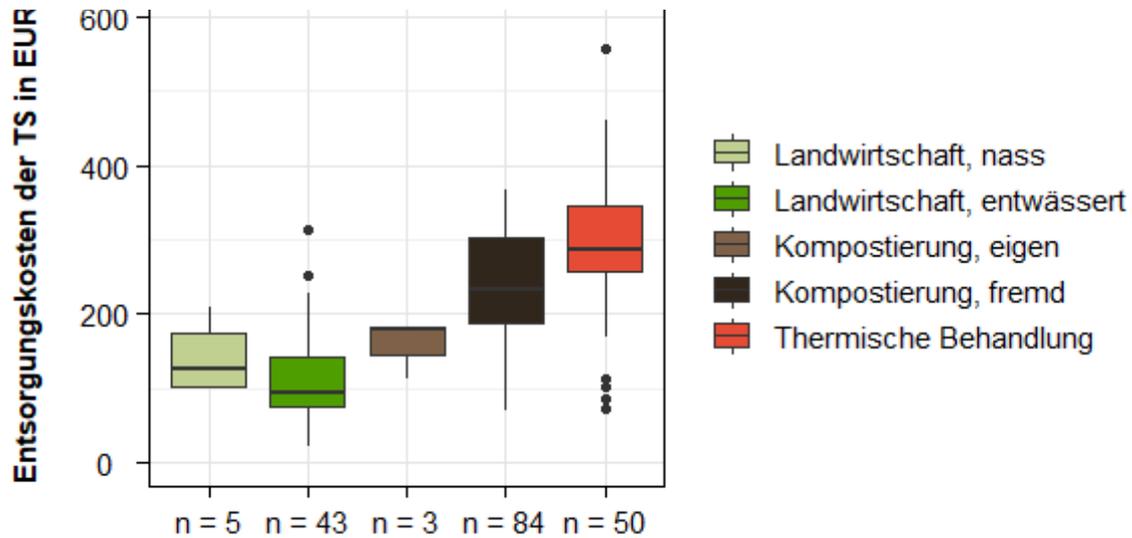
Verwertung in der Landwirtschaft liegen im Schnitt deutlich unter den zuvor genannten Kosten. Eine Verwertung von Nassschlamm weist dabei nur bezogen auf die Feuchtsubstanz günstigere Kosten auf als die Verwertung von entwässertem Schlamm. Zieht man die Trockensubstanz als Bezugsgröße heran, verschwindet dieser Unterschied aufgrund des geringen TS-Gehaltes des Nassschlammes. Aufgrund der geringen Datenlage für die Nassschlammverwertung (5 Anlagen) ist diese Aussage jedoch wenig abgesichert. Der Ausreißer bei der Verwertung „Landwirtschaft entwässert“ in Abbildung 16 erklärt sich dadurch, dass die Klärschlamm Entsorgung bei dieser Kläranlage für einen Fixpreis an ein Entsorgungsunternehmen abgegeben wird und dieses dann die Entsorgungsart frei wählt.

Abbildung 16: Klärschlammverwertungs- und -entsorgungskosten der Kläranlagen bezogen auf die Feuchtsubstanz (FS; n = 185) gruppiert nach Verwertungs- bzw. Entsorgungsart



@ TU Wien

Abbildung 17: Klärschlammverwertungs- und -entsorgungskosten der Kläranlagen bezogen auf die Trockensubstanz (TS; n = 185) gruppiert nach Verwertungs- bzw. Entsorgungsart



© TU Wien

Diese Kosten wurden weiters mit den Ergebnissen des ÖWAV Abwasserbenchmarkings verglichen (Lindtner (2019); Tabelle 13). Der ÖWAV gibt für die Jahre 2013 bis 2018 einen Durchschnittswert für die Kosten aller Verwertungs- und Entsorgungswege in Höhe von 54 €/m³ an, was gut mit den Daten übereinstimmt, die in dieser Studie erhoben wurden (53 €/m³).

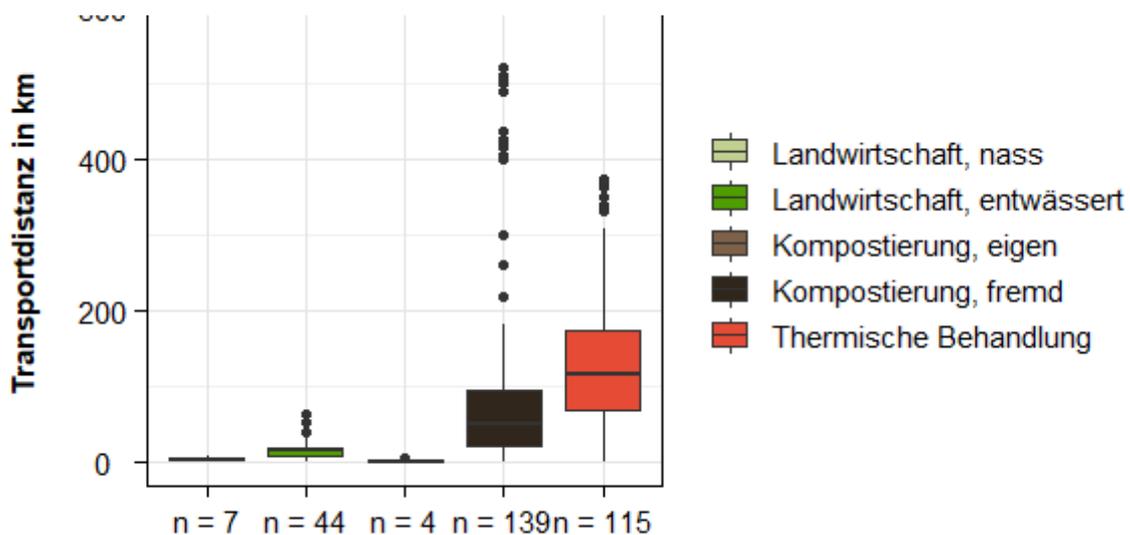
Tabelle 13: Vergleich der durchschnittlichen Entsorgungskosten aus dem ÖWAV-Benchmarking und dieser Erhebung, unterschieden nach Entsorgungsweg (Median Werte)

	Landwirtschaft, entwässert in €/m ³	Kompost in €/m ³	Entsorgungsunternehmen in €/m ³	Verbrennung in €/m ³
ÖWAV-Benchmarking (Anzahl der Werte)	30 (15)	49 (19)	68 (25)	70 (15)
Befragung (Anzahl der Werte)	32 (40)	41 (Eigenkomp.) 60 (Fremdkomp.) (3) bzw. (29)	67 (37)	70 (16)

© Daten ÖWAV Benchmarking: Lindtner (2019)

Die Verteilung der Transportdistanzen (Abbildung 18), unterschieden nach Verwertungs- bzw. Entsorgungsart, weist in etwa die gleichen Charakteristika auf wie die Verteilung der Kosten. So fällt auf, dass jene Kläranlagen mit höheren Kosten durch Abgabe an Entsorgungsunternehmen, Verbrennung oder Fremdkompostierung mit im Median 30 – 100 km auch die längeren Transportwege aufweisen. Die Verwertung in der Landwirtschaft findet dagegen meist in der näheren Umgebung der Kläranlage ihre Abnehmer (< 20 km).

Abbildung 18: Distanzen zur Verwertungs- bzw. Entsorgungsstelle (n = 309)



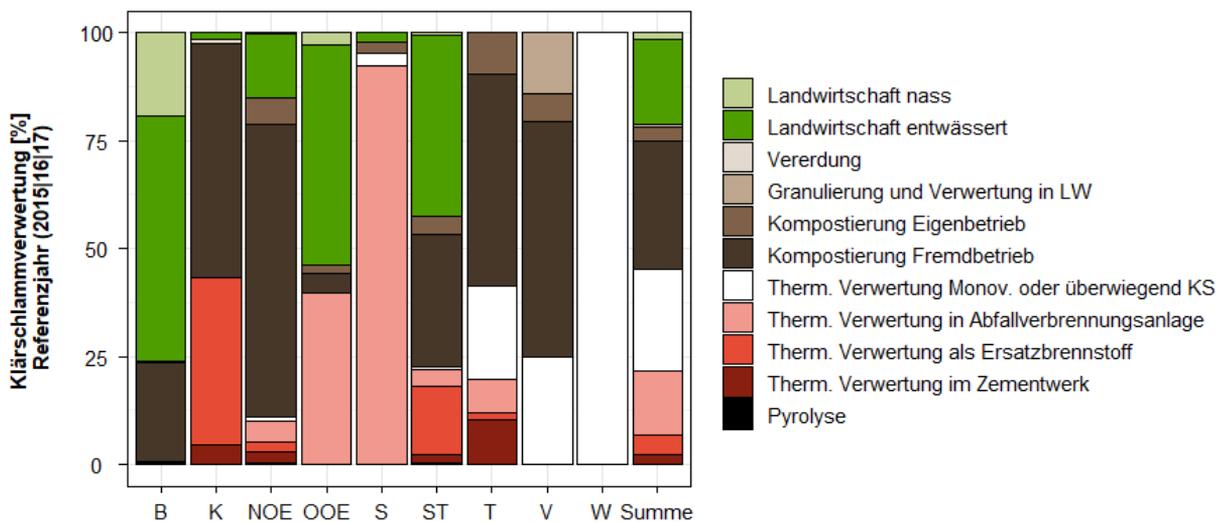
© TU Wien

Die finalen Verwertungs- bzw. Entsorgungswege dieser Studie, als Grundlage für die weitere Bearbeitung der Kosten sowie Umweltauswirkungen der Abwasserreinigung und Klärschlammverwertung, sind Abbildung 19 zu entnehmen. Zur abschließenden Bewertung der Güte des Modells der Klärschlammverwertung wurde im Anschluss ein Vergleich der offiziellen mit den erhobenen/modellierten Werten auf Basis der Trockensubstanz durchgeführt (Tabelle 14). Es zeigt sich, dass die TS-Menge des Modells nur um rund 1 % von der offiziellen Referenzmenge aus dem Jahr 2016 abweicht. Die mengenmäßige Erfassung des Klärschlammes ist damit hinreichend genau.

Bei den Verwertungsarten gab es geringfügige Unterschiede. Die landwirtschaftliche Verwertung wurde hierbei leicht unterschätzt, während die Mengen in der „Sonstigen“ Verwertung leicht überschätzt wurden. Diese Abweichungen mögen in der Tatsache begründet sein, dass die Verwertungsmengen in den unterschiedlichen Kategorien von

Jahr zu Jahr leicht schwanken, da Entsorger unterschiedliche Betriebe zur Entsorgung beliefern. Nebenbei mag es jedoch auch durch die Bundesländer zu falschen Kategorisierungen kommen, da oftmals bei Abgabe an den Entsorger die genaue Verwertungsart nicht bekannt ist. Insbesondere bei der Kompostierung von Klärschlamm ist oftmals unklar, ob dieser Kompost landwirtschaftlich oder doch eher zur Rekultivierung von Flächen genutzt wird.

Abbildung 19: Anteil der Entsorgungsart je Bundesland (n = 633)



© TU Wien

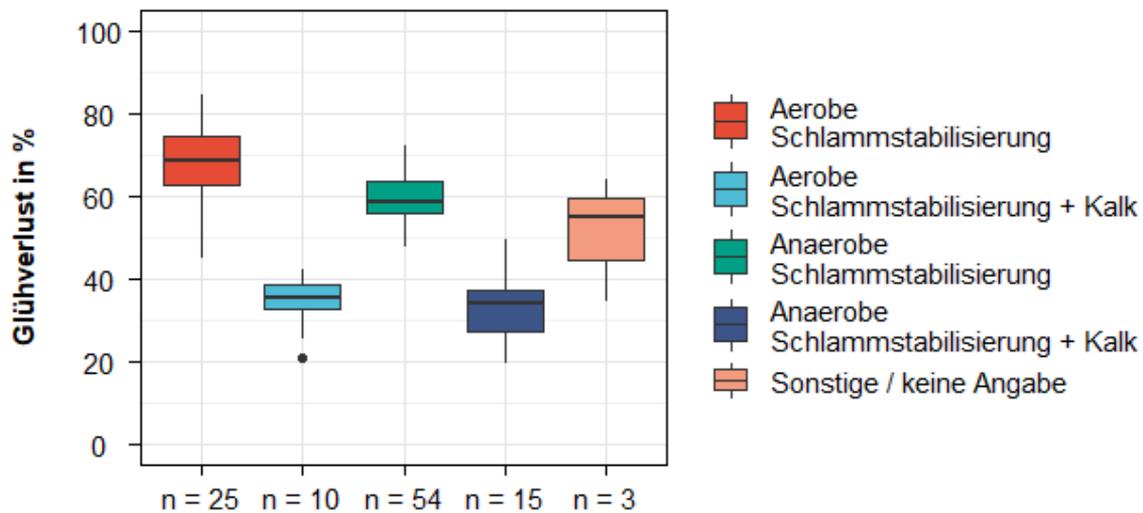
Tabelle 14: Vergleich der offiziellen Daten für die Klärschlammverwertung aus dem BAWP mit den erhobenen und modellierten Werten aus der Studie StraPhos

	Offizielle Daten 2016 (BMNT, 2018)	Erhebung StraPhos 15/16/17 (inkl. Proxywerte)	Abweichung zu offiziellen Daten
Landwirtschaft	48.313	43.691	-10 %
Deponie	63	0	-
Thermisch	127.248	123.249	-4 %
Sonstige	62.315	69.764	+12 %
Summe	237.939	236.704	-1 %

5.6 Klärschlammqualität

Im Kläranlagenfragebogen wurde des Weiteren nach dem Glühverlust (Abbildung 20) und dem Phosphorgehalt (Abbildung 22) des anfallenden Klärschlammes gefragt. Zunächst muss unterschieden werden zwischen Klärschlämmen, die lediglich entwässert wurden und solchen, die zusätzlich mit Kalk behandelt wurden, da der Glühverlust erheblich geringer ist, wenn Kalk beigemischt wird. Die Klärschlammprodukte, die mit Kalk behandelt wurden, weisen einen Glühverlust von rund 35 bzw. 34 % der TS-Masse auf (aerobe bzw. anaerobe Stabilisierung). Nicht mit Kalk behandelte Klärschlämme haben einen Glühverlust von 45 % bis 85 %, wobei der Median für Anlagen mit Faulung (59 %) niedriger als für Anlagen mit aerober Schlammstabilisierung ist (68 %).

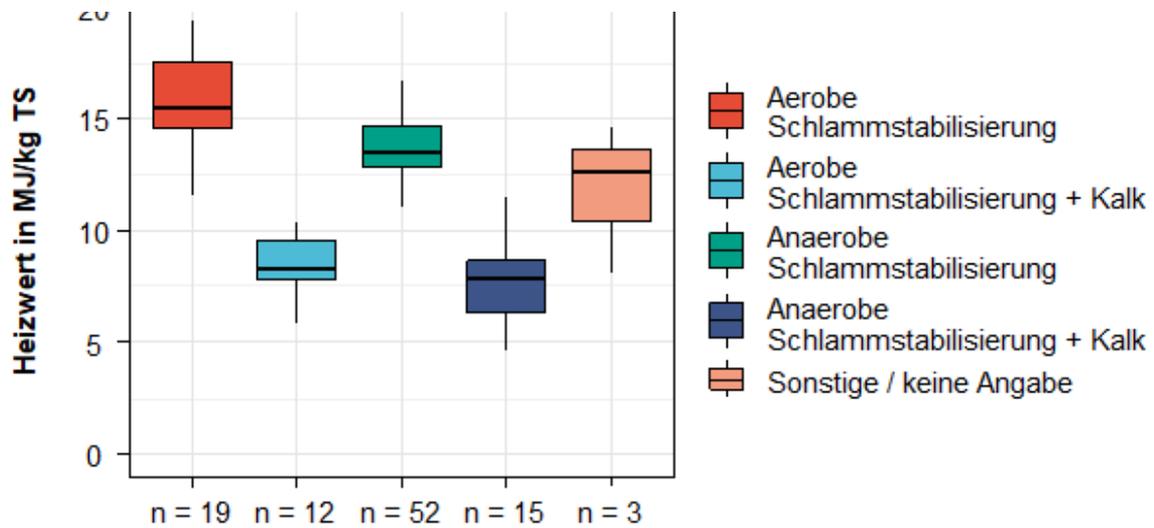
Abbildung 20: Glühverlust der Klärschlämme (Mittelwert aus 3 Proben) unterteilt nach Stabilisierungsverfahren und Kalkzugabe; n = 107



© TU Wien

Aus dem Glühverlust kann der Heizwert des Klärschlammes abgeleitet werden. Diese Ableitungen erfolgte nach den Heizwert-Tabellen von PONDUS (2020). Für aerob behandelte Schlämme ergibt sich dadurch ein Heizwert im Bereich von 16 MJ/kg TS, für anaerob behandelte ein Wert von 13 MJ/kg TS (Abbildung 21). Mit einer Kalkstabilisierung reduziert sich der Heizwert entsprechend auf rund 8 (aerob) bzw. 7,5 (anerob) MJ/kg TS.

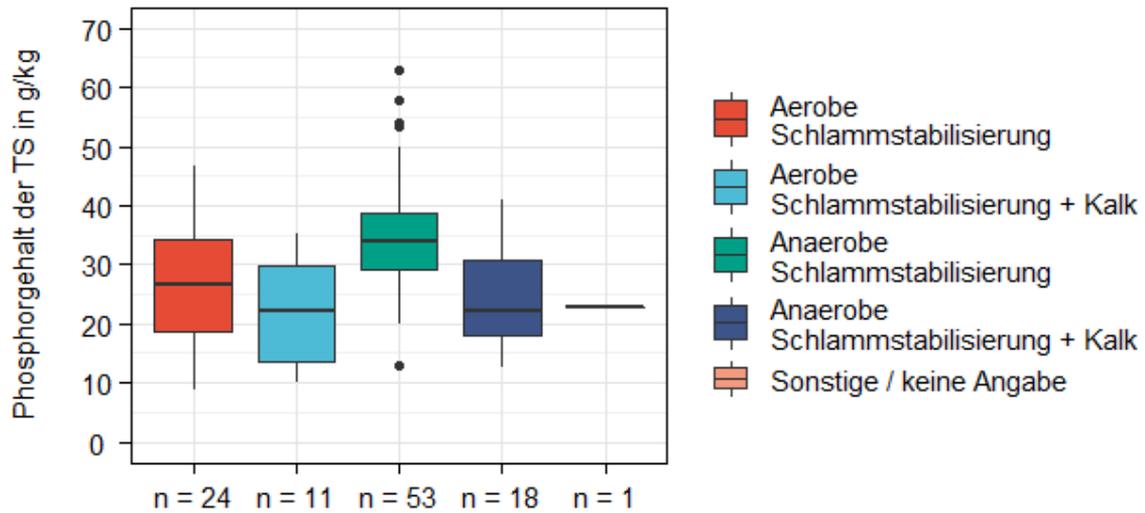
Abbildung 21: Heizwert der Klärschlämme unterteilt nach Stabilisierungsverfahren und Kalkzugabe; n = 101



© TU Wien

Die Phosphorgehalte der Klärschlämme liegen im Median in einem Bereich zwischen 22 g/kg TS (simultan aerobe Schlammstabilisierung + Kalkzugabe) und 35 g/kg TS (Faulung ohne Kalkzugabe). Bei anaerobem Reinigungsverfahren sind jedoch teilweise wesentlich höhere P-Gehalte (40 – 65 g/kg TS) möglich. Es zeigt sich außerdem, dass einige wenige Anlagen aufgrund der Kalkzugabe einen Phosphorgehalt unter 20 g/kg TS erreichen, jener Wert der in Deutschland als Grenzwert für eine Verpflichtung zur Phosphorrückgewinnung herangezogen wird.

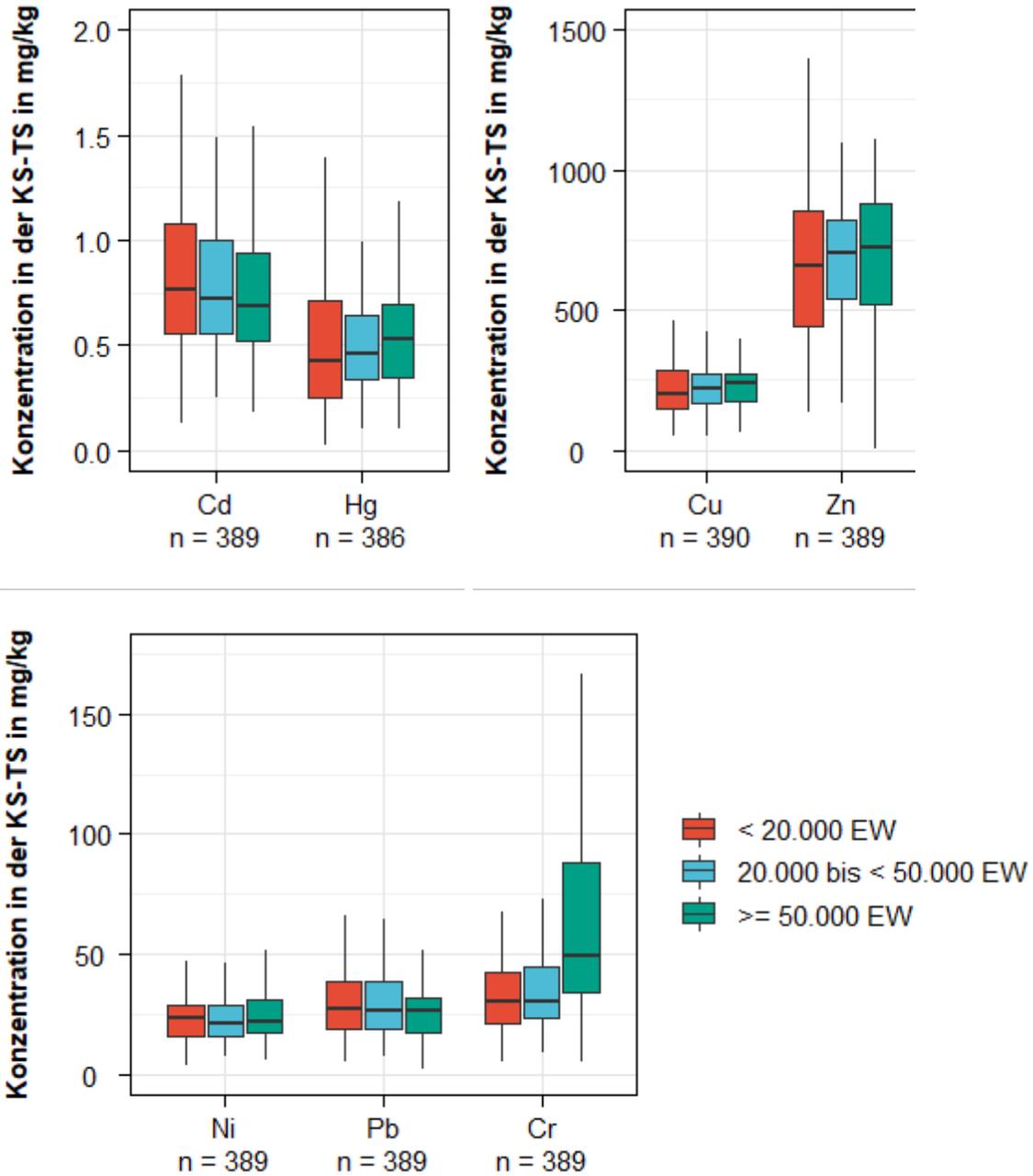
Abbildung 22: Phosphorgehalt der Klärschlämme (Mittelwert aus 3 Proben) unterteilt nach Stabilisierungsverfahren und Kalkzugabe; n = 107



© TU Wien

In Abbildung 23 ist die Auswertung der übermittelten Daten in Bezug auf die Schwermetalle dargestellt. Es handelt sich hierbei um Konzentrationen in der Trockensubstanz (TS). Es konnte für die meisten Metalle kein Unterschied in den Klärschlammkonzentrationen zwischen den Größenklassen der Kläranlagen ermittelt werden. Nur beim Chrom weist die Kategorie $\geq 50.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ eine deutlich höhere Konzentration im Klärschlamm auf – sowohl im Mittel als auch die Schwankungsbreite – als die Kläranlagen $< 50.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$.

Abbildung 23: Übersicht über die Schwermetallgehalte von Klärschlämmen, gruppiert nach der Kläranlagengröße.



© TU Wien

6 Szenarien

6.1 Technische und strategische Vorüberlegungen

Vorhergehende Arbeiten haben gezeigt, dass eine hohe P-Rückgewinnungsrate ($> 50\%$ bezogen auf den Kläranlagenzulauf) vor allem mit Rückgewinnungsverfahren, die P aus monoverbrannter Asche rücklösen, effizient umgesetzt werden kann (Egle et al., 2014). Zusätzlich gibt es für Verfahren, die direkt auf der Kläranlage umgesetzt werden, meist eine Mindestgröße, ab der eine Rückgewinnung wirtschaftlich sinnvoll zu betreiben ist (üblicherweise im Bereich > 100.000 EW). Hinzu kommt, dass für viele Rückgewinnungsverfahren auf der Kläranlage eine P-Entfernung durch vermehrte biologische Phosphoraufnahme (Bio-P) erforderlich ist, da eine chemische P-Fällung die Rückgewinnung beeinträchtigt. Die Erhebungen zum Status Quo zeigten, dass zwar rund 30 % der Kläranlagen ein Bio-P Becken aufweisen, jedoch die eingesetzte Fällmittelmenge auf diesen Anlagen nur geringfügig von jenen Anlagen mit ausschließlich chemischer Fällung abweicht (siehe Abbildung 13 Seite 53). Dies begründet sich insbesondere durch die eingeschränkte Funktionsfähigkeit der Bio-P-Entfernung, die aufgrund niedriger Temperaturen im Winter meist nur suboptimal abläuft. Aus diesen Überlegungen ergibt sich, dass sich eine österreichische P-Management-Strategie zumindest teilweise auf die vermehrte Monoverbrennung von Klärschlamm mit anschließender Rückgewinnung aus der Asche stützen muss.

Aufgrund der stark größenabhängigen Kostenstruktur der Abwasserreinigungsanlagen in Österreich, sowie der Mindestkapazitäten für manche Rückgewinnungsverfahren, wurde schon vor Projektbeginn überlegt, die Rückgewinnung nur für bestimmte Anlagen von entsprechender Ausbaugröße vorzuschreiben (Entwurf BAWP, BMLFUW, 2017b). Sprach man sich anfänglich noch für eine Grenze ≥ 100.000 EW_{Ausbau} aus (siehe z.B. ÖWAV Positionspapier, 2014), wurden in der weiteren Diskussion auch Rückgewinnungsstrategien für kleinere Anlagen in Betracht gezogen, um die erfasste Klärschlamm- bzw. Phosphorfracht hoch zu halten. Für das umfassendste Konzept waren jene Kläranlagen mit in Diskussion, die bereits heute strengere Anforderung an Ablaufgrenzwerte aufweisen und auch im Zuge des EmRegV-OW (2017) registrierungspflichtig sind (Anlagen ≥ 2.000 EW₆₀).

Um die Auswirkung unterschiedlicher Ansätze zu analysieren, wurde in Absprache mit den Ministerien und Landesbehörden festgelegt, die Rückgewinnung für folgende Kläranlagengruppen zu untersuchen, wobei sich die Größenklassen in dieser Untersuchung auf die Ausbaugröße beziehen.

- Alle Kläranlagen ≥ 2.000 EW_{Ausbau}
- Alle Kläranlagen ≥ 20.000 EW_{Ausbau}
- Alle Kläranlagen ≥ 50.000 EW_{Ausbau}
- Alle Kläranlagen ≥ 100.000 EW_{Ausbau}

6.2 Stakeholder-Prozess

Ein wesentlicher Aspekt des gegenständlichen Projektvorhabens war es Stakeholder in den Planungsprozess für eine zukünftige Strategie einer Phosphorrückgewinnung einzubeziehen. Bereits in der frühen Projektphase wurde daher das Know-how und die Interessenslage der Stakeholder bei der Szenariendefinition berücksichtigt. Als wesentliche Stakeholder wurden für dieses Projekt die für die Umsetzung von Abwasser- und Klärschlamm Entsorgung zuständigen Verwaltungsbehörden der Bundesländer, die Betreiber von Kläranlagen sowie potentielle Betreiber von Klärschlamm(mono)verbrennungsanlagen identifiziert.

In Gesprächen mit diesen Stakeholdern wurde das Konzept des Projektes vorgestellt, allenfalls eine mögliche Bereitstellung von für das Projekt benötigten Daten besprochen und Überlegungen zur Ausgestaltung der Szenarien präsentiert. In Hinblick auf die Szenarien wurde um kritische Begutachtung und Rückmeldung gebeten und soweit möglich Änderungsvorschläge aufgenommen. Abschließend wurde eine Endfassung der Szenarien, wie sie im Weiteren für die Durchführung einer Bewertung verwendet werden sollen, den Stakeholdern übermittelt.

6.3 Kapazitäten zur Monoverbrennung

Im Zuge der Stakeholder-Befragung wurden die vorhandenen und geplanten Kapazitäten zur Klärschlammmonoverbrennung in Österreich und im nahen Ausland ermittelt (Tabelle 15). Die interne Menge beschreibt jene Kapazität, die von der jeweiligen Verbrennungsanlage zugeordneten Kläranlage gesichert beansprucht wird (zum Beispiel

Klärschlamm der HKA Wien in der Simmeringer Haide). Die externe Menge gibt hingegen Auskunft darüber, wieviel Klärschlamm noch von extern zusätzlich bezogen werden kann. Für den Standort Simmeringer Haide stellte sich nach Finalisierung der Szenarien noch heraus, dass neben der bestehenden externen Menge von 65.000 t TS potentiell Kapazitäten für weitere 65.000 t TS pro Jahr bereitgestellt werden könnten. Diese Mengen fanden in der Betrachtung aufgrund der zeitlichen Einschränkung keine Berücksichtigung mehr. Für Anlagen im nahen benachbarten Ausland wurde zudem angenommen, dass diese bis zu 10 % ihrer Kapazitäten durch österreichische Mengen aufnehmen können. Neben den hier angeführten Anlagen gab es im Vorfeld auch in den Bundesländern Vorarlberg, Tirol und Oberösterreich Überlegungen zum Bau einer Monoverbrennungsanlage. Da es zum Zeitpunkt des Studienabschlusses jedoch noch keine konkreten Angaben zu möglichen Kapazitäten oder sichere Planungen gab, wurden diese Überlegungen nicht berücksichtigt.

Tabelle 15: Vorhandene und geplante Kapazitäten zur Klärschlammmonoverbrennung

Anlage	Land	Interne Mengen an Trockensubstanz in t/a	Externe Mengen an Trockensubstanz in t/a	Kommentar
Simmeringer Haide, Wien	AT	42.000	65.000*	Bestand/Umbau
Straß (Steiermark)	AT	1.500	3.500	Bestand
Großwilfersdorf	AT		7.500	Bestand
St.Veit an der Glan	AT		12.500 (genehmigt) 12.500 (potentiell, nach Marktentwicklung)	Umbau/ Konzeptanpassung
Dürnrrohr	AT		bis zu 35.000	Neubau
Werdhölzli	CH		10 % = 3.000	Bestand
München	DE		10 % = 3.550	Bestand
Altenstadt	DE		10 % = 5.500	Bestand

* + potentiell weitere 65.000 t TS

Vergleicht man nun die voraussichtlich verfügbare Mindestkapazität (**Anlagen ohne Neubau EVN**) von rund 157.000 t Trockensubstanz pro Jahr mit den Klärschlammengen der zuvor festgelegten Größenklassen, zeigt sich, dass die Kapazitäten des berücksichtigten Bestands theoretisch für alle Kläranlagen $\geq 50.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ ausreichen

würden (Tabelle 16). Eine eventuelle Reserve für Revisionen oder Ähnliches ist hier nicht berücksichtigt.

Tabelle 16: Vergleich des Klärschlammanfalls der festgelegten Größengruppen mit den voraussichtlich verfügbaren Monoverbrennungs-Mindestkapazitäten

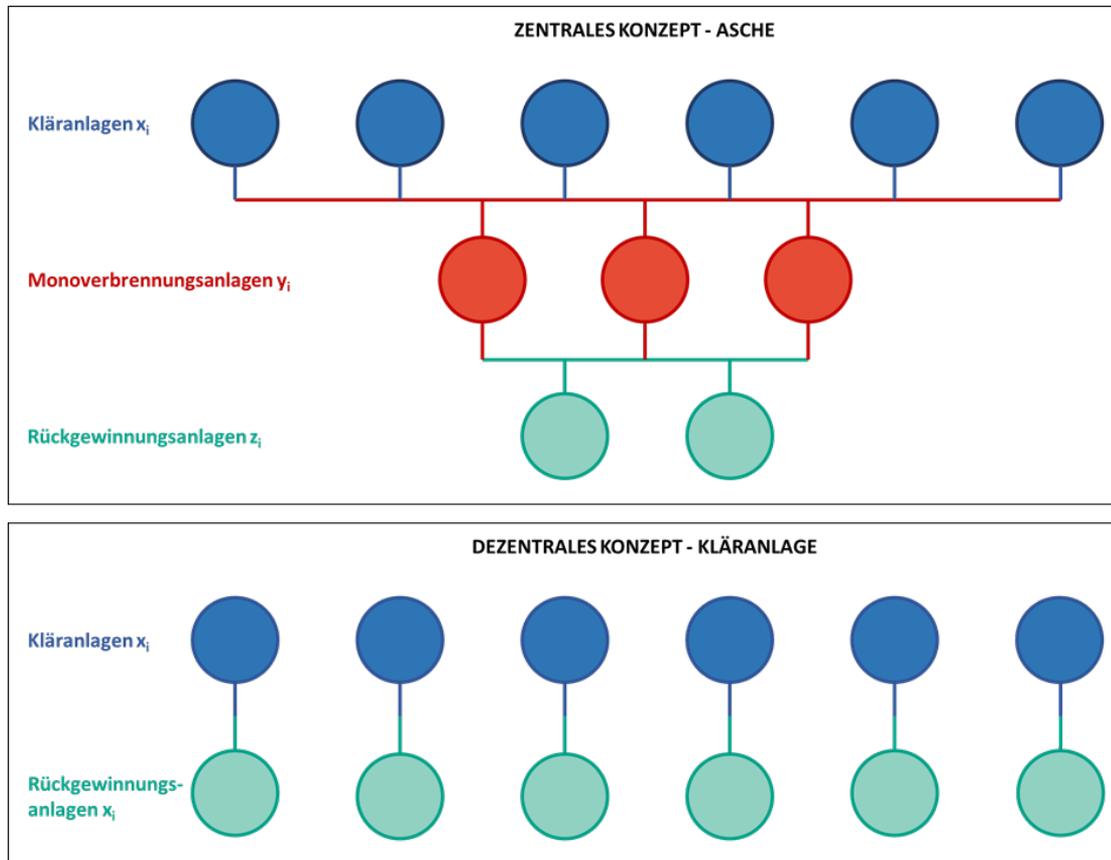
Anlagengröße	Klärschlammanfall als Trockensubstanz in t/a	Differenz des Anfalls zur voraussichtlich verfügbaren Monoverbrennungs-Mindestkapazität in t/a
≥ 2.000 EW _{Ausbau}	208.000	51.000
≥ 20.000 EW _{Ausbau}	178.000	21.000
≥ 50.000 EW _{Ausbau}	142.000	-15.000
≥ 100.000 EW _{Ausbau}	123.000	-34.000

6.4 Szenariendefinition

Die vorliegenden Szenarien wurden im Sinne einer breiten Abbildung potentieller Konzepte zur Umsetzung der P-Rückgewinnung in Österreich definiert. Ziel ist sowohl die Darstellung von zentralen sowie dezentralen Konzepten, um in weitergehenden Betrachtungen deren technische Anforderungen und ökonomische und ökologische Auswirkungen aufzuzeigen. Überwiegend zentrale Konzepte stützen sich dabei auf die gemeinsame Monoverbrennung von Klärschlamm vieler Kläranlagen in einigen Verbrennungsanlagen, sowie die Rückgewinnung von Phosphor aus der Klärschlammasche in 1 – 3 Rückgewinnungsanlagen. Vermehrt dezentrale Konzepte arbeiten hingegen mit der P-Rückgewinnung auf vielen einzelnen Kläranlagen (Abbildung 24).

In Anlehnung an die Ziele des Bundesabfallwirtschaftsplan 2017 wurden die Szenarien so definiert, dass eine P-gerechte Nutzung von 65 – 85 % des Klärschlammes erreichbar ist. Die vorliegenden Szenarien decken eine Bandbreite von stark zentralen und vermehrt dezentralen Konzepten ab. Ein Szenario mit alleiniger dezentraler Rückgewinnung wurde jedoch ausgeschlossen, da in Österreich nicht genügend Kläranlagen in geeigneter Größe und mit geeignetem Reinigungsverfahren existieren, um eine P-Rückgewinnung im großen Maßstab umzusetzen. Die Monoverbrennung eines Teils des Klärschlammes wird daher in allen Szenarien vorausgesetzt.

Abbildung 24: Beispielhafte Darstellung von zentralen versus dezentralen Rückgewinnungskonzepten



Neben der Unterscheidung zentral/dezentral, war auch die Frage nach dem Bedarf des Neubaus von Monoverbrennungsanlagen Thema. Es wurden daher auch zwischen den Hauptszenarien „Bestand“ und „Ausbau“ unterschieden. Für das Szenario Bestand wird vor allem von einer Nutzung der bestehenden Monoverbrennungsanlagen im Inland und im grenznahen Ausland ausgegangen. Wie Tabelle 16 zu entnehmen ist, reicht die voraussichtlich verfügbare bestehende Monoverbrennungskapazität für alle Kläranlagen $\geq 50.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$. Für die Umsetzung der P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche für Kläranlagen $\geq 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ bzw. $\geq 2.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ ist unter den angenommenen Kapazitäten daher zumindest eine Neuanlage zu bauen. Da die Regionalkläranlage Linz-Asten, nach der HKA Wien, den größten Klärschlammanfall aufweist, Oberösterreich nach Wien und Niederösterreich das Bundesland mit dem größten Klärschlammanfall ist, und damit eine Monoverbrennungsanlage möglichst wirtschaftlich betrieben werden könnte, und in Linz auf Grund des Betriebs des RHKW Linz die technische und operative Erfahrung für eine Verbrennungsanlage gegeben ist, wurde für das Szenario „Bestand“ und für die Gruppe $\geq 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ neben der Nutzung der bestehenden Anlagen ein Neubau einer Anlage am Standort Linz angenommen.

Neben der Wirtschaftlichkeit der Monoverbrennungsanlagen, spielt jedoch auch der Klärschlammtransport und der Wunsch nach vermehrt regionalen und rein innerösterreichischen Monoverbrennungskonzepten eine Rolle. Daher wurde versucht auch diesem Modell in einem Szenario „Ausbau“ Rechnung zu tragen. Um die theoretischen Exportmengen stattdessen in Österreich aufzunehmen, und den Klärschlammtransport gering zu halten, wurde im Westen Österreichs, wo derzeit keine innerösterreichische Verbrennungskapazität gegeben ist, neben der Linzer Anlage zusätzlich zwei Anlagen, nämlich am Standort Feldkirch (V) und am Standort Innsbruck (T) angenommen. Diese zwei Standorte wurden ebenfalls aufgrund der zugehörigen Kläranlagen mit größtem Klärschlammfall in diesen Bundesländern gewählt (KA Meiningen in Vorarlberg, KA Innsbruck in Tirol). Zudem wird für das Ausbauszenario der Neubau einer Anlage bei Dürnrohr angenommen, da es hier konkrete Pläne der EVN gibt.

Die Tatsache, dass die Standorte Linz, Feldkirch und Innsbruck für die Simulation einer Neuanlage herangezogen wurden liegt nicht daran, dass für diese Standorte eine besondere Eignung für den Bau einer Monoverbrennungsanlage ermittelt wurde. Der Auswahl liegt rein der Klärschlammfall und die Reduktion der Transportdistanzen zugrunde, und soll nur eine beispielhafte Ausgestaltung abbilden. Weitere wichtige Fragestellungen zur Auswahl eines Standortes konnten in dieser Studie aufgrund des Umfangs nicht berücksichtigt werden, es wird von der TU Wien daher dezidiert keine Empfehlung zu diesen Standorten ausgesprochen!

Durch die Berücksichtigung des Unterschiedes zentral versus dezentral und Bestand versus Ausbau ergeben sich für diese Studie drei Hauptszenarien (siehe Überblick Tabelle 17). Jedes Szenario ist dann noch in weitere Unterszenarien unterteilt, die unterschiedliche Gruppen von Größenklassen (bezogen auf die Ausbaupkapazität) zu einer Rückgewinnung verpflichten. Der Beitrag der landwirtschaftlichen Verwertung (nasser, entwässerter oder kompostierter Schlamm auf Flächen mit Nährstoffbedarf = bezeichnet in den Szenarien als „effiziente P-Nutzung“) wird in Hinblick auf P-Nutzung sowie eine Reihe von ökonomischen und ökologischen Kriterien - je nach Szenario in unterschiedlichem Ausmaß (bis hin zum derzeitigen Stand) - ebenfalls abgebildet. Für Kläranlagen, die nicht in das jeweilige Rückgewinnungskonzept eingebunden werden, wird angenommen, dass der Status Quo erhalten bleibt.

Die letztendlich gewählten Szenarien werden im Folgenden kurz charakterisiert und die bei der Ergebnisdarstellung benutzten Abkürzungen eingeführt. Das **erste Hauptszenario** ist die Monoverbrennung auf Basis des Bestandes an Klärschlammverbrennungsanlagen mit einer anschließenden Phosphorrückgewinnung aus der Klärschlammasche (**MV Bestand + PR-KSA**). Neben den Bestandsanlagen wird für das Unterszenario „>20k MV Bestand“ zudem eine Verbrennung im Raum Linz angenommen, um ausreichende Verbrennungskapazitäten zur Verfügung zu haben. Als Rückgewinnungsverfahren werden AshDec, EcoPhos, Phos4Life und eine direkte Integration in die Düngemittelindustrie berücksichtigt, um hier eine Bandbreite unterschiedlicher Verfahrensarten abzudecken. Als Unterszenarien wird zwischen dem Ausmaß der Einbeziehung von Kläranlagen unterschiedlicher Größe unterschieden:

>20k MV Bestand + PR-KSA inkludiert alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße ≥ 20.000 EW in ein Rückgewinnungskonzept. Eine Neubau-Anlage (Linz) wird angenommen, um die benötigte Verbrennungskapazität bereitzustellen.

>20k LW/MV + PR-KSA inkludiert alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße ≥ 20.000 EW in ein Rückgewinnungskonzept, die aktuell Klärschlamm oder Klärschlammkompost nicht landwirtschaftlich verwerten.

>50k MV Bestand + PR-KSA inkludiert alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße ≥ 50.000 EW in ein Rückgewinnungskonzept.

>100k MV Bestand + PR-KSA inkludiert alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße ≥ 100.000 EW in ein Rückgewinnungskonzept.

Das **zweite Hauptszenario** ist ein deutlicher Ausbau der Verbrennungskapazitäten in Neuanlagen in Österreich an Verbrennungsknoten mit anschließender Phosphorrückgewinnung aus der Klärschlammasche (**MV Ausbau + PR-KSA**). Dabei wurden zusätzlich Verbrennungsanlagen in Tirol beziehungsweise in Vorarlberg angesetzt und zudem die Inbetriebnahme einer neuen Verbrennungsanlage der EVN in Dürnrohr angenommen. Als Rückgewinnungsverfahren aus der Asche werden dieselben wie beim ersten Hauptszenario berücksichtigt. Als Unterszenarien wird wieder zwischen dem Ausmaß der Einbeziehung von Kläranlagen unterschiedlicher Größe unterschieden:

>2k MV Ausbau + PR-KSA inkludiert alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße ≥ 2.000 EW in ein Rückgewinnungskonzept.

>20k MV Ausbau + PR-KSA inkludiert alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße ≥ 20.000 EW in ein Rückgewinnungskonzept.

>50k MV Ausbau + PR-KSA inkludiert alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße ≥ 50.000 EW in ein Rückgewinnungskonzept.

Das **dritte Hauptszenario** geht von einer Phosphorrückgewinnung auf jenen Kläranlagen, wo dies wirtschaftlich und technisch möglich ist, und einer Monoverbrennung in den Bestandanlagen mit anschließender Rückgewinnung aus der Asche (mit denselben Ascheverfahren wie oben erläutert) bei den anderen Anlagen aus. Bei der Rückgewinnung auf den Kläranlagen werden zwei unterschiedliche Verfahrenskombinationen berücksichtigt. Die Rückgewinnung findet bei Verfahrenskombination 1 mit dem Airprex Verfahren auf Bio-P Anlagen ≥ 100.000 EW_{Ausbau} und dem Stuttgarter Verfahren auf den anderen Anlagen ≥ 50.000 EW_{Ausbau} mit chemischer P-Fällung statt (**PR-KA VK1 + PR-KSA**), und bei Verfahrenskombination 2 mit dem Wasstrip+Lysotherm Verfahren auf den Bio-P Anlagen ≥ 100.000 EW_{Ausbau} und TerraNova Verfahren auf den anderen Anlagen ≥ 50.000 EW_{Ausbau} mit chemischer P-Fällung (**PR-KA VK2 + PR-KSA**). Für die Unterszenarien wird zwischen dem Ausmaß der Einbeziehung von Kläranlagen unterschiedlicher Größe und den Verfahren, die auf den Kläranlagen zum Einsatz kommen, unterschieden:

>20k PR-KA VK1 + PR-KSA inkludiert alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße ≥ 20.000 EW in eine Rückgewinnungskonzept und berücksichtigt die Verfahrenskombination 1 auf den geeigneten Kläranlagen.

>20k PR-KA VK2 + PR-KSA inkludiert alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße ≥ 20.000 EW in eine Rückgewinnungskonzept und berücksichtigt die Verfahrenskombination 2 auf den geeigneten Kläranlagen.

>50k PR-KA VK1 + PR-KSA inkludiert alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße ≥ 50.000 EW in eine Rückgewinnungskonzept und berücksichtigt die Verfahrenskombination 1 auf den geeigneten Kläranlagen.

>50k PR-KA VK2 + PR-KSA inkludiert alle Kläranlagen mit einer Ausbaugröße ≥ 50.000 EW in eine Rückgewinnungskonzept und berücksichtigt die Verfahrenskombination 2 auf den geeigneten Kläranlagen.

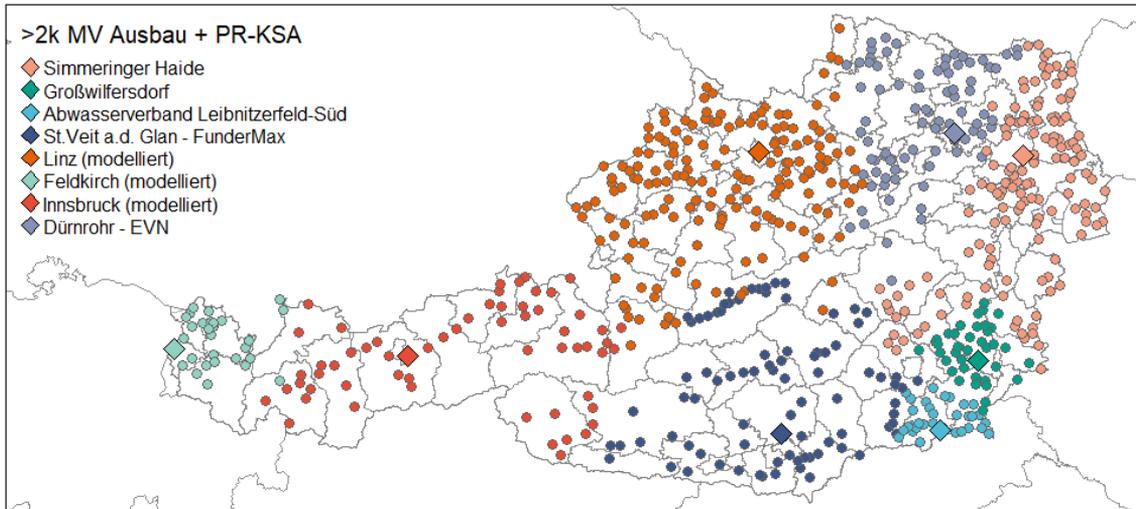
Tabelle 17: Überblick über die betrachteten Szenarien

Hauptszenario:	MV Bestand + PR-KSA:	MV Ausbau + PR-KSA	PR-KA + PR-KSA
Monoverbrennung in bestehenden Anlagen (MV Bestand ; + eine Anlage in Linz für das Szenario Bestand und KA ≥ 20.000 EW _{Ausbau})	ja	nein	ja
Monoverbrennung in bestehenden, geplanten + simulierten Anlagen (MV Ausbau)	nein	ja	nein
Klärschlammexport ins Ausland	ja	nein	ja
>2k = alle Kläranlagen ≥ 2.000 EW _{Ausbau}	nein	ja	nein
>20k = alle Kläranlagen ≥ 20.000 EW _{Ausbau}	ja	ja	ja
>20k = alle Kläranlagen ≥ 20.000 EW _{Ausbau} (außer Kläranlagen mit effizienter P-Nutzung)	ja	nein	nein
>50k = alle Kläranlagen ≥ 50.000 EW _{Ausbau}	ja	ja	ja
>100k = alle Kläranlagen ≥ 100.000 EW _{Ausbau}	ja	nein	nein
Rückgewinnung aus Klärschlammmasche (PR-KSA)	ja	ja	ja
Rückgewinnung auf Kläranlage (PR-KA)	nein	nein	ja

Die Anzahl der Rückgewinnungsanlagen wurde jeweils in Abhängigkeit vom betrachteten Verfahren und der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung (Anlagengrößen) gewählt. Bei den Ascheverfahren sind dies jeweils zwei Standorte (genauer Ort nicht definiert).

Die Zuordnung der Kläranlagen zu den modellierten Monoverbrennungsanlagen folgte den Prinzipien der Kapazitätsauslastung und der Minimierung der Transportdistanzen. Während in den Bestand-Szenarien vor allem auf eine gute Auslastung der Anlagen abgezielt wurde, spielten bei dem Ausbau-Szenario vermehrt die Transportdistanzen eine Rolle (siehe dazu auch Kapitel 7.2 Klärschlammtransport). In Abbildung 25 ist eine beispielhafte Zuordnung dargestellt. Die Zuordnung der anderen Szenarien kann dem Anhang C – Szenarien entnommen werden.

Abbildung 25: Beispielhafte Darstellung eines Szenarios mit entsprechender Zuordnung der Kläranlagen zu je einer Monoverbrennungsanlage. Punkte zeigen die Standorte der in das Konzept eingebundenen Kläranlagen. Karos zeigen die Standorte der Monoverbrennungsanlagen. Die farbliche Kennzeichnung beschreibt die Zuordnung jeder Kläranlage zu einer Monoverbrennungsanlage



6.5 Sensitivitätsanalyse

Neben den Grundszenarien wurde auch die Sensitivität der betrachteten Kriterien hinsichtlich der Ausgestaltung einiger Teilaspekte der Klärschlammverbrennung und P-Rückgewinnung analysiert. Folgende Strategien und Ansätze wurden mittels Sensitivitätsanalyse überprüft:

- Die Annahmen zum fossilen und biogenen Anteil der CSB-Fracht auf Kläranlagen
- Die dezentrale Trocknung des Klärschlammes am Standort von ausgewählten Kläranlagen
- Die Beschränkung von Lachgasemissionen aus der Monoverbrennung
- Die Auswirkungen der Wärmenutzung aus Monoverbrennungsanlagen
- Die Mitverbrennung von Altholz und Tiermehlen
- Die Bedeutung der Nebenprodukte aus der P-Rückgewinnung
- Die Wahl des Zinssatzes zur Berechnung des Kapitaldienstes

Eine genaue Beschreibung der zugehörigen Annahmen und Ergebnisse ist Kapitel 9 zu entnehmen.

7 Sachbilanzen & Kostenannahmen

Im folgenden Kapitel finden sich detaillierte Ausführungen zu den verwendeten Hintergrunddaten und Annahmen der Referenzprozesse. Die jeweiligen Referenzprozesse wurden genutzt, um sowohl die Kosten und Emissionen des Status Quo als auch der individuellen Szenarien zu ermitteln. Die berücksichtigten Emissionen sind von den gewählten ökologischen Parametern abhängig (Kapitel 3.2.4.1, Seite 33). Es werden daher nicht alle potenziellen Emissionen aus der Reinigung, Behandlung und Entsorgung von Abwasser beziehungsweise Klärschlamm bilanziert, jedoch wurde bei der Auswahl der Parameter darauf geachtet, die relevanten Emissionen zu identifizieren und entsprechend abzubilden.

7.1 Kläranlage

7.1.1 Abwasserreinigung und Schlammbehandlung

Bei der Betrachtung der Kosten und Umweltauswirkungen des Prozesses Abwasserreinigung und Schlammbehandlung (ohne allfällige Trocknung und P-Rückgewinnung auf der Kläranlage) wurde zwischen Kläranlagen mit aerober und anaerober Klärschlammbehandlung unterschieden. Für alle Kläranlagen mit aerober Behandlung wurde eine Referenzanlage mit folgenden Reinigungsschritten und Becken betrachtet: Rechen und Sandfang, Belebung mit simultaner Schlammbehandlung, Nachklärung, Stapelbehälter und Schlammentwässerung (Abbildung 26). Für die Referenzanlage aller Kläranlagen mit anaerober Behandlung wurden folgende Prozesse betrachtet: Rechen und Sandfang, Vorklärung, Belebung, Nachklärung, Eindicker, Faulung, Stapelbehälter und Schlammentwässerung (Abbildung 27). Die wenigen Kläranlagen $\geq 2.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$, die weder der einen noch der anderen Kategorie zugeordnet werden können, wurden entsprechend einer aeroben Behandlung in die Berechnungen miteinbezogen (zum Beispiel Sequencing-Batch-Reaktor-Anlagen).

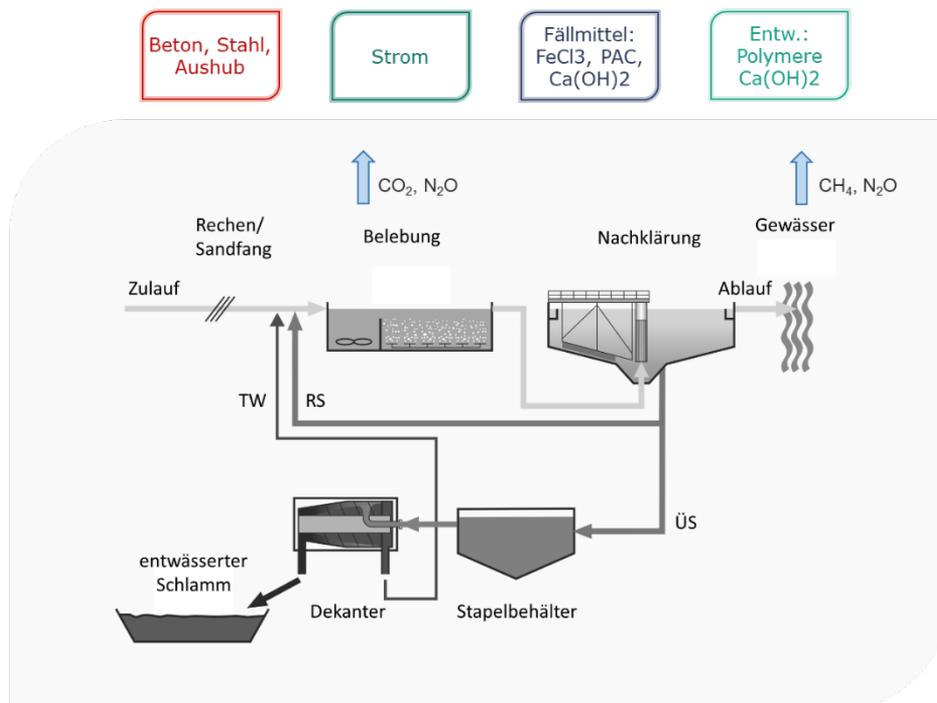
Ressourcen und Energieverbrauch

Die benötigten Ressourcen zur Bereitstellung der Infrastruktur (Becken) wurden durch eine überschlagsmäßige Bemessung nach DWA-A 131 (2016) abgeschätzt. Die Bemessung

erfolgte für vier Referenzkläranlagen, wobei einerseits zwischen aeroben und anaeroben Anlagen unterschieden wurde, andererseits auch zwei unterschiedliche Größenklassen simuliert wurden. Diese Unterscheidung nach der Größe der Anlage war insbesondere motiviert durch den Prozessfaktor (PF), der berücksichtigt, dass sich auf kleineren Anlagen eine deutlich größere Dynamik bei den Schwankungen der Stickstoffzulaufmengen ergibt. In Anlehnung an das Arbeitsblatt A 131 wurde für Kläranlagen $< 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ ein PF von 2,1 und für Kläranlagen $\geq 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ überschlagsmäßig ein PF von 1,5 angenommen. Um die verbaute Substanz aller Kläranlagen $\geq 2.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ abzuschätzen, wurden die resultierenden Beton-, Stahl- und Aushubmengen auf die Ausbaugröße der Bemessung und über die Lebensdauer normiert (Tabelle 18) und anschließend für jede Kläranlage mit der realen Ausbaugröße verschnitten.

Abbildung 26: Darstellung der Referenzkläranlage mit aerober Klärschlammbehandlung

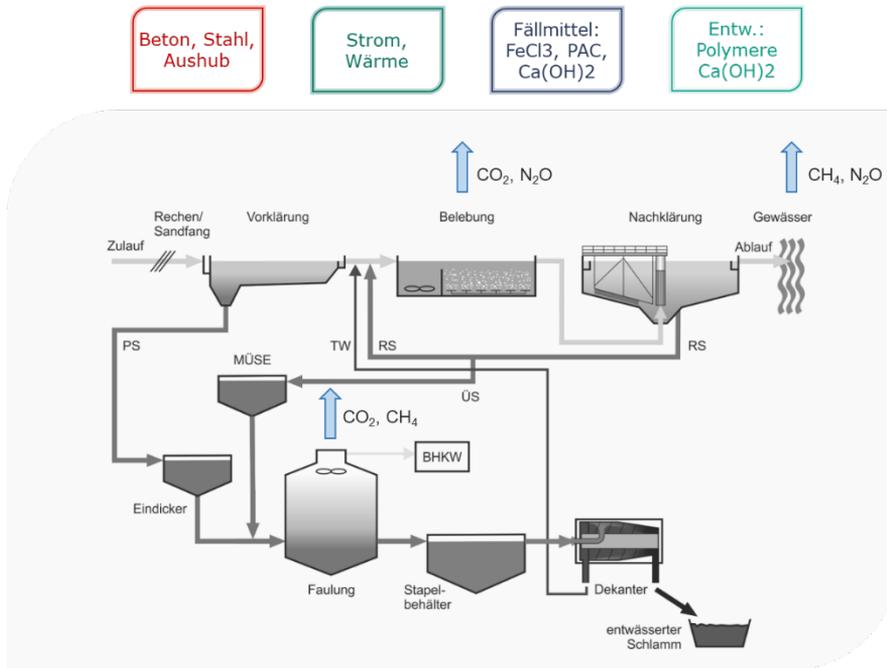
REFERENZ KA MIT AEROBER KS-BEHANDLUNG



© TU Wien

Abbildung 27: Darstellung der Referenzkläranlage mit anaerober Klärschlammbehandlung

REFERENZ KA MIT ANAEROBER KS-BEHANDLUNG



© TU Wien

Tabelle 18: Berücksichtigte Beton-, Stahl- und Aushubmengen pro EW und Jahr in Abhängigkeit des Reinigungsverfahrens und der Ausbaugröße

Ausbaugröße und Reinigungsart	Beton in m ³ /(EW _{Ausbau} · a)	Stahl in kg/(EW _{Ausbau} · a)	Aushub in m ³ /(EW _{Ausbau} · a)
Aerob und < 20.000 EW _{Ausbau}	0,0047	0,47	0,017
Anaerob und < 20.000 EW _{Ausbau}	0,0043	0,43	0,014
Aerob und ≥ 20.000 EW _{Ausbau}	0,0025	0,25	0,0089
Anaerob und ≥ 20.000 EW _{Ausbau}	0,0021	0,21	0,0066

Der Strombedarf der Kläranlagen wurde anhand den Daten aus dem Kläranlagen-Benchmarking (Lindtner, 2018) ermittelt (Tabelle 19).

Tabelle 19: Hinterlegter Strombedarf in Abhängigkeit des Reinigungsverfahrens und der Kläranlagengröße

Gruppierung	Strombedarf in kWh/(EW ₁₂₀ · a)
Anaerob und ≤ 50.000 EW ₁₂₀	33
Anaerob und ≥ 50.000 EW ₁₂₀	27
Aerob/Sonstige und ≤ 5.000 EW ₁₂₀	53
Aerob/Sonstige und 5.000 bis 50.000 EW ₁₂₀	40
Aerob/Sonstige und ≥ 50.000 EW ₁₂₀	32

© Daten: Lindtner (2018)

Die elektrische Stromproduktion aus der Biogasverwertung von Kläranlagen mit anaerober Schlammbehandlung wurde nach Parravicini et al. (2020) mit 16,5 kWh/(EW₁₂₀ · a) modelliert. Für den Wärmebedarf dieser Anlagen zur Aufheizung des Faulturmes wurde angenommen, dass diese aus der Biogasverwertung bereitgestellt werden kann und somit kein zusätzlicher Bedarf besteht.

Bei den Chemikalien wurden sowohl Fällmittel als auch die Polymere zur Entwässerung, sowie gegebenenfalls Kalk zur Stabilisierung des Klärschlammes, berücksichtigt. Die entsprechenden Fällmittelmengen ergaben sich dabei aus den berechneten Al-, Fe- und Ca-Wirksamkeitsmengen (siehe Anhang B). Für alle drei Wirkstoffarten wurde hierfür ein Referenzprodukt definiert. Für Aluminium war dies Polyaluminiumchlorid (PAC) mit 8 % Al, für Eisen war dies Eisen-(III)-Chlorid (FeCl₃) mit 13,8 % Fe und in einer 40 %igen Lösung und für Calcium eine 20 %ige Kalkmilchlösung nach DWA-A 202 (2011). Der Polymerbedarf wurde nach DWA-M 366 (2013) für Anlagen mit Zentrifuge mit 11 kg/t TS und für die restlichen Anlagen mit Entwässerung mit 9 kg/t TS abgeschätzt. Bei Kläranlagen, die zusätzlich eine Kalkstabilisierung durchführen, wurde der Bedarf mit 650 kg CaO/t TS bemessen (DWA-M 366, 2013). Sofern sich der Verwertungsweg dieser Kläranlagen mit Kalkkonditionierung in den Szenarien in Richtung Monoverbrennung veränderte, wurden die Klärschlammengen und der Kalkbedarf entsprechend reduziert. Während der Transport dieser Produkte bei den ökologischen „Marktprozessen“ bereits enthalten ist, wird für die Kostenanalyse zusätzlich ein Transport der Chemikalien von 100 km vom Markt zur Kläranlage angenommen (Parravicini et al., 2020).

Emissionen

Für die betrachteten ökologischen Wirkungskategorien sind die CO₂-, CH₄- und N₂O-Emissionen der Kläranlagen von Relevanz. Die CO₂-Emissionen aus der Veratmung der organischen Substanz wurden nach den Modellberechnungen von Parravicini et al. (2020) mit 5,4 kg CO₂/(EW · a) festgelegt, wobei angenommen wird, dass 10 % des CSB fossilen Ursprungs ist und damit beim Treibhauspotential Eingang findet. Für die N₂O-Emissionen wurden direkte Emissionen aus der Belebung (21 g/(EW · a)) und indirekte Emissionen aus dem Gewässer (5,2 g/(EW · a)) berücksichtigt (Parravicini et al., 2020). Für CH₄ sind dies direkte Emissionen aus der Schlammbehandlung (140 g/(EW · a)) und indirekte Emissionen aus dem Gewässer (72 g/(EW · a)) (Parravicini et al., 2020).

Investitions- und Betriebskosten

Die jährlichen Kosten für Abwasserreinigung und Schlammbehandlung wurden anhand der Daten aus dem Kläranlagenbenchmarking (Lindtner, 2018) und dem Branchenbild der österreichischen Abwasserwirtschaft (Assmann et al., 2015) abgeschätzt. In einem ersten Schritt wurden die Betriebskosten über die Belastung nach Tabelle 20 ermittelt, wobei die Reststoffkosten (= Klärschlamm Entsorgungskosten) gleich den zuvor ermittelten Entsorgungskosten je Kläranlage gesetzt wurden (siehe Anhang B).

Tabelle 20: Betriebskostenabschätzung

Kostenart	≤ 20.000 EW _{Ausbau}	20.000 bis 35.000 EW _{Ausbau}	35.000 bis 50.000 EW _{Ausbau}	50.000 bis 100.000 EW _{Ausbau}	≥ 100.000 EW _{Ausbau}
Material- und Stoffkosten	3,3	3,1	2,9	2,5	2,2
Personalkosten	14,1	9,2	9,2	6,8	6,2
Leistungen durch Dritte	4,4	2,7	2,3	2,2	2,1
Energiekosten	5,6	3,8	2,9	1,4	1,2
Sonstige Kosten	2,0	1,3	1,4	1,3	1,1

© Daten: Lindtner (2018)

Nach dem Branchenbild (Assmann et al., 2019) machen die Betriebskosten der Kläranlage rund 22 %, die Betriebskosten des Kanals 23 %, Verwaltungskosten für Kanal und

Abwassereinigung rund 8 % und die Kapitalkosten rund 47 % der Gesamtkosten für Kanal und Abwasserreinigung aus. Da in dieser Studie nur die Verwaltungs- und Kapitalkosten für die Abwasserreinigung von Interesse sind, weil nur diese innerhalb der Systemgrenzen anfallen, mussten weitere Annahmen getroffen werden. Bei den Verwaltungskosten wurde angenommen, dass diese zu 50 % auf den Kanal und zu 50 % auf die Abwasserreinigung verfallen. Die Aufteilung der Kapitalkosten wurde anhand den Daten zu den Gesamtinvestitionen in die Abwasserentsorgung durchgeführt (Assmann et al., 2019 nach Assmann et al., 2017). Die Investitionen in die Abwasserreinigung wurden hier zu 100 %, die Planung und Bauaufsicht gesamt zu 50 % und die Grundbeschaffung und das Leitungsinformationssystem jeweils zu 1/7 dem Prozess Abwasserreinigung zugeordnet. Somit ergibt sich für diesen Prozess ein Anteil von rund 16 % der Kapitalkosten (84 % verfallen auf den Kanal).

7.1.2 Klärschlamm Trocknung

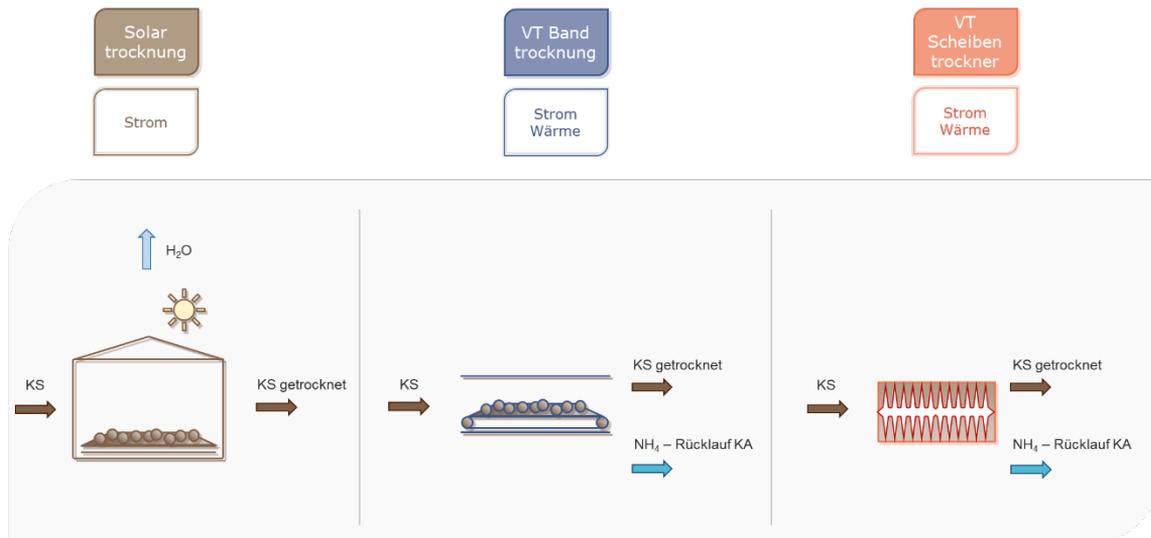
Bei der Klärschlamm Trocknung kann grob in Kontakt Trocknung, Konvektion Trocknung und solare Trocknung unterschieden werden. Bei Kontakt Trocknern wird der Schlamm direkt mit dem Wärmeträger in Berührung gebracht, wobei das enthaltene Wasser verdunstet und abgezogen wird. Bei der Konvektion Trocknung wird hingegen ein trockenes Gas als Wärmeträger über den Schlamm geführt, dass dem Schlamm schließlich das Wasser entzieht. Eine detaillierte Beschreibung der Technologien kann der dieser Studie zugehörigen Diplomarbeit (Wolf, 2019) entnommen werden. Insbesondere aufgrund des häufig niedrigen Temperaturniveaus der verfügbaren Abwärme werden am Standort von Kläranlagen meist Band Trockner eingesetzt. Dies zeigt auch die Analyse des deutschen Marktes, in dem Band Trockner für einen Großteil der Zunahme der Trocknungsleistung auf Kläranlagen in den letzten 15 Jahren verantwortlich waren (Heidecke et al., 2018). Anzahlsmäßig sind die Solartrockner weiterhin stark vertreten, allerdings beschränkt sich hier die Wirtschaftlichkeit aufgrund des hohen Flächenbedarfs vor allem auf Kläranlagen < 50.000 EW (mit Abwärme auch für größere Anlagen; siehe Abb. 5 in Heidecke et al., 2018). In Kombination mit Monoverbrennungsanlagen zeigen deutsche Analysen, dass Scheibentrockner überwiegen (Umweltbundesamt, 2018a). Durch das hohe Temperaturniveau der Verbrennungsabwärme können mit dieser Technologie sehr kompakte Anlagen mit geringerem Energieverbrauch eingesetzt werden (Wolf, 2019).

Aufgrund dieser Hintergründe wird in dieser Arbeit bei Betrachtung der Trocknung in Kombination mit Monoverbrennungsanlagen (= zentrale Trocknung) der Einsatz von Scheibentrocknern und bei Betrachtung der Trocknung am Kläranlagenstandort

(= dezentrale Trocknung) die Anwendung von Bandrocknern angenommen. Die Referenzprozesse für die Trocknung sind in Abbildung 28 dargestellt.

Abbildung 28: Darstellung der Referenz-trocknungsprozesse für die Trocknung

REFERENZ TROCKNUNG (3 Varianten)



© TU Wien

Energieverbrauch

Der Strombedarf für die Trocknung wurde für Solartrockner mit 25 kWh/t H_2O , für Bandrockner mit 100 kWh/t H_2O und für Scheibentrockner mit 50 kWh/t H_2O angesetzt (Wolf, 2019). Für bestehende Solartrocknungsanlagen in Österreich wurde angenommen, dass diese vor allem ohne zusätzliche Abwärmenutzung gefahren werden. Damit wird die Wärme rein durch „frei verfügbare“ Solarenergie zur Verfügung gestellt und ist damit mit keinen weiteren Umweltauswirkungen oder Kosten verbunden.

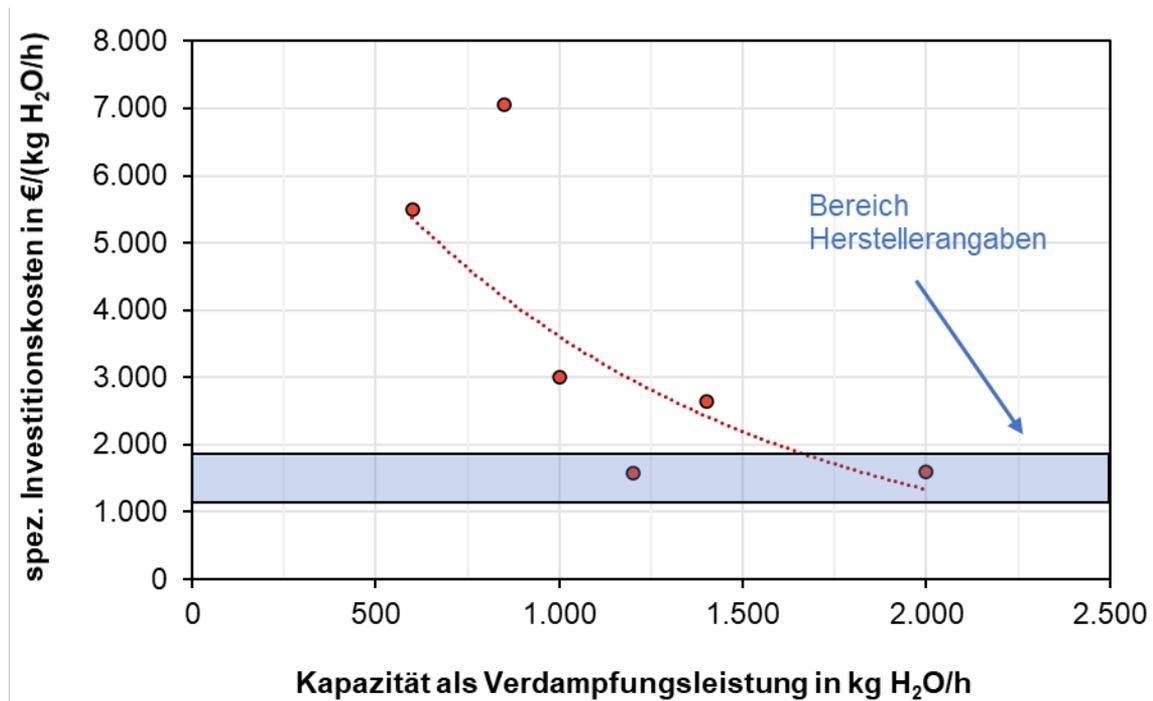
Für Bandrockner wurde ein Wärmebedarf von 950 kWh/t H_2O ermittelt, wobei nach Haberkern et al. (2008) angenommen wurde, dass durchschnittlich 30 % dieses Wärmebedarfs durch Abwärme des BHKWs bereitgestellt werden kann. Die restlichen 70 % wurden mit Bereitstellung durch Gasnutzung modelliert. Diese Annahme wurde im Rahmen der Sensitivitätsanalyse zur dezentralen Trocknung variiert (siehe dazu Kapitel 9.2). Bei Scheibentrocknern wurde ein Wärmebedarf von 850 kWh/t H_2O angesetzt, wobei dieser Bedarf durch einen Großteil der Monoverbrennungsabwärme gedeckt werden kann.

Investitions- und Betriebskosten

Die Ermittlung der Investitions- und Betriebskosten erfolgte anhand der erhaltenen Daten aus der Befragung von Trocknungsherstellern und -betreibern (Kapitel 4.2). Für die Investitionskosten von Bandtrocknern wurden die spezifischen Kosten bestehender Anlagen in Abhängigkeit der Verdampfungsleistung erhoben und ein exponentieller Zusammenhang abgeleitet (Abbildung 29). Vergleichend ist auch der Kostenbereich der Hersteller angegeben. Wie sich zeigt liegen dabei die Herstellerangaben tendenziell unter jenen von den fertiggestellten Anlagen. Dies zeigt, dass in den Herstellerangaben Kosten für die Peripherie bei dieser vereinfachten Abschätzung wahrscheinlich nicht mitkalkuliert werden konnten. Die für diese Studie berücksichtigte Kostenkurve bezieht sich daher nur auf die Kostenangaben zu bestehenden Anlagen. Für die Ermittlung des Kapitaldienstes wurde allgemein eine Lebensdauer von 30 Jahren angesetzt. Zusätzlich wurde ein Anteil an Planungsaufwänden von 15 % der Investitionskosten verwendet (in Anlehnung an Kraus et al., 2019). Die Wartungskosten wurden gemäß Wolf (2019) mit 1 % der Investitionskosten angesetzt. Der Personalaufwand ergibt sich zu rund 12,5 h/(Woche · Linie) (Wolf, 2019), wobei die Personalkosten mit 60.000 €/Personenjahr und 1.720 h Vollzeitanzstellung beziffert wurden (Kraus et al., 2019a).

Für Kontakttrockner am Standort von Monoverbrennungsanlagen wurden keine zusätzlichen Investitionskosten berücksichtigt, da bei den erhobenen Investitionskosten für Monoverbrennungsanlagen bereits die Kosten für die Kontakttrockner enthalten waren. Auch der Personalaufwand wurde bereits für die Gesamtanlage erhoben. Hier wurden daher lediglich die zusätzlichen Kosten für die Energiebereitstellung berücksichtigt.

Abbildung 29: Darstellung der spezifischen Kosten bestehender Bandtrocknungsanlagen aus dem deutschsprachigen Raum in Abhängigkeit der Verdampfungsleistung



© Erhebung durch Wolf (2019); © Aufbereitung und Darstellung TU Wien

7.1.3 Rückgewinnung Kläranlage

Werden Rückgewinnungsverfahren direkt auf der Kläranlage eingesetzt, dann werden diese von der Systematik her auch dem Prozessverbund „Kläranlagen“ zugeordnet. Für die Erläuterung der Sachbilanzen werden diese Verfahren der Einfachheit halber aber gemeinsam mit den Rückgewinnungsverfahren aus der Asche in Kapitel 7.3 dargestellt.

7.2 Klärschlamm Entsorgung

7.2.1 Ermittlung der Transportleistung

Für die Ermittlung der Transportleistung von Klärschlamm wurden die aktuellen und theoretischen zukünftigen Transportdistanzen erhoben. Für die Transportdistanzen des Status Quo wurden die Koordinaten der Kläranlagen aus dem EmRegV-OW (2017) und die Koordinaten des Klärschlammverwertungsstandortes bestimmt. Anhand der GPS-Koordinaten wurde jeweils die kürzeste Fahrdistanz zwischen der Kläranlage und dem Entsorgungsstandort ermittelt. War der genaue Ort der Klärschlammverwertung nicht

bekannt, wurde zuerst auf die Angaben der Betreiber zur Transportdistanz zurückgegriffen, und bei fehlenden Angaben durchschnittliche Transportdistanzen anhand der Entsorgungsart festgelegt (siehe auch Anhang B). Für den Transport aller Chemikalien vom Markt zur Kläranlage, zur Klärschlammbehandlungs- oder zur Phosphorrückgewinnungsanlage wurde eine Distanz von 100 km berücksichtigt. Für die Flugasche aus thermischen Behandlungsanlagen wurde die Ablagerung auf einer Reststoffdeponie mit einer Distanz von 100 km, für die gefährlichen Reststoffe die Ablagerung auf einer Untertagedeponie mit einer Distanz von 1000 km berücksichtigt (Egle et al., 2014b).

Für die Ermittlung der Transportdistanzen der Szenarien wurde die Zuordnung der in die Rückgewinnung einbezogenen Kläranlagen zur jeweiligen bestehenden oder simulierten Monoverbrennungsanlage berücksichtigt. Für die „Bestand“-Szenarien wurde dabei versucht die bestehenden Anlagen möglichst gut auszulasten, und eine Zuordnung anhand der verfügbaren Kapazitäten durchgeführt. Anhand der GPS-Koordinaten dieser Standorte wurde dann wie beim Status Quo die kürzeste Fahrdistanz zwischen der jeweiligen Kläranlage und der zugehörigen Monoverbrennungsanlage ermittelt. Für die „Ausbau“-Szenarien wurden zuerst die Distanzen i jeder Kläranlage j zu jeder bestehenden und modellierten Monoverbrennungsanlage k erhoben. Die Zuordnung der Kläranlagen zu den Monoverbrennungsanlagen wurde dann aufgrund der jeweils kürzesten erhobenen Distanz durchgeführt. Die Distanzen wurden mithilfe der Routingmaschine OSRM (<http://project-osrm.org>) abgefragt. Diese bietet ein webbasiertes Routing Service, das auf die Daten von OpenStreetMap (<https://www.openstreetmap.org/>) zugreift. Der Transport der Flugasche zu einer Phosphorrückgewinnungsanlage wurde außerdem mit 200 km angenommen.

Die Transportleistung ergibt sich anschließend aus der transportierten Feuchtsubstanz (Klärschlamm FS) mal den zurückgelegten Kilometern.

7.2.2 Bodenbezogene Klärschlammverwertung

Bei der bodenbezogenen Klärschlammverwertung wurde grundsätzlich zwischen zwei Anwendungsarten unterschieden:

- **Landwirtschaftliche Verwertung:** darunter fallen die direkte landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm sowie die Kompostierung mit anschließender Anwendung des Kompostes auf landwirtschaftlich genutzten Flächen

- **Landschaftsbauliche Verwertung:** hierzu werden die Kompostierung mit anschließender Anwendung im Landschaftsbau (zum Beispiel Rekultivierung), die Granulierung von Klärschlamm mit Anwendung im Landschaftsbau sowie die Vererdung gezählt

Detaillierte Referenzprozesse wurden für die direkte landwirtschaftliche Verwertung inklusive der Verwertung von Komposten in der Landwirtschaft (Abbildung 30) sowie für die Kompostierung von Klärschlamm inklusive der Verwertung im Landschaftsbau (Abbildung 31) erstellt. Da über die Granulierung und die Vererdung nur jeweils 0,7 % und 0,1 % der Klärschlamm-TS verwertet wird, wurden diese Prozesse nicht im Detail betrachtet. Berücksichtigt wurde dennoch die Energie, die zur Trocknung, Aufladung, Transport und Ausbringung von Klärschlamm benötigt wird.

Abbildung 30: Darstellung des Referenzprozesses der landwirtschaftlichen Verwertung und der Verwertung von Komposten in der Landwirtschaft

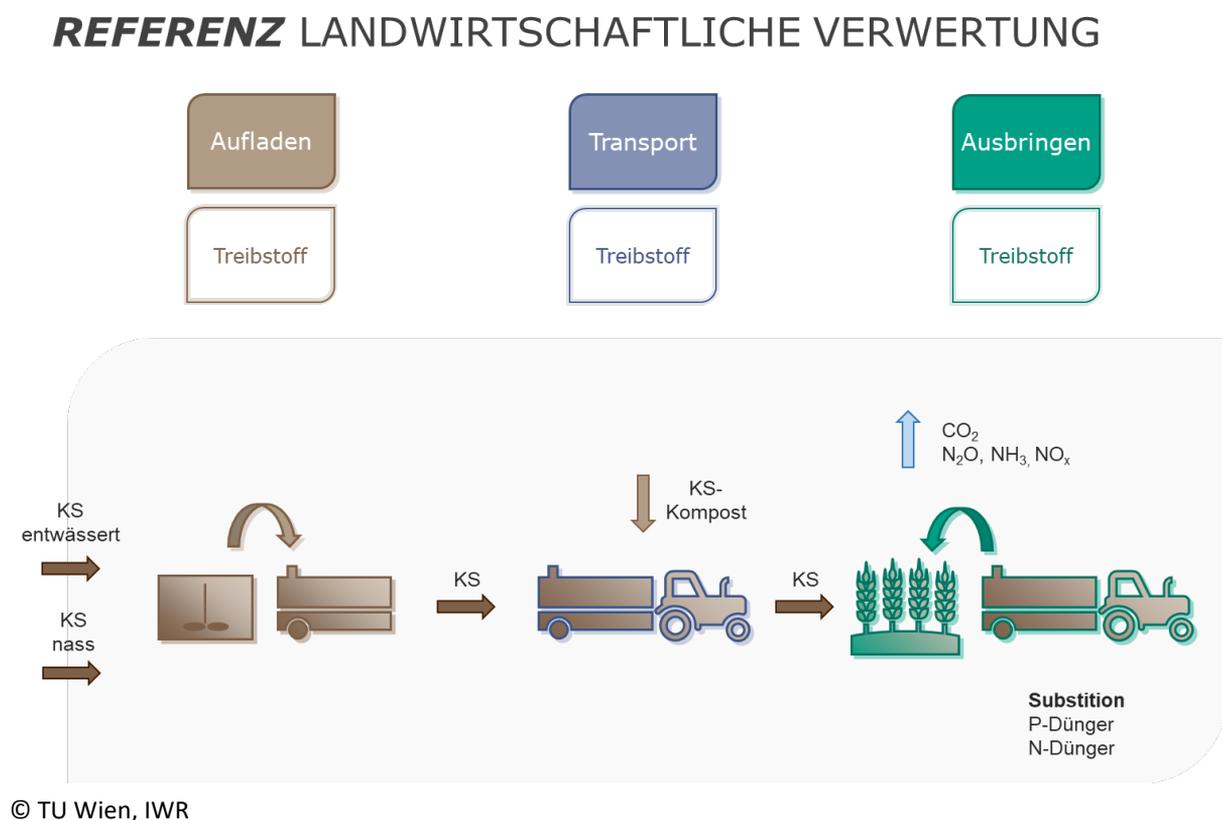
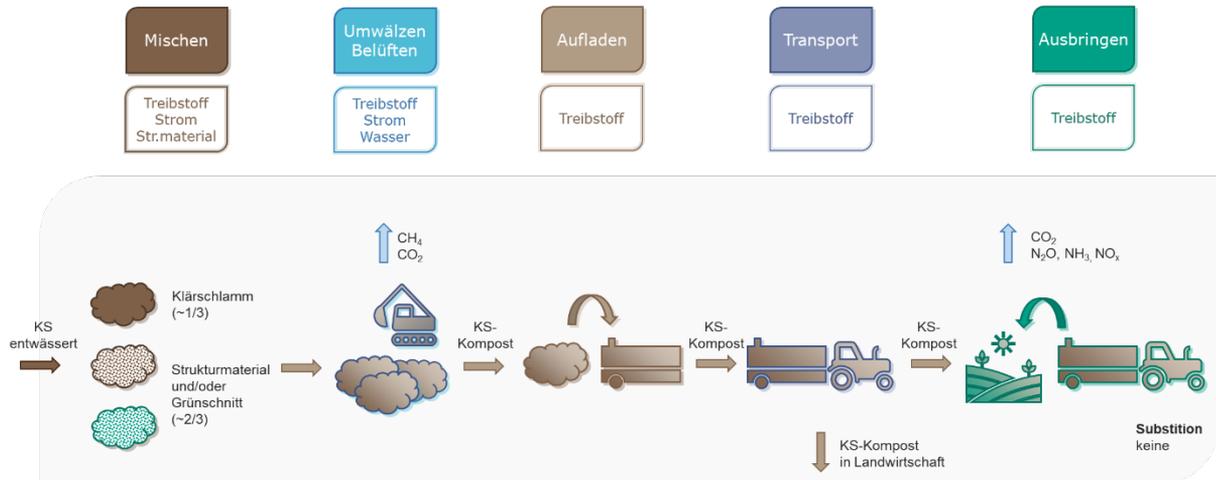


Abbildung 31: Darstellung des Referenzprozesses der Kompostierung und der Anwendung im Landschaftsbau

REFERENZ KOMPOSTIERUNG (+ Anwendung im Landschaftsbau)



© TU Wien, IWR

Ressourcen- und Energieverbrauch

Für die Kompostierung wird ein Strukturmaterialbedarf von 0,55 t/t Klärschlamm (Feuchtsubstanz; FS) angesetzt (Scheffknecht, 2005; Johansson et al., 2008), wobei es sich hier um eine eher konservative Annahme handelt. Der Bezug von Strukturmaterial wurde in der Ökobilanz nicht berücksichtigt, da aufgrund der vielen Bezugsquellen von Strukturmaterial nicht oder nur schwer abgebildet werden kann, welchem Aufwand der Bezug des Materials gegenübergestellt werden muss. Für die Verarbeitung des Kompostes (Mischen, Umwälzen, Belüften) wurde ein Strombedarf von 5 kWh/t Ausgangsmaterial (Klärschlamm + Strukturmaterial) und ein Treibstoffbedarf von 30 kWh/t Ausgangsmaterial angesetzt, ausgehend von der Annahme einer offenen Kompostierung (Lampert et al., 2011). Der Treibstoffbedarf für Aufladen und Ausbringen wurde für die direkte Klärschlammverwertung mit 8,3 kWh/t FS und für die Kompostverwertung mit 11 kWh/t Ausgangsmaterial ermittelt (Johansson et al., 2008). Der Transport durch die direkte Klärschlammverwertung und des Klärschlammausgangsmaterials bis zum Ort der Kompostierung wurde anhand der für den Status Quo ermittelten Transportdistanzen bestimmt. Für den Transport des fertigen Kompostproduktes mussten noch Annahmen zur Masse des Endmaterials getroffen werden. Anhand einer Analyse ausgehend von der Messkampagne von Scheffknecht (2005) wurde eine Reduktion der Feuchtmasse durch die Kompostierung um 48 % definiert. Die Transportdistanz des Kompostes bis zum Endverbraucher wurde schließlich mit 20 km angesetzt.

Für die Materialien aus der Granulierung und Vererdung kamen folgende Annahmen zum Tragen: für die Granulierung wurde ein Endtrockensubstanzgehalt von 83 % (TS-Gehalt nach Trocknung), für die Vererdung von 70 % angesetzt. Für Aufladen und Ausbringen wurde in Anlehnung an die Kompostierung ein Treibstoffbedarf von 11 kWh/t und für den Transport zum Endkunden wiederum eine Distanz von 20 km festgelegt.

Gutschriften

Für die Verwertung von Klärschlamm und Klärschlammkomposten in der Landwirtschaft wurden Gutschriften für die Substitution von N- und P-Mineraldünger berücksichtigt. Zu tragen kommt hier jeweils der feldfallende pflanzenverfügbare Anteil des Klärschlamm(-kompostes), da dieser im Gegenzug zu üblichen Mineraldüngern keine 100 %ige Verfügbarkeit der Nährstoffe aufweist. Als pflanzenverfügbare P-Anteil wurde hier nach Kratz et al., 2019 die relative Netto-P-Aufnahme (net rPU in %) der Pflanzen im Vergleich zu einem wasserlöslichen mineralischen Dünger herangezogen. Anzumerken ist hierbei, dass sich die Auswertungen von Kratz et al. (2019) auf die P-Aufnahme von Pflanzversuchen unterschiedlicher Dauer beziehen und der net rPU eines Materials großen Schwankungen unterworfen sein kann. Eine weitere Freisetzung von zu Beginn nicht pflanzenverfügbaren P-Mengen im Boden ist in den Folgejahren einer Anwendung grundsätzlich möglich, es ist jedoch auch fraglich ob dies immer von den Landwirten in ihrer Düngeplanung berücksichtigt wird. Die Verfügbarkeit des im Klärschlamm enthaltenen Phosphors wurde in Abhängigkeit des P-Entfernungsverfahrens definiert. Bei vermehrter Entfernung des P über ein Bio-P Becken kann man von einer durchschnittlichen Netto-P-Aufnahme von 80 % ausgehen, bei rein chemischer Entfernung lediglich von 50 % (Auswertung der Daten der unterschiedlichen Studien aus Kratz et al., 2019). Für die verfügbaren N-Mengen müssen zuerst die Kompostierungs- und Ausbringungsverluste berücksichtigt werden. Nach dem Stand der Technik der Kompostierung (Amlinger et al., 2005; Abb. 5-3) belaufen sich die N-Verluste bei der Kompostierung bei einem gut eingestellten C/N-Verhältnis auf ca. 20 %. Die Ausbringungsverluste belaufen sich sowohl für Klärschlamm als auch Klärschlammkompost auf 9 % (BMLFUW, 2017b). Für die Wirksamkeit des feldfallenden Stickstoffes wurden nach der Richtlinie zur Sachgerechten Düngung (BMLFUW, 2017b) für nicht entwässerten Schlamm 70 %, für entwässerten Schlamm 50 % und für Kompost 10 % angesetzt.

Neben der Gutschrift für die Herstellung von P- und N-Dünger müssen auch die vermiedenen Emissionen aus der Ausbringung von Mineraldünger (N_2O , NH_3 , NO_x)

gutgeschrieben werden. Die vermiedenen NH₃-Emissionen ergeben sich zu 0,047 kg NH₃/kg ausgebrachtem N. Dieser Wert wurde auf Basis der eingesetzten N-Düngermengen in Ö und den gewichteten Emissionsfaktoren nach Umweltbundesamt, 2019a (Tabellen 269, 270) nach dem EMEP/EEA guidebook (Hutchings et al., 2019, Tabelle 3.2) verwendet. Dies für „*temperate and cool temperate countries*“ und unter Berücksichtigung einer Gewichtung der Faktoren anhand des Boden-pHs mit 65 % an sauren und 35 % an basischen Böden (Umweltbundesamt, 2019; siehe dazu Tabelle 21).

Tabelle 21: Berechnung des gewichteten Emissionsfaktor für NH₃ auf Basis der eingesetzten synthetischen N-Düngermengen

Düngertyp	N-Düngernutzung im Jahr 2016 in t N/a (Umweltbundesamt, 2019a, Tabelle 269)	Gewichteter Emissionsfaktor in g NH ₃ /kg N ausgebracht (Umweltbundesamt, 2019a, Tabelle 270)
Calcium Ammonium Nitrat	73.583	11
N Lösungen	764	97
Ammonium Sulphat	5.462	116
Andere reine N-Dünger	5.066	13
Calcium Nitrat	67	13
NPK	21.276	64
Andere N-Mixe	303	50
Urea	19.917	158
Gewichteter Emissionsfaktor	-	47

Die NO_x-Emissionen werden über die Angaben aus (EEA, 2016; Tabelle 3.1) mit 0,04 kg NO_x/kg ausgebrachtem N berechnet. Für N₂O werden Emissionen aus der Mineralisierung/Immobilisierung von organischer Bodensubstanz (0,01 kg N₂O-N/kg N; IPCC, 2006, Tabelle 11.1), indirekt aus der atmosphärischen Deposition von NH₃-N und NO_x-N mit Herkunft aus dem Düngereinsatz (0,01 kg N₂O-N/kg N verflüchtigt; IPCC, 2006, Tabelle 11.3) und aus dem Leaching bzw. Abfluss von N (0,0075 kg N₂O-N/kg N ausgewaschen; IPCC, 2006, Tabelle 11.3) berechnet. Das N-Leaching wurde für Ackerböden entsprechen den Untersuchungen von Eder et al. (2015) mit 27,7 % der feldfallenden N-Menge berechnet.

Emissionen

Als direkte Emissionen aus der Kompostierung wurden Methanverluste (CH_4) von 0,75 kg/t Ausgangsmaterial berücksichtigt. Bei der Anwendung von Klärschlamm und Klärschlammkomposten in der Landwirtschaft kommt es zu NH_3 -, NO_x -, N_2O - und CO_2 -Emissionen. N-bezogene Emissionen wurden bei Komposten jeweils nur für den Anteil aus dem Klärschlamm angesetzt, da davon ausgegangen wird, dass diese den Hauptteil der N-Emissionen stellen. Für NH_3 wurden gemäß dem Österreichischen Inventory Report (Umweltbundesamt, 2019; Seite 365 ff.) nach dem EEA Inventory Guidebook (EEA, 2016; Tabelle 3.1) Emissionen von 0,13 kg NH_3 /t TS für Klärschlamm und 0,08 kg NH_3 /t TS für Klärschlammkompost herangezogen. Die NO_x -Emissionen aus der Verwertung ergeben sich zu 0,04 kg NO_2 /kg ausgebrachten N (EEA, 2016; Tabelle 3.1), wobei diese Emissionen für die Ökobilanz in NO -Emissionen mit dem Faktor 30/46 umgerechnet wurden. An N_2O -Emissionen fallen 0,01 kg N_2O -N/kg ausgebrachten N aus der Mineralisierung von organischem Material (IPCC, 2006), 0,01 kg N_2O -N/kg NH_3 -N bzw. /kg NO_x -N durch indirekte Emissionen aus der Deposition von NH_3 und NO_x , sowie 0,0075 kg N_2O -N/kg N aus dem N-Leaching ins Grundwasser an (EEA, 2016; Tabelle 3.1). Beim N-Leaching muss zwischen Ackerböden (landwirtschaftliche Ausbringung) mit 27,7 % und der landschaftsbaulichen Ausbringung mit 2,7 % der feldfallenden N-Menge unterschieden werden (Eder et al., 2015).

10 % des TOC bzw. CSB ist fossilen Ursprungs, und findet durch deren Abbau über fossile CO_2 -Emissionen beim Treibhauspotential Eingang. Die CO_2 -Emissionen wurden über den TOC berechnet, wobei angenommen wird das 58 % des Glühverlustes im Klärschlamm durch den TOC verursacht werden. Es wurden einerseits Emissionen aus der Massenreduktion in der Kompostierung (50 % des TOC) und aus der Mineralisierung des ausgebrachten Klärschlammes, des Klärschlammkomposts, des granulierten Schlammes und des vererdeten Schlammes (92 % des TOC; Lampert et al., 2011) berücksichtigt. Der restliche, nicht-mineralisierte Anteil von 8 % des TOC wird langfristig sequestriert und trägt nicht zu den CO_2 -Emissionen bei.

Kosten

Für die Verwertungsarten wurden keine spezifischen Kosten ermittelt, sondern die Entsorgungspreise aus der Kläranlagenerhebung angesetzt.

7.2.3 Thermische Verwertung

Überblick der Verfahren zur thermischen Klärschlammverwertung

Klärschlamm wird in Österreich in Abfallverbrennungsanlagen, Anlagen zur Mitverbrennung (Zellstoff- und Papierindustrie, Holzwerkstoffindustrie, Zementindustrie und bis zuletzt auch Kohlekraftwerke), in Pyrolyseanlagen oder in Monoverbrennungsanlagen (siehe Kapitel 7.2.4) thermisch verwertet.

Auf Basis der verarbeiteten Klärschlammengen in der thermischen Verwertung ohne Monoverbrennung (Prozentsatz in Klammern) und des typischen Anlagenaufbaus (insbesondere Feuerraumtemperatur) wurden folgende Referenzprozesse abgebildet:

- Abfallverbrennungsanlage mit KS-Verbrennung (= 68 % der TS)
- Zementindustrieanlage mit KS-Verbrennung (= 9 % der TS)
- Mitverbrennungsanlage mit KS-Verbrennung (Klärschlamm in allen restlichen Mitverbrennungsanlagen außer der Zementindustrie wie zum Beispiel in der Holzverarbeitenden Industrie; = 22 % der TS)

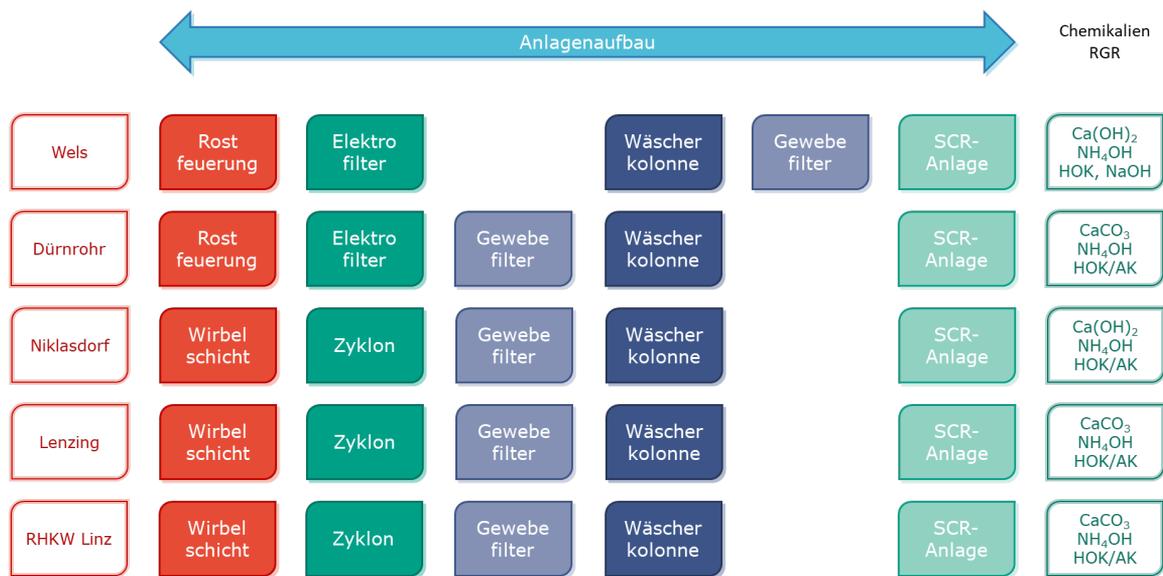
Da die Pyrolyse in Österreich mengenmäßig unbedeutend ist (0,1 % der gesamten Klärschlammmenge), wurden die daraus entstehenden Emissionen und Betriebsmittelverbräuche vernachlässigt. Berücksichtigt wurden hier nur der Transport, sowie die Entsorgungskosten.

In Abbildung 32 ist der Anlagenaufbau der **Abfallverbrennungsanlagen** dargestellt, bei denen im Referenzzeitraum von 2015 bis 2017 eine Klärschlammverbrennung durchgeführt wurde. Dabei wurde in den Anlagen mit Rostfeuerung rund 9 % der TS und in den Anlagen mit Wirbelschichtsystem rund 91 % der Klärschlamm-TS verarbeitet. Da bei der Klärschlammverbrennung Wirbelschichtanlagen vorherrschen, wurde die Referenzanlage für die behandelten Abfallverbrennungsmengen auch entsprechend festgelegt mit (siehe auch Abbildung 33):

- Wirbelschichtfeuerung mit Zyklonen zur Grobascheabscheidung,
- Gewebefilter zur Feinstaubabscheidung sowie Reduktion von Schwermetallemissionen insbesondere Quecksilber durch Zugabe von Herdofenkoks (HOK) beziehungsweise Aktivkohle (AK),
- Wäscherkolonne zur Rauchgasentschwefelung mit Zugabe von Ca(OH)_2 und NaOH,

- einer nachgeschalteten SCR-Anlage zur Abscheidung von Stickoxiden mit Zugabe von NH_4OH ,
- sowie einer chemisch-physikalischen Abwasserbehandlung, Behandlung und Ablagerung der Reststoffe und Verwertung des anfallenden Gipses in der Baustoffindustrie

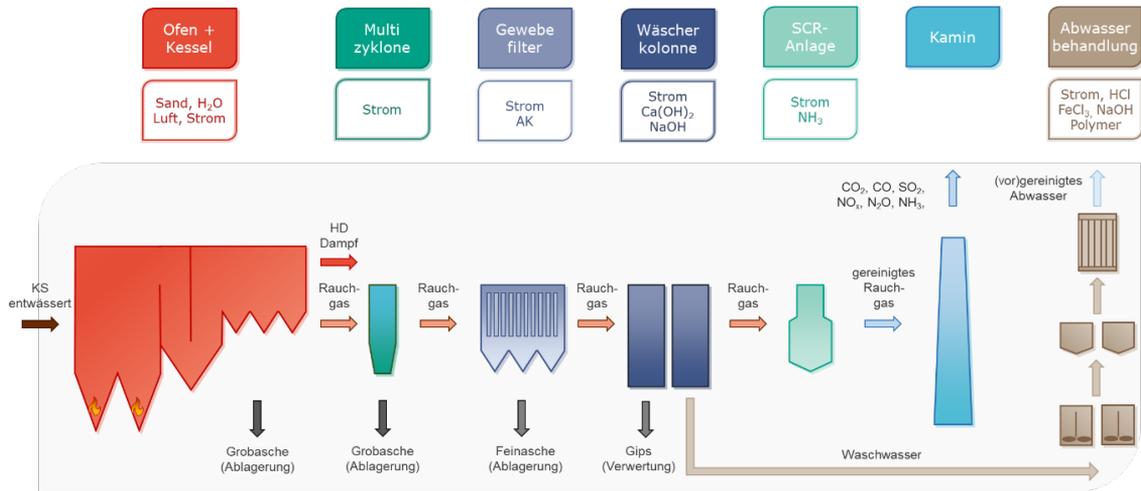
Abbildung 32: Darstellung des Anlagenaufbaus der Abfallverbrennungsanlagen, bei denen eine Klärschlammverwertung im Referenzzeitraum durchgeführt wurde



© TU Wien, IWR

Abbildung 33: Referenzabfallverbrennungsanlage mit KS-Verbrennung

REFERENZ ABFALLVERBRENNUNGSANLAGE MIT KS-VERBRENNUNG

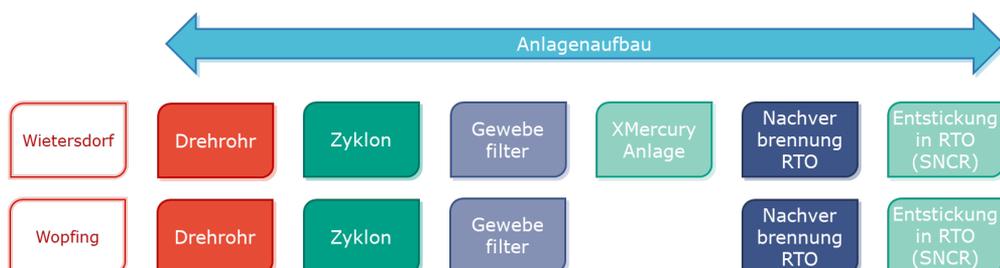


© TU Wien, IWR

Eine Verbrennung im **Zementwerk** fand im Referenzzeitraum in zwei Anlagen statt (Abbildung 34), wobei in der Beschreibung des Anlagenaufbaus nur die vom Klärschlamm betroffenen Prozesse berücksichtigt wurden. Die Referenzanlage des Zementwerks mit Klärschlammverbrennung ist in Abbildung 35 dargestellt und umfasst folgende Prozesse:

- Drehrohrfeuerung
- Zyklon zur Abscheidung des Mahlgutes nach der Klinkermühle
- Staubfilter zur Abscheidung des Feinstaubes
- XMercury-Anlage (Salzer und Flachberger, 2018) zur Entfernung des Quecksilbers
- Nachverbrennung inklusive Entstickung des Rauchgases

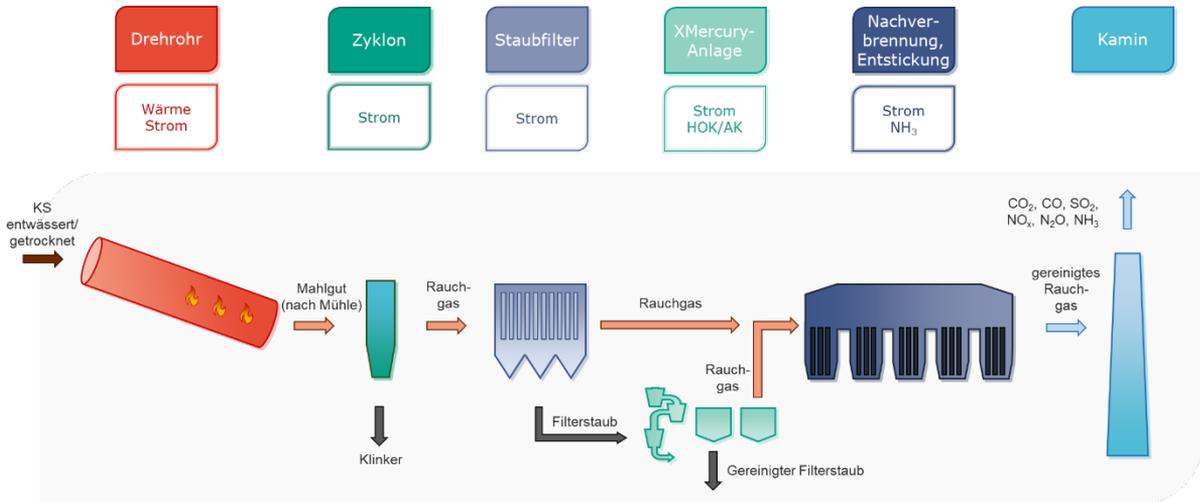
Abbildung 34: Darstellung des Anlagenaufbaus der Zementindustrieanlagen, bei denen eine Klärschlammverbrennung im Referenzzeitraum durchgeführt wurde



© TU Wien, IWR

Abbildung 35: Referenzanlage für die Mitverbrennung von Klärschlamm in Zementwerken

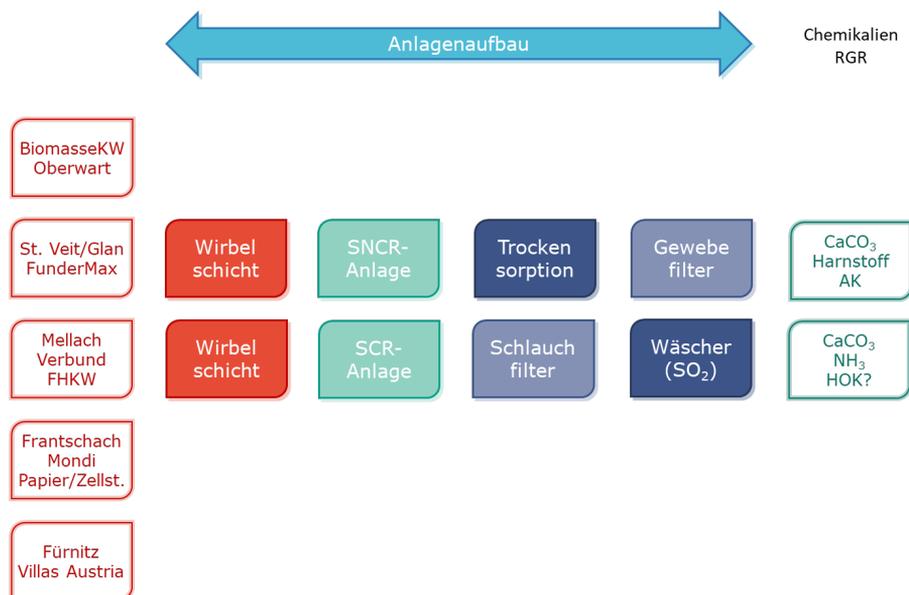
REFERENZ ZEMENTWERK



© TU Wien, IWR

Eine **Mitverbrennung** (mit Ausnahme jener in Zementwerken) wurde im Referenzzeitraum bei den in Abbildung 36 dargestellten Anlagen durchgeführt. Nur für zwei der Anlagen konnte ein detaillierter Anlagenaufbau ermittelt werden, wobei diese rund 60 % der TS-Fracht behandelt haben.

Abbildung 36: Darstellung des Anlagenaufbaus der Mitverbrennungsanlagen, bei denen Klärschlammverwertung im Referenzzeitraum durchgeführt wurde



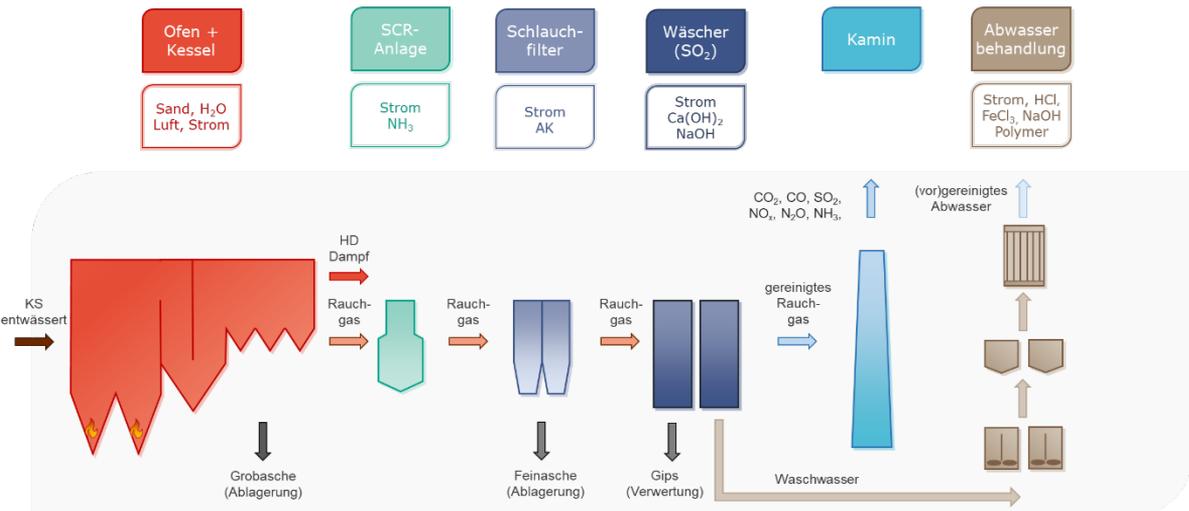
© TU Wien, IWR

Aufgrund dieser Datenlage wurde die Referenzanlage für die Mitverbrennung in folgender Weise definiert (siehe auch Abbildung 37):

- Wirbelschichtfeuerung
- SCR-Anlage zur Stickoxidabscheidung
- Schlauchfilter zur Feinstaub- und Quecksilberabscheidung
- Wäscher zur SO₂-Abscheidung
- Chemisch-physikalische Abwasserbehandlung, Behandlung und Ablagerung der Reststoffe und Verwertung des anfallenden Gipses in der Baustoffindustrie

Abbildung 37: Referenzanlage für Klärschlammverbrennung

REFERENZ MITVERBRENNUNG



© TU Wien, IWR

Ressourcen- und Energieverbrauch

Grundsätzlich sind bei der vorliegenden Bewertung nur die Betriebsmittelverbräuche für die **zusätzliche** Verbrennung von Klärschlamm in diesen Anlagen von Interesse. Zum Teil wurden daher die Betriebsmittelverbräuche anhand der Angaben für Monoverbrennungsanlagen ermittelt, und stellvertretend für die Behandlung von Klärschlamm in der Abfallverbrennung, Mitverbrennung und in Zementwerken angesetzt, da der Betriebsmittelbedarf rein für die Behandlung der Emissionen aus dem Klärschlamm für die anderen Anlagen mit gemischter Abfallcharakteristik nur schwer abschätzbar ist. Neben dieser Betrachtung wurde auch berücksichtigt, dass für Mitverbrennungsanlagen und Zementwerke zum Teil höhere Emissionsgrenzwerte gelten. Dies wurde in der Ermittlung des Betriebsmittelbedarfs berücksichtigt, da bei höheren Grenzwerten auch

eine geringere Schadstoffentfernung und ein geringerer Betriebsmittelverbrauch erforderlich ist.

Der Frischwasserbedarf für Abfallverbrennungsanlagen ergibt sich für entwässerten Klärschlamm mit 330 kg/t TS (Abschätzung nach Linz AG, 2007) und für Mitverbrennungsanlagen mit 250 kg/t TS Prozesswasser (Abschätzung nach Krenn et al., 2019). Der Sandbedarf für die Wirbelschicht wird für Abfallverbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen mit 6 kg/t TS angegeben (analog Monoverbrennung; MW aus Kügler et al., 2004; Rapf et al., 2016). Für die Rauchgasreinigung wurde ein Ammoniakbedarf (100 %) von 3 kg/t TS für die Abfallverbrennung (analog Monoverbrennung; Remy & Jossa, 2015) und – aufgrund der höheren Emissionsgrenzwerte – 1,5 kg/t TS für die Mitverbrennung und Zementwerke (Krenn et al., 2019) angenommen. Der Bedarf an Kalkhydrat (Ca(OH)_2) zur Entschwefelung ergibt sich für die Abfallverbrennung zu 15 kg/t TS (analog Monoverbrennung; MW aus Kügler et al., 2004; Remy & Jossa, 2015; Nebocat, 2016; Kraus et al., 2019) und für die Mitverbrennung zu 11 kg/t TS (Krenn et al., 2019). Die Quecksilberentfernung wurde bei allen drei Referenzanlagen mit jeweils 3 kg Aktivkohle/t TS abgeschätzt (analog Monoverbrennung; MW aus Egle et al., 2014, Kügler et al., 2004, Remy & Jossa, 2015, Nebocat, 2016). Der Bedarf an NaOH (100 %) für die Wäscher ergibt sich zu 7 kg/t TS (für Abfallverbrennung analog Monoverbrennung; MW aus Egle et al., 2014, Remy & Jossa, 2015, Rapf et al., 2016, Kraus et al., 2019) bzw. zu 0,02 kg/t TS (Mitverbrennung; Krenn et al., 2019). Für die Kosten des Chemikalientransportes wurde eine Distanz von Markt zu Verbrennungsanlage von 100 km angesetzt.

Bei Abfallverbrennungsanlagen und bei der Mitverbrennung muss zusätzlich das Abwasser der Wäscher behandelt werden. Hierzu wurden analog der Monoverbrennung 0,4 kg HCl/t TS (100 %), 2,1 kg FeCl_3 /t TS (40 %) und 0,2 kg Polymer/t TS berücksichtigt (Egle et al., 2014).

Ein Wärmebedarf besteht weder in der Abfallverbrennung noch in der Mitverbrennung. Zur Kalzinierung von Zementrohmaterial, besteht grundsätzlich ein Wärmebedarf von 3,9 MJ/kg Klinker (Mauschitz, 2019). Da die im Klärschlamm enthaltenen Ca-, Si-, Mg-, Al- und Fe-Mengen nach der exothermen Oxidation der Organik direkt in den Klinker eingebunden werden, wurde für die über den Klärschlamm zugegebenen Rohmaterialmengen kein zusätzlicher Wärmebedarf für die Kalzinierung berücksichtigt. Der elektrische Energiebedarf ergibt sich zu 0,3 MJ/kg Klinker (Zementwerk; Mauschitz, 2019), 250 kWh/t TS für die Abfallverbrennung (analog Monoverbrennung; MW aus

Rechberger et al., 2008, Remy & Jossa, 2015, Rapf et al., 2016) bzw. 9 kWh/t TS für die Mitverbrennung (Krenn et al., 2019).

Gutschriften

Die durch den KS erzeugte Energie in den Verbrennungsanlagen ist je nach Art und Auslegung der Anlage unterschiedlich anzusetzen. Die Brutto-Energie ergibt sich dabei jeweils aus dem Klärschlammfall (FS) und des jeweiligen Heizwertes in MJ/t FS. In der Abfallverbrennung und Mitverbrennung wurde ein Gesamtwirkungsgrad von 50 % thermisch und 14 % elektrisch festgelegt (für Wirbelschichtanlagen, Auswertung der Studien Linz AG, 2007, Rapf et al., 2016, Wehrli et al., 2017 Kraus et al., 2019, B. Eder, persönliche Kommunikation, 2020).

Gemäß der Erhebungen und thermo-dynamischen Überlegungen von Beckmann et al. (2002) – insbesondere Abb. 2 zum Energieaustauschverhältnis – zeigt sich für die Zementerzeugung, dass entwässerter Klärschlamm bei den vorherrschenden Verbrennungstemperaturen von etwa 1.450° C nicht zur Wärmeproduktion beitragen kann. Dies ergibt sich dadurch, dass das Energieaustauschverhältnis (energetische Wertigkeit des Ersatzbrennstoffes im Verhältnis zum Primärbrennstoff) bei den vorliegenden Klärschlammheizwerten von 1 – 4 MJ/kg FS unendlich wird, somit eine „unendliche“ Menge an Klärschlamm zur Substitution einer Einheit Primärbrennstoff herangezogen werden müsste. Ein **Netto-Wärmegewinn** wurde daher nur für getrockneten Klärschlamm berücksichtigt, wobei aufgrund des Heizwertes von getrocknetem Klärschlamm im Bereich 12 MJ/t FS von einem Energieaustauschverhältnis von 1,5 (1,5-fache KS-Menge zur Substitution von Primärrohstoffen) ausgegangen wurde. Da die Zementwerke mit Drehrohren arbeiten, wurde ein Wirkungsgrad von 85 %, gemäß der Drehrohranlage in Dürnröhr (Böhmer et al., 2007, S. 12), angesetzt. Da die produzierte Energie 1:1 in die Wärmeverwertung übergeht, entspricht der Wirkungsgrad auch dem thermischen Gesamtwirkungsgrad (brutto = netto).

Neben der Energie fällt bei den Abfall- und Mitverbrennungsanlagen auch Gips (CaSO_4) an, der in der Bauindustrie weiter verwertet wird. Aufgrund der in der Rauchgasreinigung eingesetzten Kalkhydratmengen, wurde der Gipsanfall mit 35 kg/t TS (Abfallverbrennung) bzw. 25 kg/t TS (Mitverbrennung) abgeschätzt. In Zementwerken wird neben der Energie auch Rohmehl durch die im Klärschlamm enthaltenen Ca-, Mg-, Si-, Al- und Fe- Mengen substituiert. Anhand der Daten aus Zeschmar-Lahl et al. (2020) wurde hier ein

Substitutionspotential von 0,8 kg Klinker/kg Klärschlammasche (bereits abzüglich des CO₂-Verlustes in der Verbrennung) angesetzt.

Abfall

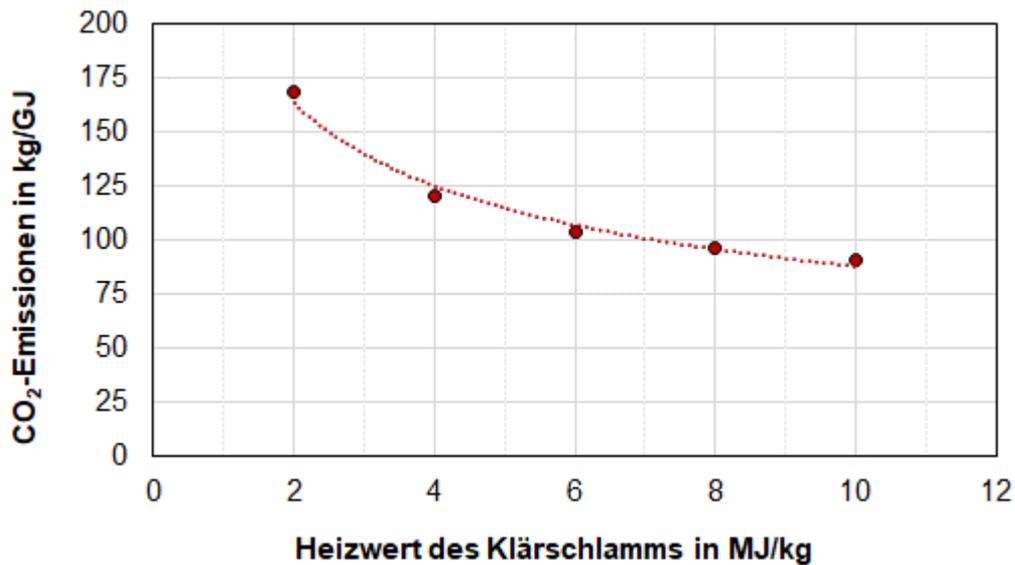
Der Flugascheanfall aus der Abfallverbrennung und Mitverbrennung wurde über den Aschegehalt des verbrannten Klärschlammes ermittelt. Die Reststoffmengen aus der Rauchgasreinigung (Gips und Neutralisationsschlamm) wurden mit 15 kg/t TS angesetzt (analog Monoverbrennung; Nebocat, 2016). Für die Flugasche wurde die Ablagerung auf einer Reststoffdeponie (Annahme Distanz 100 km), für die Reststoffe die Ablagerung auf einer Untertagedeponie (Annahme Distanz 1000 km) berücksichtigt.

Emissionen

Wie beim Ressourcen- und Energieverbrauch sind auch bei den Emissionen nur die **zusätzlichen** Emissionen aus der KS-Verbrennung zu berücksichtigen. Für die Abfallverbrennung und Mitverbrennung wurden aufgrund mangelnder Daten, der ähnlichen Temperaturen (Bereich 850° C) und ähnlichem Aufbau der Rauchgasreinigung daher grundsätzlich dieselben Emissionswerte wie in der Monoverbrennung angesetzt. Bei der Zementherstellung mussten aufgrund der anderen Prozessführung einige zusätzliche Annahmen getroffen werden.

Zur Bestimmung der CO₂-Emissionen aus der Verbrennung für Abfallverbrennungs-, Mitverbrennungsanlagen und Zementwerke wurden die Emissionsfaktoren des deutschen Umweltbundesamtes (2020) herangezogen und eine Leistungstrendlinie in Abhängigkeit des Klärschlammheizwertes erstellt (siehe Abbildung 38). Die tatsächlichen Emissionen wurden dann durch Verschneidung des jeweiligen Heizwertes mit der Trendlinie erhoben. Wie für die **CO₂**-Emissionen aus der Kläranlage, wird auch hier angenommen, dass 10 % der Emissionen fossilen Ursprungs sind (Parravicini et al., 2020).

Abbildung 38: Darstellung der CO₂-Emissionstrendlinie in Abhängigkeit des Klärschlammheizwertes



© Darstellung: TU Wien; © Daten: Umweltbundesamt (2020)

Die **CO**-Emissionen aus Abfallverbrennungs-, Mitverbrennungsanlagen und Zementwerken wurden mit 0,013 g/kg TS angenommen (Median von fünf Monoverbrennungsanlagen; Tabelle 22). Die **SO**₂-Emissionen aus der Mitverbrennung und Abfallverbrennung ergeben sich (analog der Monoverbrennung) zu 0,04 g/kg TS (Tabelle 22). Für die SO₂-Emissionen aus dem Zementwerk wurde angenommen, dass die zugegebenen Klärschlämme eine Schwefelkonzentration von rund 1 % aufweisen (Umweltbundesamt, 2018), sowie, dass rund 97 % des Schwefels über die Anlage entfernt bzw. im Klinker gebunden wird (Auswertung Daten von Boesch & Hellweg, 2010). Die **NO**_x-Emissionen aus der Abfallverbrennung und Mitverbrennung wurden analog der Monoverbrennung mit 0,2 g/kg TS angesetzt (Tabelle 22). Für die NO_x-Emissionen aus Zementwerken wurden angenommen, dass diese aufgrund der hohen Temperaturen maßgeblich aus der Entstehung von thermischem NO_x stammen. Nebenbei sind die Emissionen auch vom Ort der Klärschlammzugabe (Kalzinator, Hauptbrenner) abhängig (Zunzer et al., 2007), der für die entsprechenden Anlagen allerdings nicht bekannt ist. Vereinfacht wurde daher angenommen, dass die Brennstoff-NO-Emissionen im Vergleich zum thermischen NO vernachlässigbar sind. Es wurde daher der durchschnittliche Emissionswert für Zementwerke von 250 mg NO₂/m³ Rauchgas (Mauschitz, 2019) bzw. 0,17 kg NO₂/GJ, bei Berücksichtigung eines Rauchgasanfalls von 2,6 m³/kg Klinker (trocken) und einem Energiebedarf von 3,9 GJ/t Klinker (Mauschitz, 2019), angesetzt. Die **N**₂**O**-Emissionen von Abfallverbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen wurden analog der Monoverbrennung

mit 0,8 kg N₂O/t TS (ausgehend von 150 mg/m³ Rauchgas) angenommen. Für die Zementwerke wurde aufgrund der dort hohen vorherrschenden Temperaturen angenommen, dass die N₂O-Emissionen vernachlässigbar sind (siehe dazu Umweltbundesamt, 2018b). Die zusätzlichen NH₃-Emissionen aus der Klärschlammverbrennung wurden für die Referenzprozesse Abfallverbrennung, Mitverbrennung und Zementwerke aufgrund der grundsätzlich ähnlichen Rauchgasreinigung und fehlender Daten analog zur Monoverbrennung mit 0,012 kg/t TS festgelegt (siehe Tabelle 22).

Kosten

Für diese Verwertungsarten wurden keine spezifischen Kosten ermittelt, sondern die Entsorgungspreise aus der Kläranlagenerhebung angesetzt.

7.2.4 Monoverbrennung

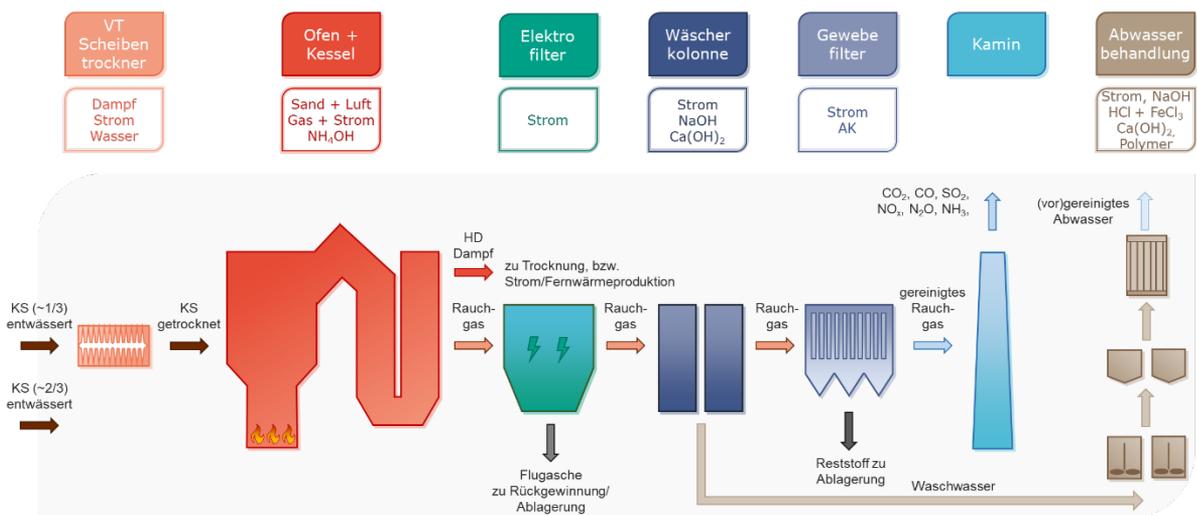
Für die Modellierung der Umweltauswirkungen und Kosten von bestehenden und potenziell neu zu errichtenden Monoverbrennungsanlagen wurde eine Referenzmonoverbrennungsanlage definiert, anhand derer die Kosten, Betriebsmittelverbräuche und das Energiekonzept ermittelt wurden (Abbildung 39). Die führende Verbrennungstechnologie für Monoverbrennungsanlagen ist die Wirbelschichtverbrennung (Umweltbundesamt, 2018a). Für die Abgasreinigung hat sich bei der Monoverbrennung noch keine führende Verfahrenskombination durchgesetzt, die optimale Variante hängt auch wesentlich von den standortspezifischen Randbedingungen ab (Karpf und Wiedl, 2018). Gemäß den vorherrschenden Systemen der Rauchgasreinigung nach Gutjahr & Niemann (2014) umfasst die definierte Referenzmonoverbrennungsanlage

- die Vortrocknung eines Klärschlammteilstroms auf 90 % TS, die gemeinsame Verbrennung von entwässertem und getrocknetem Schlamm in einem Wirbelschichtofen bei > 850° C inklusive einer SNCR (selektive nichtkatalytische Reduktion der NO_x-Emissionen) mit Eindüsung von Ammoniakwasser (NH₄OH) in den Feuerraum,
- die Abtrennung der Flugasche in einem Elektrofilter (Entstaubung),
- die Abscheidung der sauren Bestandteile (SO₂, HCl) in einer Wäscherkolonne mit Natronlauge (NaOH) und Kalkhydrat (Ca(OH)₂) (Entschwefelung),

- die Quecksilberentfernung in einem Gewebefilter unter Zugabe von Aktivkohle (Entquickung),
- die Abwasserbehandlung mit NaOH, HCl, FeCl₃, Polymeren und Kalkmilch
- und die Behandlung und Ablagerung der Reststoffe und Verwertung des anfallenden Gipses in der Baustoffindustrie

Abbildung 39: Darstellung des Referenzprozesses Monoverbrennung

REFERENZ MONOVERBRENNUNG



© TU Wien

Ressourcenverbrauch

Für die Klärschlammverbrennung und Dampferzeugung werden 220 l Frischwasser/t TS (MW aus Rechberger et al., 2007 und Rapf et al., 2016) und 6 kg Sand/t TS (Kügler et al., 2004; Rapf et al., 2016) benötigt. Der Erdgasbedarf zur Anfeuerung der Anlage wurde vernachlässigt. Für die Entstickung werden 3 kg NH₃/t TS (Reinform) bzw. 6 kg NH₄OH/t TS eingesetzt (Remy und Jossa, 2015). In der Gesamtanlage kommen außerdem 8 kg Ca/t TS bzw. 15 kg Ca(OH)₂/t TS zur Abscheidung von Schwefel und Abwasserbehandlung zum Einsatz (MW aus Kügler et al., 2004; Remy & Jossa, 2015; Nebocat, 2016; Kraus et al., 2019). Für die basischen Wäscher und die Abwasserbehandlung wurde zusätzlich eine Zugabe von 7 kg NaOH/t TS (100 %; MW aus Egle et al., 2014, Remy & Jossa, 2015, Rapf et al., 2016, Kraus et al., 2019) berücksichtigt. Die Quecksilberentfernung wurde mit 3 kg Aktivkohle/t TS abgeschätzt (MW aus Egle et al., 2014, Kügler et al., 2004, Remy & Jossa, 2015, Nebocat, 2016). Für die Abwasserbehandlung kommen zusätzlich noch 4 kg HCl/t TS (100 %), 2,1 kg FeCl₃/t TS (40 %) und 0,2 kg Polymer/t TS zum Einsatz (Egle et

al., 2014). Für die Kosten des Chemikalientransportes wurde außerdem eine Distanz von Markt zu Verbrennungsanlage von 100 km angesetzt.

Energiebilanzen

Eine stabile selbstgängige Klärschlammverbrennung mit Verbrennungsluftvorwärmung auf 200° C kann ab einem KS-Heizwert von rund 4 MJ/kg FS erzielt werden (Lehrmann, 2013). Für die Referenzanlage wurde berücksichtigt, dass aus Sicherheitsgründen für die Verbrennung ein Mindest-Mischheizwert von 4,2 MJ/kg FS vorliegen sollte. Dies wird in der Praxis dadurch erreicht, dass ein Teil des Klärschlammes vorgetrocknet wird (90 % TS) und der getrocknete und der entwässerte Schlamm gemeinsam der Feuerung zugegeben werden. Die Trocknungsmenge bestimmt sich dabei über die Heizwerte des entwässerten Klärschlammes (HW_{start}), die bereits im Voraus für alle Kläranlagen ermittelt wurden (siehe Kapitel 5.6). Zur Berechnung wurde für den Klärschlamm x jeder Kläranlage y vereinfacht angenommen, dass dieser jeweils den Heizwert von 4,2 MJ/kg FS (HW_{ende}) erreichen muss. Mit dem Glühverlust des Schlammes und dem zu erreichenden Heizwert von 4,2 MJ/kg FS wird basierend auf den Heizwert-Tabellen von PONDUS (2020) der benötigte TS-Gehalt nach der (Teil-)Trocknung bestimmt. Aus der Massendifferenz vorher zu nachher bestimmt sich schließlich die zu entfernende Wassermenge ($t \text{ H}_2\text{O}_{\text{verdampft}}$). Der spezifische thermische Energiebedarf der Trocknung ergibt sich bei einer Volltrocknung dann zu 850 kWh/t $\text{H}_2\text{O}_{\text{verdampft}}$, der elektrische zu 60 kWh/t $\text{H}_2\text{O}_{\text{verdampft}}$ (Wolf, 2019). Sofern eine Kläranlage bereits ihren Schlamm vortrocknet, wurde keine zusätzliche Trocknung mehr berücksichtigt. Der Heizwert bestimmt sich dann über die Trocknungs-TS und liegt im Schnitt deutlich über dem geforderten Misch-Heizwert von 4,2 MJ/kg FS. Aufgrund der derzeit nur geringen getrockneten Mengen in Österreich wurde vernachlässigt, dass bei Zugabe von bereits getrocknetem Schlamm theoretisch die restlichen entwässerten Schlämme in weniger starken Ausmaß getrocknet werden müssten.

Die Trocknungswärme wird über die Abwärme der Verbrennung bereitgestellt. Die Wärmeverluste in der Trocknung wurden über die Differenz des tatsächlichen zum theoretischen thermischen Energiebedarf (786 kWh/t H_2O ; DWA-M 379, 2019) ermittelt (64 kWh/t $\text{H}_2\text{O}_{\text{verdampft}}$). Der Anteil der potentiellen Wärmerückgewinnung aus den Trocknungsbrüden liegt hier bei maximal 75% (DWA-M 379, 2019). Nach Eder (persönliche Kommunikation, 2020) wird ein Teil der rückgewonnenen Wärme zur Vorwärmung der Verbrennungsluft herangezogen. Zum Betrieb der Verbrennungsanlage wurden außerdem 250 kWh_{elektrisch}/t TS angesetzt (MW aus Rechberger et al., 2007, Remy & Jossa, 2015, Rapf et al., 2016).

Gemäß den Gesetzen der Thermodynamik werden zur Erwärmung des im Klärschlamm enthaltenen Wassers $4,18 \text{ kJ}/(\text{kg H}_2\text{O} \cdot ^\circ\text{C})$ und zur Verdampfung $2.257 \text{ kJ}/\text{kg H}_2\text{O}$ benötigt. Unter Berücksichtigung der Kessel- sowie der Kondensationsverluste wurde schließlich ein Gesamtwirkungsgrad (vor Abzug der Trocknungswärme) von 50 % thermisch und 14 % elektrisch angesetzt (für Wirbelschichtanlagen, Auswertung der Studien Linz AG, 2007, Rapf et al., 2016, Wehrli et al., 2017, Kraus et al., 2019, B. Eder, persönliche Kommunikation, 2020). Im Normalfall reichen die erzeugten Wärme- und Elektrizitätsmengen, um den Eigenbedarf der Anlagen abzudecken.

Gutschriften

Für die erzeugte Überschussenergie (Produktion abzüglich Eigenverbrauch) wird angenommen, dass diese in ein Fernwärme- beziehungsweise Elektrizitätsnetz eingespeist wird. Dazu ist anzumerken, dass Verbrennungsanlagen nicht immer an ein Fernwärmenetz angeschlossen werden können, wobei eine gute Standortwahl auch die Möglichkeit zum Anschluss bereitstellen sollte. Neben der Energie fällt auch Gips (CaSO_4) an, der in der Bauindustrie weiter verwertet wird. Aufgrund der in der Rauchgasreinigung eingesetzten Kalkhydratmengen, wurde der Gipsanfall mit $35 \text{ kg}/\text{t TS}$ abgeschätzt.

Abfälle

Der Flugascheanfall aus der Monoverbrennung wurde über den Aschegehalt des verbrannten Klärschlammes ermittelt. Die Reststoffmengen aus der Rauchgasreinigung wurden mit 15 kg/t TS angesetzt (Nebocat, 2016). Für die Flugasche wurde die Ablagerung auf einer Reststoffdeponie (Annahme Distanz 100 km), für die Reststoffe die Ablagerung auf einer Untertagedeponie (Annahme Distanz 1000 km) berücksichtigt. Bei der Trocknung fallen außerdem rund 1 t Brüden/t H₂O_{verdampft} an (Nebocat, 2016). Diese Brüden (belastet mit 1.200 mg NH₄-N/L und 5.000 mg CSB/L; Wolf, 2019) werden in eine Kläranlage eingeleitet. Die Berechnung des elektrischen Energiebedarfs für die Behandlung der Brüden erfolgt nach den Modellen von Parravicini et al. (2020). Für die NH₄-N Fracht wird angenommen, dass 80% des N auf der Kläranlage entfernt werden, wobei überschlagsmäßig 76 % davon veratmet werden. Zur Oxidation und Denitrifikation des N werden 4,3 – 2,9 g O₂/g N verbraucht. Der CSB im Zulauf Biologie wird zu 92 % auf der Kläranlage entfernt, wobei 62 % (CSB_{OVc}/CSB_n) davon veratmet wird, mit 1 g O₂/g CSB. Die Sauerstoffzufuhr wird mit 1,2 * O₂-Bedarf ermittelt, der Energiebedarf ergibt sich schlussendlich mit 2 kg O₂/kWh.

Emissionen

Die CO₂-Emissionen aus der Monoverbrennung werden wie bei anderen Verbrennungsanlagen aus der Emissionstrendlinie (Abbildung 38) ermittelt, wobei auch hier 10 % der Emissionen als fossile CO₂-Emissionen berücksichtigt werden. Die N₂O-Emissionen wurden gemäß der Erhebung vom deutschen Umweltbundesamt (2018b) mit 150 mg/m³ Rauchgas bzw. umgerechnet 0,8 g/kg TS angesetzt. Die Auswertung zu den restlichen Emissionen (Tabelle 22) ergaben spezifische Werte von 0,013 g CO/kg TS, von 0,2 g NO_x/kg TS (als NO₂), von 0,012 g NH₃/kg TS und von 0,04 g SO₂/kg TS.

Tabelle 22: Vergleich der Emissionen verschiedener Monoverbrennungsanlagen

Anlage	CO in mg/m ³	NO ₂ in mg/m ³	NH ₃ in mg/m ³	SO ₂ in mg/m ³	CO in g/kg TS	NO ₂ in g/kg TS	NH ₃ in g/kg TS	SO ₂ in g/kg TS	
Vera Hamburg	2,6	23		5,1	0,013	0,15		0,005	VERA & Hamburg Wasser, 2021
München	0,5	23	0,6	17	0,0025	0,12	0,003	0,087	(LfU, 2020a)
Emter Altenstadt	8,9	118	2,5	26	0,045	0,59	0,013	0,13	(LfU, 2020b)
Ulm	7,6	94	2,8	6,9	0,038	0,47	0,014	0,035	(LfU, 2020c)
Werdhölzli	2,1	41	2,2	3,6	0,011	0,20	0,011	0,018	(Schlaflützel et al., 2018)
Median					0,013	0,2	0,012	0,04	
Mittelwert					0,02	0,3	0,010	0,06	

Investitions- und Betriebskosten

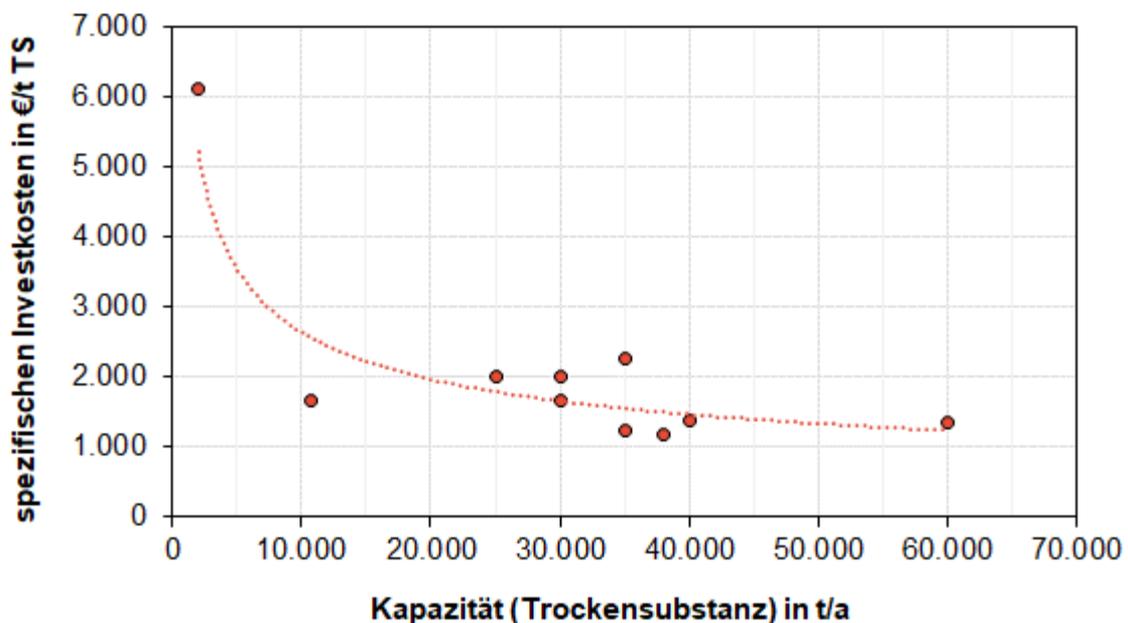
Die Investitionskosten von Monoverbrennungsanlagen sind abhängig von der Kapazität der Anlage. Wirtschaftlich sinnvolle Größen beginnen für die Monoverbrennung im Bereich von 20.000 – 30.000 t TS/a, wobei in besonders entlegenen Lagen ohne andere Entsorgungsoptionen auch kleinere Anlagen zum Einsatz kommen. Nach Franck & Schröder (2015) sollte die Mindestgröße aus wirtschaftlicher Sicht jedoch 4.000 t TS/a nicht unterschreiten. Zum Vergleich ergeben sich die spezifischen Kosten für eine Großanlage (35.000 t TS/a) zu circa 160 €/t TS und für eine Kleinanlage (2.000 t TS/a) zu 510 €/t TS (Franck und Schröder, 2015). Im Rahmen einer Bachelorarbeit (Horeschy, 2020) wurden die Investitionskosten von bestehenden und geplanten Anlagen in Deutschland zusammengetragen (Tabelle 23). Daraus wurden die spezifischen Investitionskosten ermittelt und eine Leistungstrendlinie in Abhängigkeit der Kapazität der Anlagen erstellt (Abbildung 40). Die Investitionskosten beinhalten Verfahrenskosten, die Bautechnik, die E-MSR-Technik sowie Nebenkosten. Die Kapazität der simulierten Anlagen wurde dabei mit dem 1,1-fachen der Klärschlammmenge festgelegt, bei bestehenden Anlagen kam die bestehende Kapazität zum Tragen. Sollte der Klärschlamm in das Ausland exportiert werden, wurden nur die anteiligen Investitionskosten anhand der Auslastung der Anlagen durch österreichischen Schlamm berücksichtigt.

Tabelle 23: Investitionskostenvergleich von Monoverbrennungsanlagen.

Anlage	Kapazität in t TS/a	Investitionskosten in Mio. €	Quelle
Rügen	2.000	12,2	Franck & Rödinger, 2017
Halle/Lochau	10.775	18,0	Plank et al., 2018
Rostock	25.000	50,0	Horn, 2019
Studie Pöyry GmbH	30.000	50,0	Nebocat, 2016
Hannover	30.000	60,0	Schinkel & Haase, 2019
Mainz	35.000	43,3	Franck & Schröder, 2015
Buchen	35.000	79,4	EUWID, 2021
Helmstedt	38.000	45,0	NDR, 2019
Straubing	40.000	55,0	SER, 2020
Bitterfeld-Wolfen	60.000	80,0	MDR, 2019

Quelle Aufstellung: Horeschy (2020)

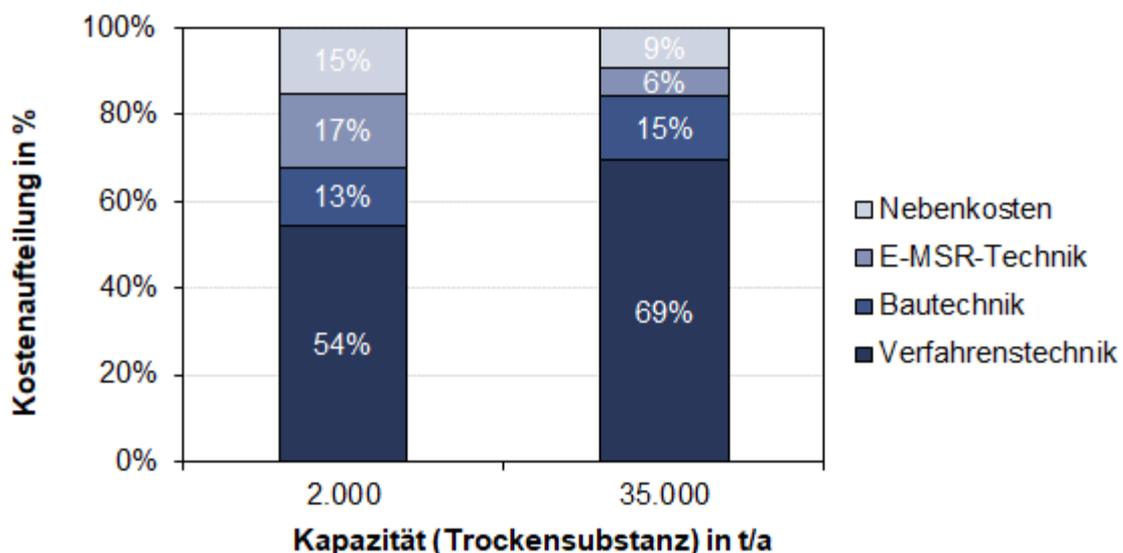
Abbildung 40: Darstellung der spezifischen Investitionskosten von Monoverbrennungsanlagen aus dem deutschsprachigen Raum in Abhängigkeit der Kapazität



© Daten: Horeschy (2020) © Darstellung: TU Wien

Aus den Angaben von Franck & Schröder (2015) ergibt sich, dass die Aufteilung der Kosten für kleine Anlagen gegenüber jener für größere Anlagen deutliche Unterschiede aufweist (Abbildung 41). Dies ist bei der Erstellung des Kapitaldienstes zu berücksichtigen, da diese Anlagenteile unterschiedliche Lebensdauern haben. Für neu zu bauende Monoverbrennungsanlagen bis 2.000 t TS/a wurden daher die Kostenaufteilung der Anlage mit 2.000 t TS/a, bei Anlagen zwischen 2.000 und 35.000 t TS/a wurde die Aufteilungssätze zwischen den beiden Größen interpoliert, und ab 35.000 t TS/a wurde angenommen, dass sich die Sätze nicht mehr ändern (siehe auch die Vergleichmäßigung der spezifischen Investitionskosten im Bereich ab 35.000 t TS/a; Abbildung 40). Für bestehende Anlagen mit Umbaumaßnahmen (konkret Simmeringer Haide) wurden die Zusatzkosten für den Umbau angefragt und zusätzlich berücksichtigt. Für die Verfahrenstechnik wurde eine Lebensdauer von 15 Jahren, für die Bautechnik von 30 Jahren, für die E-MSR-Technik von 10 Jahren und für die Nebenkosten von 30 Jahren angesetzt.

Abbildung 41: Vergleich der Kostenaufteilung einer Anlage mit 2.000 t TS/a und einer Anlage mit 35.000 t TS/a



© Daten: Franck & Schröder (2015), © Darstellung: TU Wien

Zu den Investitionskosten kommen weiters die Planungskosten die nach Kraus et al. (2019) und EUWID (2021) mit 15 % der Investitionskosten und einer Abschreibung über 30 Jahre angenommen wurden. Die Wartungskosten wurden nach Nebocat (2016) mit 1 % der Bautechnik/a, 2 % der Verfahrenstechnik/a und 2 % der E-MSR-Technik/a angesetzt.

Der Personalbedarf wurde für eine Anlage mit 5.000 t TS/a mit 10 Personen und ab 30.000 t TS/a mit 15 Personen festgelegt. Dazwischen wurde interpoliert, darüber und darunter wurde angenommen, dass sich der Bedarf nicht mehr verringert bzw. erhöht. Das Gehalt eines Arbeiters wurde mit 60.000 €/Personenjahr angesetzt (Kraus et al., 2019).

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden die Kostensätze nach Tabelle 2 (Seite 31) angesetzt. Zusätzlich wurden die Einsparung der bisherigen Entsorgungskosten und die Änderung der Transportdistanzen berücksichtigt.

7.3 Phosphorrückgewinnung

Auf die einzelnen P-Rückgewinnungsverfahren wird in dieser Studie nicht im Detail eingegangen, da diese nur als Referenzverfahren für die Modellierung von Kosten und Umweltauswirkungen gelten. Eine Zusammenfassung der betrachteten Verfahren, deren Funktionsweise sowie die verwendeten Quellen kann Tabelle 7 (Seite 43) entnommen werden, detaillierte Beschreibungen vieler Verfahren finden Sie zum Beispiel in den Berichten von Egle et al. (2014) und Kraus et al. (2019).

Ressourcen- und Energieverbrauch

Die Rückgewinnungsverfahren benötigen für den Betrieb eine Reihe verschiedener Chemikalien sowie Energie. Die benötigten Ressourcen für die dezentralen Verfahren (Kläranlage) finden sich in Tabelle 24, jene für die zentralen Verfahren (Asche) sind in Tabelle 25 zusammengefasst. Die Säuremengen werden immer in 100 % Form angegeben, für die Ökobilanz und die Transportkosten wurden jedoch immer die Lösungsformen berücksichtigt (Referenzlösung siehe Tabelle 3, Seite 31). Neben den täglichen Betriebsmitteln wurden auch die Ressourcen für die Infrastruktur (Becken, Behälter, ...) in Anlehnung an Kraus et al. (2019) abgeschätzt. Hierbei ist anzumerken, dass sich die Betriebsmittelverbräuche auf mittlere Verhältnisse beziehen und je nach Kläranlage bzw. Aschequalität davon abweichen können. Der Transport der Chemikalien wird mit 100 km angenommen, der Transport von Asche zur Rückgewinnungsanlage mit 200 km.

Tabelle 24: Annahmen für den Ressourcen- und Energieverbrauch der dezentralen Klärschlammverfahren

Betriebsmittel	Einheit	TerraNova	AirPrex	Wasstrip + Lysotherm	Stuttgarter Verfahren
H ₂ SO ₄ (100 %)	kg/t bzw. m ³ KS	14,4	-	-	2,96
NaOH (100 %)	kg/t bzw. m ³ KS	0,0001	-	0,02 ¹	1,05
NaOH (100 %)	kg/m ³ Zentrat	-	-	0,02	-
HNO ₃ (100%)	kg/t bzw. m ³ KS	40	-	0,02	-
MgCl ₂	mol/mol P	-	1,5	1,2	-
MgO	mol/mol P	-	-	-	1,6
Polymer	kg WS/t TS ÜSS	-	-	5,0	-
Zitronensäure (100 %)	km/m ³ Zentrat	-	-	-	2,4
NaClO (100%)	kg/m ³ Zentrat	-	-	-	0,005
CSH Granulat (Annahme Mix aus 40 % CaO, 29 % SiO ₂ , 31 % H ₂ O)	kg/t KS	35	-	-	-
Strom	kWh/t bzw. m ³ KS	36	0,75	4,70 ¹	0,92
Strom	kWh/m ³ PS + ÜSS	-	-	1,75	-
Strom	kWh/m ³ Zentrat	-	-	0,36	2,5
Wärme	kWh/t KS	180	-	37	-
Beton	m ³ /(kg KS · a)	0,010	0,006	0,05	0,010
Bewehrungsstahl	kg/(kg KS · a)	0,7	0,4	3,0	0,7
Baustahl	kg/(kg KS · a)	21	10	9,0	21
Edelstahl	kg/(kg KS · a)	21	10	8,0	21
PVC	kg/(kg KS · a)	5	26	5	8

¹ Schlamm im Lysotherm-Reaktor

² Faulschlamm und Retentat aus Stuttgarter Verfahren

Tabelle 25: Annahmen zum Ressourcen- und Energieverbrauch der zentralen Ascheverfahren

Betriebsmittel	Einheit	AshDec	Phos4Life	EcoPhos	Direkte Integration
Trinkwasser	m ³ /t KSA	0,40	3,6	3,6	0,16
Deion. Wasser	m ³ /t KSA	-	3,5	-	-
H ₂ SO ₄ (100 %)	kg/t KSA	-	830	-	400
Ionentauscherharz	kg/t KSA	-	-	0,3	-
CaCO ₃ (100 %)	kg/t KSA	-	360	-	-
CaOH ₂	kg/t KSA	8,0	-	-	250
Kalk	kg/t KSA	-	120	-	-
HCl (100 %)	kg/t KSA	-	410	450	-
Na ₂ CO ₃ (100 %)	kg/t KSA	300	-	-	-
Sulfid	kg/t KSA	-	-	4,4	-
Strom	kWh/t KSA	200	430	35	30
Wärme	kWh/t KSA	-	1700	2100	-
Gas	m ³ /t KSA	37	-	-	-
Beton	m ³ /(kg KSA · a)	0,020	0,10	0,10	0,10
Bewehrungsstahl	kg/(kg KSA · a)	12	60	60	60
Baustahl	kg/(kg KSA · a)	10	9,0	9,0	9,0
Edelstahl	kg/(kg KSA · a)	21	18	18	18
PVC	kg/(kg KSA · a)	10	20	20	20

Abfälle

Reststoffe bei den Kläranlagenverfahren (außer Klärschlamm) fallen nur beim TerraNova Verfahren an, bei den Ascheverfahren verbleiben in den meisten Fällen Laugungsrückstände oder Filterstaub (Tabelle 26). Die Rückstände werden behandelt und, wenn notwendig, abgelagert.

Tabelle 26: Zusammenfassung der anfallenden Abfälle aus den Rückgewinnungsverfahren

Betriebsmittel	Einheit	TerraNova	AshDec	Phos4Life	EcoPhos	Direkte Integration
Filterstaub	kg/t KSA		60			
Laugungsrückstand	kg/t KSA			1300	550	550
Abwasser	m ³ /t KSA			2,1		0,16
Ionenaustauscher beladen	kg/t KSA				0,3	
Abfallsäuren	kg/t KS	0,0002				

Investitions- und Betriebskosten

Die Investitionskosten der Verfahren wurden nach Möglichkeit jeweils für zwei Anlagengrößen ermittelt. Anschließend wurde in Anlehnung an Kraus et al. (2019) der r-Faktor zur Berücksichtigung der nicht-linearen Preissteigerungen der Anlagen ermittelt und angewandt (Tabelle 27). Der Zusammenhang von Kosten und Kapazität (Regressionsfaktor r) lässt sich damit wie folgt darstellen

$$r [-] = \log \left(\frac{\text{Kapazität}_j}{\text{Kapazität}_i} \right) / \log \left(\frac{\text{Kosten}_j}{\text{Kosten}_i} \right)$$

Für die Integration in die Düngemittelindustrie wurden die zusätzlichen Kosten für ein Aschelager an Investitionskosten angesetzt. Für die Modellierung der Szenarien mit Asche-Verfahren wurde außerdem immer angenommen, dass davon jeweils zwei Anlagen in Österreich zum Einsatz kommen. Die Lebensdauer der jeweiligen Anlagen wurde anhand der verfügbaren Daten festgelegt. Als weitere Kosten wurden nach Kraus et al. (2019) die Planungskosten mit 15 % der Investitionskosten und zusätzliche Peripheriekosten für die Verfahren AirPrex, Stuttgarter Verfahren und Wasstrip + Lysotherm mit 20 % der Investitionen festgelegt. Zusätzlich wurden die Wartungskosten der Anlagen mit 2 % der Investitionskosten/a ermittelt. Die Personalkosten ergeben sich anhand des Personalbedarfs mit Kosten für ein volles Personenjahr von 60.000 €/a (Tabelle 27). Für die direkte Integration in die Düngemittelindustrie wurde ein zusätzlicher Bedarf von 6 Personenjahren angesetzt, wobei bei den Größen der bestehenden Düngemittelindustrieanlagen in Österreich der Bedarf möglicherweise durch bestehendes Personal abgedeckt werden könnte.

Tabelle 27: Überblick über den Regressionsfaktor r und die ansetzte Lebensdauer der Rückgewinnungsverfahren

Verfahren	r-Faktor	Lebensdauer der Anlagentechnik in Jahren	Personalkosten in €/a
AirPrex	0,38	15	0,25 · 60.000
Wasstrip + Lysotherm	0,56	15	0,50 · 60.000
Stuttgarter Verfahren	0,37	15	0,50 · 60.000
TerraNova	0,14	15	0,75 · 60.000
AshDec	0,44	15	6 · 60.000
Phos4Life	0,75	20	16 · 60.000
EcoPhos	0,69	15	16 · 60.000
Direkte Integration	0,40	30	6 · 60.000

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden die Betriebsmittelverbräuche (Tabelle 24 und Tabelle 25) und die Kostensätze nach Tabelle 2 (Seite 31) angesetzt. Genauso wie die Verbräuche, wurden auch die Erlöse aus dem Verkauf von Düngemitteln und den weiteren Produkten (z.B. FeCl_3 , CaCl_2) sowie die Einsparungen monetär berücksichtigt.

7.4 Produktnutzung

Bei den Rückgewinnungsverfahren fallen einerseits Gutschriften für die Substitution von P-Primärmaterialien (P-Dünger, P-Säure) an, wobei die Gutschrift immer nur für den pflanzenverfügbaren P-Anteil der Rückgewinnungsprodukte berücksichtigt wurde (Tabelle 28). Als pflanzenverfügbare Anteil wurde hier nach Kratz et al., 2019 die relative Netto-P-Aufnahme (net rPU in %) der Pflanzen im Vergleich zu einem wasserlöslichen mineralischen Dünger herangezogen. Auch wenn P-Säure nicht unmittelbar als Dünger eingesetzt wird, so ist der enthaltene Phosphor zu 100 % wasserlöslich und damit zu 100 % pflanzenverfügbar. Diese Verfügbarkeit sollte auch bei einer eventuellen Weiterverarbeitung nicht eingeschränkt werden.

Tabelle 28: Gutschriften für die rückgewonnen Phosphor- und Stickstoffmengen

Verfahren	Ort	Verfügbare P-Fracht in % des Zulaufs	P-Rückgewinnung in % der verfügbaren P-Fracht	P-Pflanzenverfügbarkeit	N-Rückgewinnung (in MAP)
TerraNova	Faulschlamm	91 (84 – 98)	73	80	14/31 * P _{Rück}
AirPrex	Faulschlamm	20 (15 – 24)	35	100	14/31 * P _{Rück}
Wasstrip + Lysotherm	Zentrat	25 (19 – 30)	85	100	14/31 * P _{Rück}
Stuttgarter Verfahren	Zentrat	58 (53 – 62)	95	100	14/31 * P _{Rück}
AshDec	Asche	88 (75 - 97)	95	80	-
Phos4Life	Asche	88 (75 - 97)	95	100	-
EcoPhos	Asche	88 (75 - 97)	9	100	-
Direkte Int.	Asche	88 (75 - 97)	95	100	-

Neben Phosphor können aus der Asche auch weitere Stoffe rückgewonnen werden (Tabelle 29) meist Fällsalze in der Form von FeCl₃ oder AlCl₃ und Forstschutzmittel wie CaCl₂. Einige Verfahren insbesondere auf der Kläranlage erhalten auch Gutschriften für Strom und Wärme, die zum Beispiel auf einen verringerten Stromverbrauch für die Klärschlammmentwässerung zurückgehen.

Tabelle 29: Weitere Gutschriften der Rückgewinnungsverfahren

Gutschrift		TerraNova	Wasstrip + Lysotherm	Phos4Life	EcoPhos
Polymer	kg WS/t TS	-	5	-	-
Strom	kWh/t KS	127	-	-	-
Strom	kWh/ EW ₁₂₀	-	0,06	-	-
Wärme	kWh/t KS	318	-	-	-
Fe (Cl ₃)	in % der Fe-Fracht in KSA	-	-	70	70
Ca (Cl ₂)	in % der Ca-Fracht in KSA	-	-	-	95
HCl	kg/t KSA	-	-	150	-
Gips	kg/t KSA	-	-	400	-

7.5 Stoffflussmodell Schwermetalle

Um den Verbleib der Schwermetalle aus dem Klärschlamm mittels einer Stoffflussbilanz abbilden zu können, mussten zuerst die Transferkoeffizienten für die unterschiedlichen Reinigungs- und Aufbereitungsprozesse erhoben werden. Die letztendlich für die Abbildung einer durchschnittlichen Situation gewählten Transferkoeffizienten sind in Tabelle 30 und Tabelle 31 dargestellt. Die Aufteilung der Schwermetallfrachten aus dem Zulauf in den Klärschlamm und Ablauf erfolgte nach der Literaturrecherche von Diepold (2020), wobei für Hg der Koeffizient nach Suess et al. (2020) angewandt wurde. Für die Klärschlammverwertungsprozesse der direkten landwirtschaftlichen Verwertung bzw. Verwertung über die Kompostierung wurde ein 100 % Transfer der Schwermetalle aus dem Klärschlamm in die Böden angenommen. Die Transferkoeffizienten der Zementherstellung wurden nach den Daten von Boesch et al. (2009) ermittelt. Für die Mit- und Abfallverbrennung wurden dieselben Transferkoeffizienten wie in der Monoverbrennung berücksichtigt, da es sich in allen drei Fällen um Wirbelschichtanlagen mit ähnlichen Temperaturen und Abgasreinigungsprozessen handelt. Die Koeffizienten der Monoverbrennung wurden aus Egle et al. (2014) übernommen. Für die Ermittlung der Transferkoeffizienten der Phosphorrückgewinnungsverfahren wurde auf die Studien von Egle et al. (2014), Mehr & Hellweg (2018), Amann et al. (2018) und Daten von M. Buttman (persönliche Kommunikation, 2021) zurückgegriffen. Für die direkte Integration in die Düngemittelindustrie wurde angenommen, dass alle Schwermetalle aus der Asche auch im Düngeprodukt landen.

Tabelle 30: Transferkoeffizienten der Schwermetalle für die Kläranlagen- und Klärschlammbehandlungsprozesse

Von	Nach	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Zulauf	Klärschlamm	80	72	75	79	96	49	80	66
Zulauf	Ablauf	20	28	25	21	4	51	20	34
Kompostierung	Kompost/ Boden	100	100	100	100	100	100	100	100
Landwirt. Verwertung	Boden	100	100	100	100	100	100	100	100
Zementwerk ZMTW	Klinker	0,02	0,07	0,01	0	20	0	0,02	0
Zementwerk ZMTW	Atmosphäre	99,98	99,93	99,99	100	80	100	99,98	100

Von	Nach	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Mit-/Abfall- /Monoverbrennung Wirbelschicht	Abwasser	0,11	0,16	0,05	0,02	3,33	0,02	0,14	0,06
Mit-/Abfall- /Monoverbrennung Wirbelschicht	Atmosphäre	0,08	0	0,1	0	0,19	0,05	0,02	0,02
Mit-/Abfall- /Monoverbrennung Wirbelschicht	Filterkuchen	1,61	2,94	16,35	15,48	91,48	16,23	17,24	20,22
Mit-/Abfall- /Monoverbrennung Wirbelschicht	Flugasche	98,2	96,9	83,5	84,5	5	83,7	82,6	79,9

Tabelle 31: Transferkoeffizienten der Schwermetalle für die Rückgewinnungsprozesse

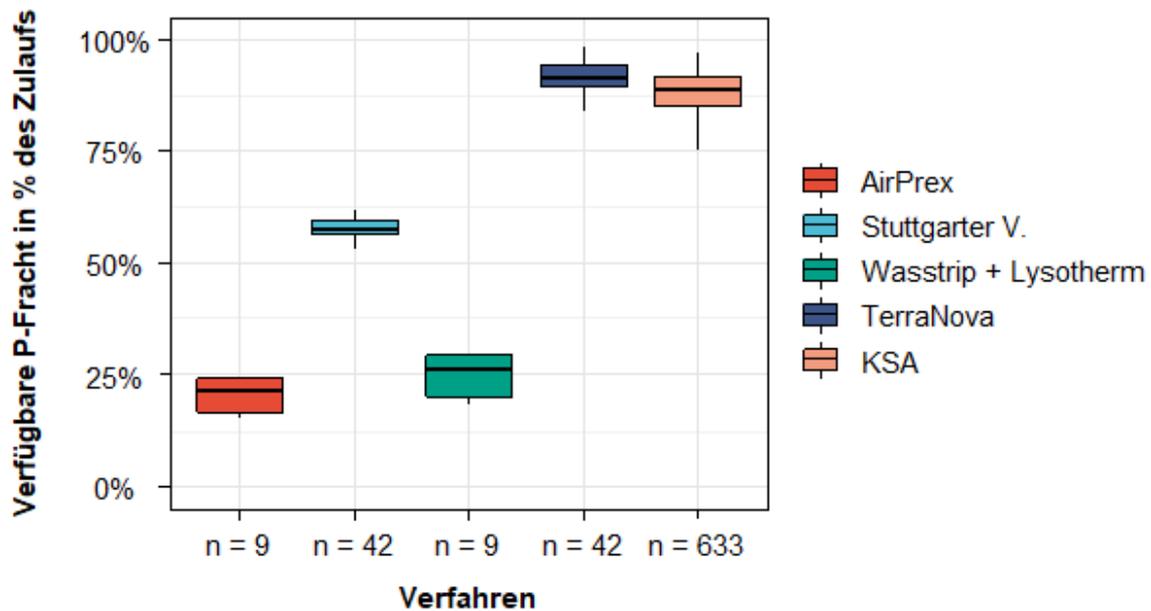
Von	Nach	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Klärschlamm	Produkt AirPrex und Wasstrip/LT	0,8	0,8	0,6	0,3	0,7	0,9	0,7	0,2
Klärschlamm	Verbleib Klärschlamm	99,2	99,2	99,4	99,7	99,3	99,1	99,3	99,8
Klärschlamm	Produkt Stuttg. Vf.	8	3,6	1,6	1,4	6,5	2,8	2,2	0,8
Klärschlamm	Verbleib Klärschlamm	92	96,4	98,4	98,6	93,5	97,2	97,8	99,2
Klärschlamm	Produkt TerraNova	10	0	28	12	0	5	5	26
Klärschlamm	Verbleib Klärschlamm	90	100	72	88	100	95	95	74
Flugasche	Direkte Integration	100	100	100	100	100	100	100	100
Flugasche	EcoPhos P-Säure	58	0	0	0	0	0,9	8	0,2
Flugasche	EcoPhos andere Produkte	0	100	8	87	100	30	84	91
Flugasche	EcoPhos Reststoffe	42	0	92	13	0	69	8	9
Flugasche	Phos4Life P-Säure	23	0	0	0	0	0	0	0
Flugasche	Phos4Life andere Prod.	66	62	71	95	0	78	18	94
Flugasche	Phos4Life Reststoffe	11	38	29	4	100	22	81	6
Flugasche	AshDec Produkt	10	50	70	80	5	80	5	75
Flugasche	AshDec Reststoffe	90	50	30	20	95	20	95	25

8 Bewertungsergebnisse

8.1 Phosphorrückgewinnung und Phosphornutzung

Bevor die Phosphorrückgewinnung ausgewiesen werden kann, ist in einem ersten Schritt die für die Rückgewinnung zur Verfügung stehende P-Fracht (verfügbare P-Fracht) zu ermitteln. Im Falle der Verfahren auf der Kläranlage geht es hierbei um die gelöste $\text{PO}_4\text{-P}$ -Fracht, die am Ort der Rückgewinnung vorliegt, im Falle der Asche um die P-Menge, die in der Asche beziehungsweise im Klärschlamm enthalten ist. Abbildung 42 zeigt die Schwankungsbreiten der verfügbaren P-Fracht für die unterschiedlichen Verfahren beziehungsweise für die Klärschlammasche. Mit den betrachteten Bio-P-Verfahren (AirPrex und Wasstrip + Lysotherm) kann damit nach den Schätzungen anhand der Kläranlagenbelastung maximal 30 % der Zulauf-P-Fracht am Ort der Rückgewinnung in Lösung gebracht werden. Das Stuttgarter-Verfahren erreicht durch die Zugabe von Säuren und die pH-Wert Absenkung eine Rücklösung als $\text{PO}_4\text{-P}$ von bis zu gut 60 % der Zulauffracht. Hierdurch wird bereits offensichtlich, dass die rückgewinnbare P-Fracht auf der Kläranlage mit den heutigen Reinigungsansätzen und Rückgewinnungsverfahren durch die Möglichkeiten zur Rücklösung des P beschränkt ist. Für das TerraNova- und die Asche-Verfahren ist die für die Rückgewinnung zur Verfügung stehende P-Menge vor allem von der P-Entfernungsleistung der Kläranlage abhängig und beträgt damit rund 90 % der Zulauffracht.

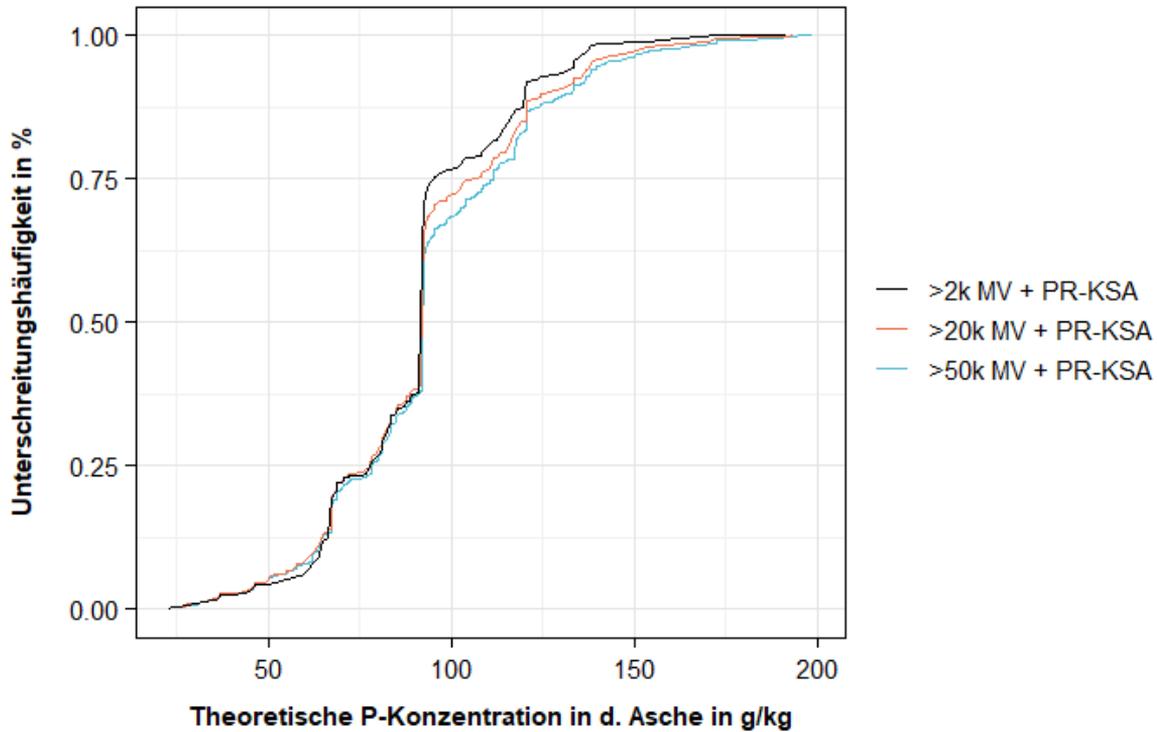
Abbildung 42: Schwankung der verfügbaren P-Fracht für die Rückgewinnung bei unterschiedlichen Verfahren



© TU Wien

Bei Ascheverfahren ist die P-Konzentration in der Asche von wesentlicher Bedeutung für deren Wirtschaftlichkeit. Klärschlammasche konkurriert hier mit dem Primärrohstoff (aufbereitetes) Rohphosphat, welches üblicherweise Konzentrationen von zumindest 20 % P_2O_5 bzw. 9 – 10 % P aufweist. In Abbildung 43 ist die Unterschreitungshäufigkeit der errechneten theoretischen P-Konzentrationen in der österreichischen Klärschlammasche, in Abhängigkeit von den Szenarienklassen ≥ 2.000 , ≥ 20.000 und ≥ 50.000 EW_{Ausbau} , dargestellt. Zu sehen ist, dass zumindest 65 % der Schlämme theoretisch eine P-Aschekonzentration von 9 % erreichen. Geringere Konzentrationen bis auf 5 % P herab sind jedoch auch möglich. Die mittlere P-Konzentration bei theoretischer Durchmischung aller Monoverbrennungsaschen liegt je nach Szenario bei 8,2 bis 8,8 % (Tabelle 32).

Abbildung 43: Darstellung der theoretischen zu erreichenden Phosphorkonzentrationen in der simulierten Klärschlammasche



© TU Wien

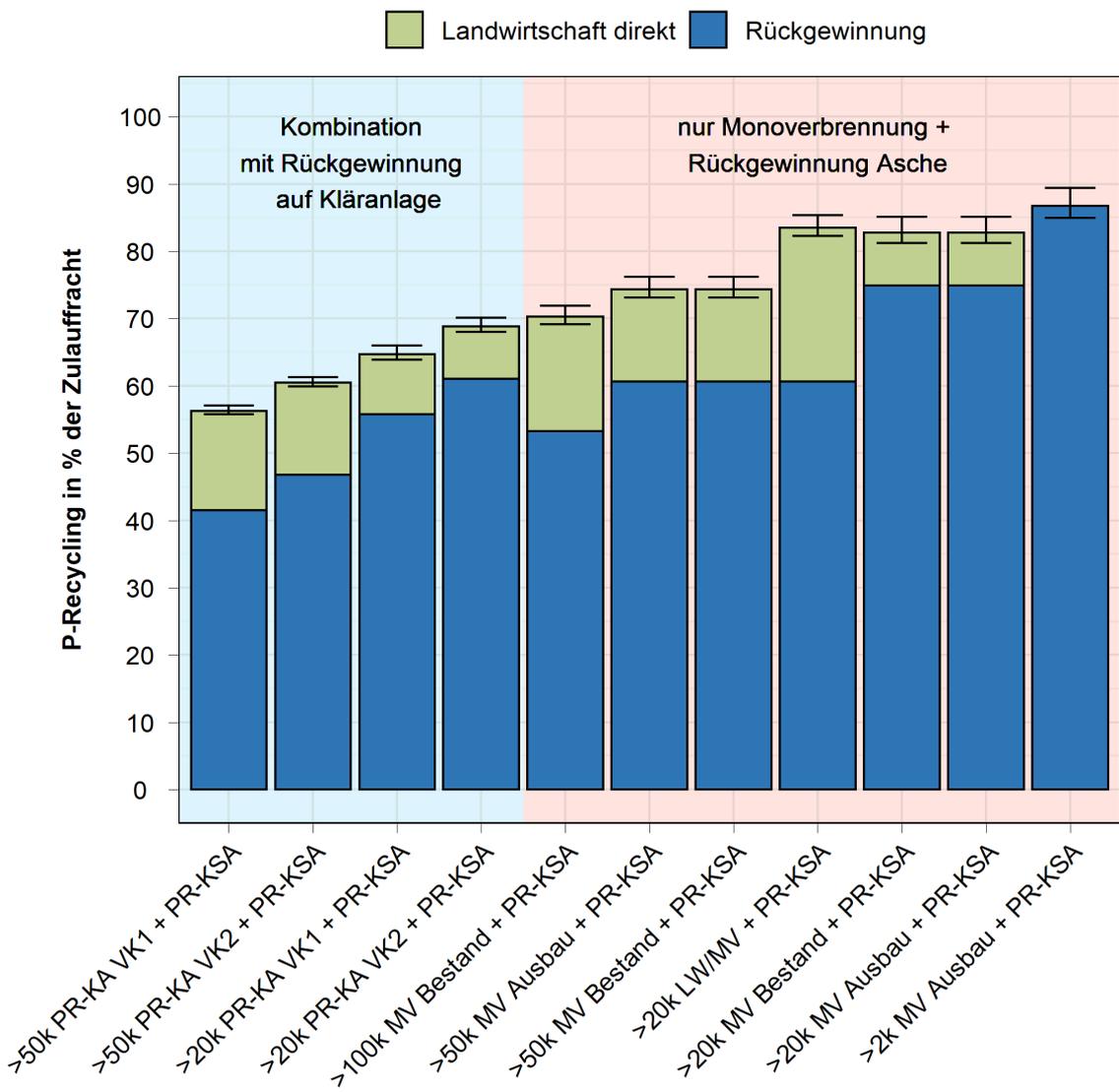
Tabelle 32: Produzierte Klärschlammaschemengen und deren durchschnittlicher P-Gehalt in Abhängigkeit der Szenarien

Szenario(gruppen) der zentralen Konzepte (Asche)	Aschemenge in t/a	Durchschnittlicher P-Gehalt in %
>2k MV Ausbau + PR-KSA	82.000	8,3
>20k MV Ausbau/Bestand + PR-KSA	70.000	8,2
>20k MV Bestand/LW + PR-KSA	53.000	8,8
>50k MV Ausbau/Bestand + PR-KSA	56.000	8,3
>100k MV Bestand + PR-KSA	49.000	8,4

Die erreichbaren P-Rückgewinnungsgrade der Szenarien können Abbildung 44 entnommen werden. Der maximal zu erreichende P-Rückgewinnungsgrad liegt dabei mit Einbezug aller Kläranlagen $\geq 2.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ bei rund 90 % der P-Zulaufkraft. Wie zu

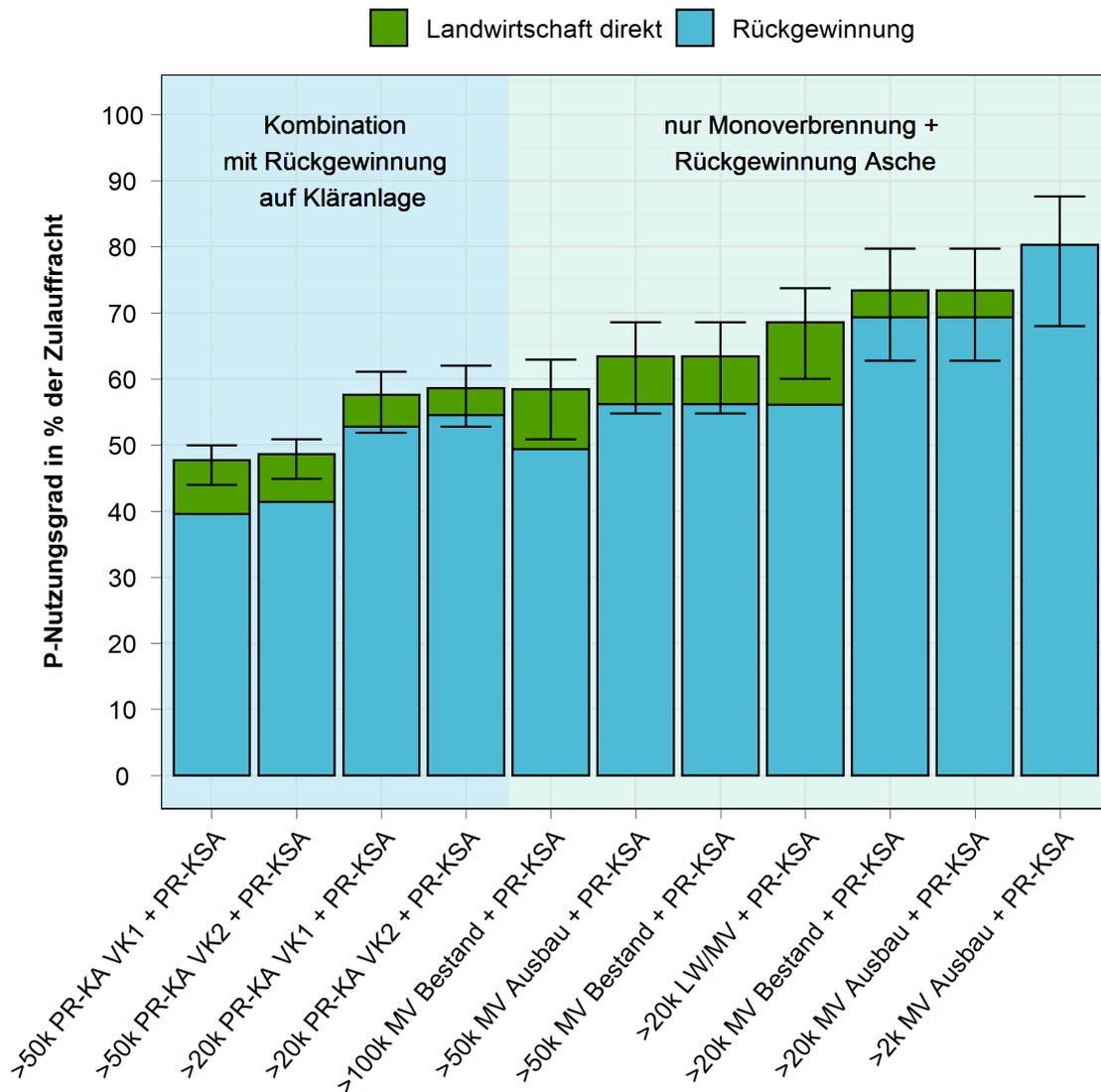
erwarten, ist der Rückgewinnungsgrad für die Szenarien mit Monoverbrennung UND Rückgewinnung auf den Kläranlagen (dort wo es möglich ist) geringer, als für die reinen Monoverbrennungsszenarien. Mit dieser Strategie könnten nur 40 bis 60 (nur Rückgewinnung) bzw. 55 bis ca. 70 % (inklusive direkter landwirtschaftlicher Verwertung) recycelt werden.

Abbildung 44: Abbildung des berechneten P-Rückgewinnungsgrades und des P-Recyclings über die direkte landwirtschaftliche Verwertung in Abhängigkeit des betrachteten Szenarios



Nach Abzug jener Menge der Phosphorprodukte bzw. des direkt aufgetragenen Klärschlammes, die nicht als pflanzenverfügbar ausgewiesen wird, ergibt sich schließlich der Phosphornutzungsgrad (Abbildung 45). Der maximal mit den vorliegenden Verfahren und Szenarien erreichbare P-Nutzungsgrad liegt damit bei rund 87 %. Bei Berücksichtigung der Szenarien für Kläranlagen $\geq 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ liegt dieser bei 75 % (zentrale Szenarien) beziehungsweise 59 % (dezentrale Szenarien) der Zulaufmengen, für Kläranlagen $\geq 50.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ bei 64 % respektive 48 %. Bei einem Verbot der direkten landwirtschaftlichen Ausbringung von Klärschlamm würde der P-Nutzungsgrad je nach Szenario um 4 bis 12 Prozentpunkte sinken.

Abbildung 45: Abbildung des berechneten P-Nutzungsgrades in Abhängigkeit des betrachteten Szenarios



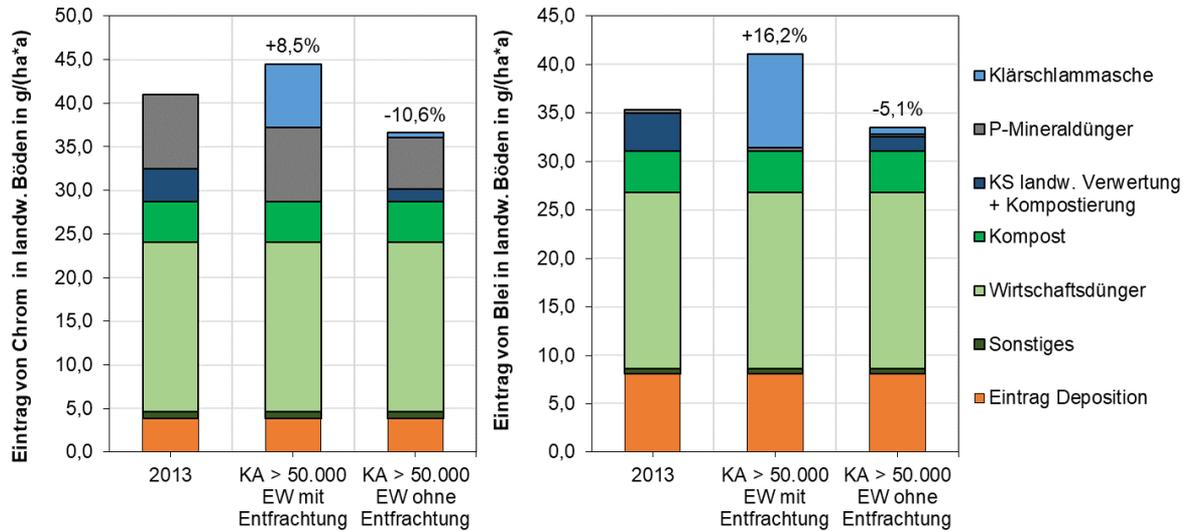
© TU Wien

8.2 Schadstoffzerstörung und -ausschleusung

In früheren Studien zum Thema der Schwermetallbelastung von Klärschlämmen hat sich bereits gezeigt, dass trotz des massiven Rückgangs der Schwermetallkonzentrationen in den Klärschlämmen, die potentiellen Frachten aus der Klärschlammaschleusung nicht unbedeutend für die Einträge von Schwermetallen in landwirtschaftliche Böden sind (Amann et al., 2016). Die heutigen Einträge aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in Österreich machen zum Beispiel für Chrom und Blei rund 10 % der insgesamt über unterschiedliche Eintragspfade in die landwirtschaftlichen Böden eingetragenen Fracht aus (Abbildung 46). Dies zeigt, dass eine mögliche Steigerung durch die Umsetzung von P-Rückgewinnungsstrategien beachtet werden muss.

Für die P-Produkte aus der Fällung auf der Kläranlage (zum Beispiel Struvite, Kalziumphosphate, ...) ist von keinem Risiko einer Erhöhung dieser Schwermetalleinträge auszugehen, da die entsprechenden Produkte sehr schwermetallarm sind, und nur ein geringfügiger Prozentsatz der Schlamm-Metalle in die Produkte transferiert wird (Tabelle 33). Im Gegenzug dazu geht ein Großteil der Schwermetalle aus dem Zulauf der Kläranlagen in den Klärschlamm und somit überwiegend auch in die Klärschlammasche über. Dies zeigt auch der Vergleich der Schwermetallkonzentrationen bezogen auf die enthaltene P-Fracht (Tabelle 34). In Abbildung 46 ist die Änderung der Schwermetallfrachten unter gewissen Szenarien (Monoverbrennung und P-Rückgewinnung für $KA \geq 50.000$ EW mit und ohne Entfrachtung) am Beispiel Chrom und Blei dargestellt. Zu sehen ist, dass der Einsatz von KSA ohne Entfrachtung zu einer Erhöhung der Einträge um 9 % (Cr) bzw. 16 % (Pb) führen würde. Um diese Anhebung zu vermeiden, sollte eine Entfrachtung der Klärschlammasche vor einer Rückgewinnung daher in Betracht gezogen werden.

Abbildung 46: Mittlere Schwermetalleinträge in landwirtschaftliche Böden Österreichs für Chrom (links) und Blei (rechts) und die potentielle Veränderung der Einträge durch die P-Rückgewinnung beim Einsatz von Produkten aus Verfahren mit und ohne Entfrachtung



© TU Wien

Tabelle 33: Übersicht über Schwermetallgehalte in den Rückgewinnungsprodukten in mg/kg Produkt

in mg/kg	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	U
Pearl/ Struvia¹	2,7	0,1	2,7	2,6	0,39	2,5	1,3	14,9	-
Struvite aus Zentrat³	0,63	<0,1	5,39	7,77	0,33	2,9	9	<59	0,16
AirPrex^{1,2}	0,6-1	0,3-0,4	6-16	40	0,1-0,2	<0,5-16	12	90-95	0,15
Stuttgarter Vf. ^{1,2}	1,6-3,2	<0,1-0,4	5	30-132	0,03-0,3	5-19	<0,1-7	50-260	0,2
Struvite aus Faulschlamm³	1,5	<0,1	15,7	32,1	0,84	8,99	21,1	74,3	0,16
TerraNova⁵	-	0,21	25	11	< NWG	4,5	4,5	73	-
AshDec^{1,2}	4-12	0,3-41	100-200	420-600	0,01-0,7	60-610	60-90	1400-2100	8-100
Phos4Life⁴	15	<1	<1	9	<1	<1	<1	9	-

¹ Kraus & Seis, 2015 ² LfU, 2015 ³ Krüger et al., 2016 ⁴ Mehr & Hellweg, 2018b ⁵ M. Buttmann, persönliche Kommunikation, 2021 NWG = Nachweisgrenze

Tabelle 34: Übersicht über Schwermetallgehalte in den Rückgewinnungsprodukten bezogen auf die P-Fracht in mg/kg Phosphor

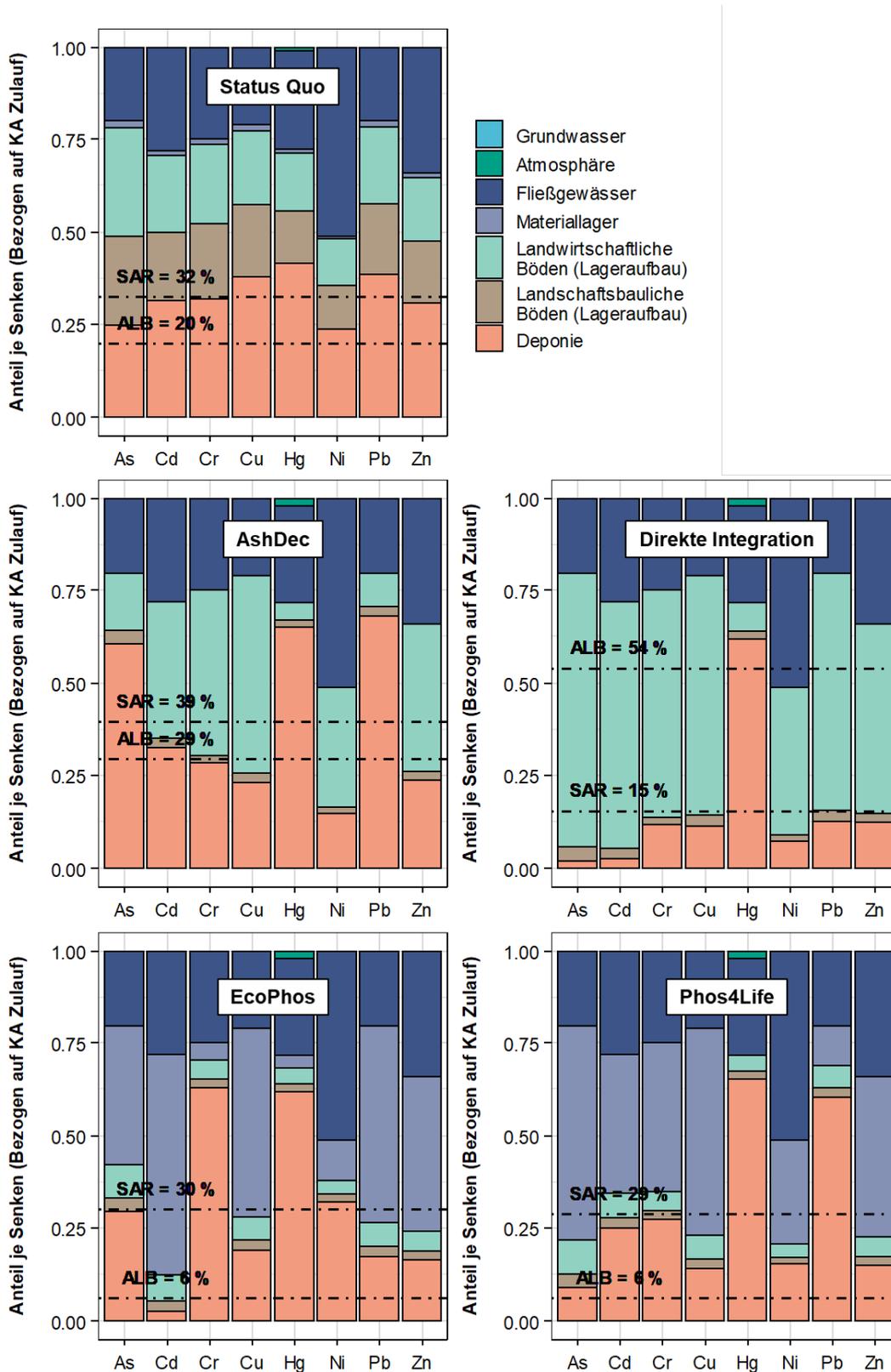
in mg/kg P	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	U
Pearl/ Struvia ¹	21	1	21	20	3	19	10	114	-
Struvite aus Zentrat ³	10	<1,6	86	125	5	46	144	<950	3
AirPrex ^{1,2}	5-9	3	52	350	1-2	4-140	105	790- 830	1
Stuttgarter Vf. ^{1,2}	17-34	<1-4	53	320- 1400	0,3-3	53-200	<1-75	530- 2700	2
Struvite aus Faulschlamm ³	23	<2	245	500	13	140	329	1158	2
TerraNova ⁵	-	2	291	128	< NWG	52	52	850	-
AshDec ^{1,2}	30- 100	3	840- 1700	3500- 5000	0-6	500- 5100	500- 760	12.000- 18.000	67- 840
Phos4Life ⁴	63	<4	<4	38	<4	<4	<4	38	-

¹ Kraus & Seis, 2015 ² LfU, 2015 ³ Krüger et al., 2016 ⁴ Mehr & Hellweg, 2018b ⁵ M. Buttmann, persönliche Kommunikation, 2021 NWG = Nachweisgrenze

Mit der derzeitigen Umsetzung einer Klärschlammverwertung und -entsorgung (Status Quo) wird über die Verbrennung und Ascheablagerung bereits ein beträchtlicher Anteil an Schwermetallen gemeinsam mit der Asche in Deponien abgelagert und somit in eine finale Senke ausgeschleust. In Abbildung 47 ist der Verbleib der Schwermetalle As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn im Status Quo und in den zwei Szenarien **>20k MV Bestand bzw. Ausbau + PR-KSA** (gleiches Ergebnis für die Stoffflussanalyse) dargestellt. Schwermetalle gelangen über den Kläranlagenablauf in Fließgewässer, über die landwirtschaftliche Ausbringung von Klärschlamm in Böden oder ins Grundwasser, über die Klärschlammverbrennung in die Atmosphäre oder über die Klärschlammmasche ins Materiallager oder auf die Deponie. Die durchschnittliche Schadstoffausschleusungsrate (SAR; Anteil der auf Deponien abgelagerten Schwermetalle an der Schwermetallfracht im Zulauf der Kläranlagen) beträgt für den Status Quo 32 %. Der durchschnittliche Anteil der Schwermetalle, die im Status Quo auf landwirtschaftlichen Böden landen (ALB), beträgt derzeit etwa 20 %. Ein weiterer größerer Anteil wird über Kläranlagen nicht zurückgehalten und gelangt über den Ablauf der Kläranlage in die Gewässer und damit ebenfalls in die Umwelt.

Soll nun keine wesentliche Verschlechterung im Vergleich zum Status Quo hingenommen werden sind zwei Dinge zu beachten: Auch wenn die SAR mithilfe der Rückgewinnungsverfahren zunimmt, kann es trotzdem zu einer Erhöhung des ALB kommen, da in den Szenarien die Menge des Klärschlammes, aus dem eine Phosphorverwertung realisiert wird, ansteigt. Gleichzeitig ist es aber möglich, dass der ALB bei gleichbleibender SAR abnimmt, da mit manchen Verfahren Phosphorsäure und weitere Produkte hergestellt werden, auf die sich die in der Asche enthaltenen Schwermetalle aufteilen und somit nicht mehr in der Landwirtschaft landen. Ob die Schwermetalle in diesen Produkten noch wesentliche Gesundheits- oder Umweltschäden hervorrufen können, hängt dann von deren weiterem Einsatz ab und ist zu hinterfragen. Eisenchloride, die beispielsweise beim EcoPhos und Phos4Life Verfahren hergestellt werden, könnten zum Beispiel wieder auf der Kläranlage zum Einsatz kommen, damit würden auch die enthaltenen Schwermetalle im Kreis geführt werden. Festhalten lässt sich daher, dass durch die zukünftige Strategie zumindest keine deutliche Verschlechterung der SAR erfolgen sollte, **WENN dabei gleichzeitig** eine Erhöhung des ALB im Vergleich zum Status Quo stattfindet. Wie Abbildung 47 zu entnehmen, trifft dies nur auf die direkte Integration von Klärschlamm-Asche in die Düngemittelindustrie zu, da hier keine gezielte Abtrennung von Schwermetallen im Prozess stattfindet. Im Sinne einer Beschränkung der Schwermetallfracht müssten daher in den gesetzlichen Bestimmungen zusätzliche Vorgaben zur Schwermetallentfrachtung festgelegt werden.

Abbildung 47: Verbleib der Schwermetalle aus dem Zulauf der Kläranlage im Status Quo, sowie für die Szenarien >20k MV Bestand bzw. Ausbau + PR-KSA



© TU Wien

Ein starker Eintrag von organischen Spurenstoffen über P-Rückgewinnungsprodukte in die Landwirtschaft ist unwahrscheinlich, wobei hier auch zwischen Produkten aus dem Klärschlamm oder der Kläranlage und Produkten aus der Klärschlammasche unterschieden werden muss. Organische Schadstoffe werden nur geringfügig in die Fällprodukte auf der Kläranlage übertragen (Tabelle 35). Insbesondere bei Struviten, die aus Entwässerungskonzentraten gewonnen werden, können Spurenstoffe kaum mehr detektiert werden. So konnte für Arzneimittelrückstände eine wesentliche Abreicherung vom Kläranlagenzulauf bis in das Produkt festgestellt werden (Stenzel et al., 2019). Diese Entfrachtung ist auch bei Vergleich der Düngemittel auf seine Spurenstoffkonzentrationen in Bezug auf den P-Gehalt ersichtlich (Tabelle 36). Auch bisherige Risikobewertungen zeigen keine erhöhten negativen Auswirkungen auf die Schutzgüter Boden, Grundwasser und Mensch durch Struvite (Kraus et al., 2019b). Um die Gehalte organischer Schadstoffe (vor allem bei Fällung aus dem Faulschlamm) gering zu halten, sollte eine optimale Abtrennung des mineralischen Struvits oder anderer P-Formen von der organischen Masse erreicht werden. Dies gelingt zum Beispiel durch mehrstufige Reaktorsysteme und Wäsche des Materials. Bei einer thermischen Behandlung des Klärschlammes über 500° C ist davon auszugehen, dass organische Spurenstoffe fast gänzlich zerstört werden. Umstritten ist derzeit noch wie sich per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS) bei der Verbrennung verhalten. Einige Studien zeigten, dass die bekanntesten PFAS – PFOA und PFOS – bei der Verbrennung zerstört werden. In anderen Fällen wurde befürchtet, dass sich PFAS in andere, unbekannte und möglicherweise toxischere Substanzen umwandelt (Stoiber et al., 2020). Die Mitverbrennung von Kunststoffen sollte außerdem mit Vorsicht behandelt werden, da diese wiederum zu einer vermehrten Formation von organischen Spurenstoffen, wie zum Beispiel von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen führen kann (interne Untersuchungen, Egle et al., 2016b).

Tabelle 35: Zusammenfassung der typischen Konzentrationen von organischen Spurenstoffen in Klärschlamm, Klärschlammasche und P-Rezyklaten

Art	Einheit	KS ^{1,2,3,5,8,9}	Produkte aus KS ^{4,7,9}	KSA ^{4,6,9}	Produkte aus KSA ^{4,9}
Σ PAK (EPA 16)	mg/kg	1,8-10	6-15	<0,8-15	2-7
B(a)P	mg/kg	0,09-0,7	<0,05	<0,05	-
Σ PCDD/PCDF & dl-PCB	ng WHO-TEQ/kg	5-40	0,3-4	0,05-0,3	0,25-1,8
Σ PCB	mg/kg	0,045-0,15	0,001	<BG	-
PFT	mg/kg	0,001-0,4	<0,01	<BG	-
AOX	mg/kg	60-340	13,2	7,3	-
Carbamazepin	µg/kg	130-1100	<0,5-230	<0,5	<0,5
Diclofenac	µg/kg	83-2100	<0,5-38	<0,5	<0,5
Sulfamethoxazol	µg/kg	<25-<50	<0,5-<5	<1	<1

¹ Kügler et al. (2004) ² Kupper (2008) ³ LfU (2011) ⁴ LfU (2015) ⁵ Clara et al. (2016) ⁶interne Untersuchungen, Egle et al. (2016b) ⁷Morf (2018) ⁸Umweltbundesamt (2018a) ⁹Stenzel et al. (2019), BG = Bestimmungsgrenze

Tabelle 36: Zusammenfassung der typischen Konzentrationen von organischen Spurenstoffen in Klärschlamm, Klärschlammasche und P-Rezyklaten

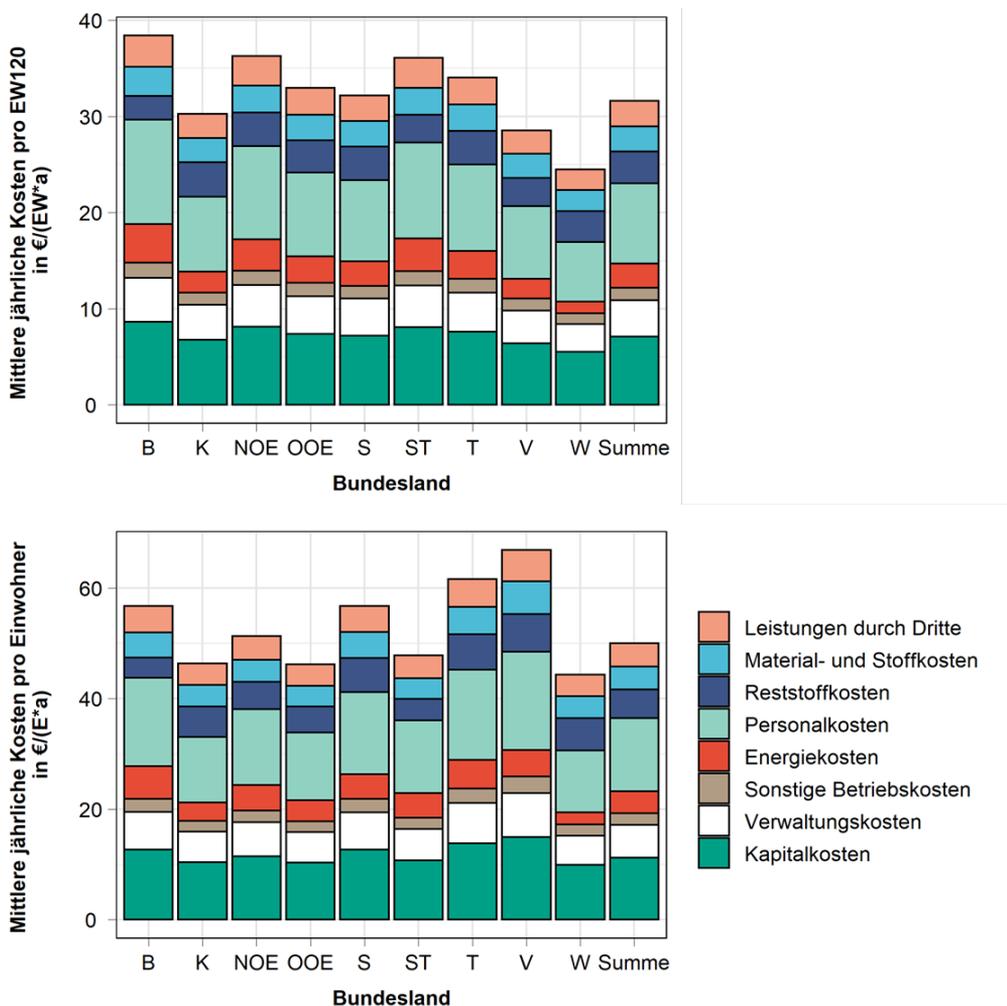
Art	Einheit	KS ^{1,2,3,5,8,9}	Produkte aus KS ^{4,7,9}	KSA ^{4,6,9}	Produkte aus KSA ^{4,9}
Σ PAK (EPA 16)	mg/kg P	60-330	60-150	<9-170	17-60
B(a)P	mg/kg P	3-23	<0,5	<1	-
Σ PCDD/PCDF & dl-PCB	ng WHO-TEQ/kg P	170-1300	3-40	1-3	2-15
Σ PCB	mg/kg P	2-5	0,01	<BG	-
PFT	mg/kg P	0,03-13	<1	<BG	-
AOX	mg/kg P	2000-11000	130	80	-
Carbamazepin	µg/kg P	4300-37000	<5-2300	<6	<4
Diclofenac	µg/kg P	2800-70000	<5-380	<6	<4
Sulfamethoxazol	µg/kg P	<800-<1700	<5-<50	<11	<8

¹ Kügler et al. (2004) ² Kupper (2008) ³ LfU (2011) ⁴ LfU (2015) ⁵ Clara et al. (2016) ⁶interne Untersuchungen, Egle et al. (2016b) ⁷Morf (2018) ⁸Umweltbundesamt (2018a) ⁹Stenzel et al. (2019), BG = Bestimmungsgrenze

8.3 Kosten

Das derzeitige System der Abwasserreinigung plus Klärschlamm Entsorgung beansprucht rund 32 €/ (EW₁₂₀ · a) bzw. 50 €/ (E · a) (Abbildung 48). Die Verteilung der mittleren Kosten ist in den Bundesländern unterschiedlich, einerseits abhängig von den vorherrschenden Kläranlagengrößen (große Anlagen sind günstiger) und andererseits auch von den Entsorgungspfaden. Vergleicht man die Ergebnisse pro E und pro EW zeigt sich, dass die Kosten pro Einwohner in manchen Bundesländern wie zum Beispiel Vorarlberg deutlich über dem, und die Kosten pro EW unter dem Durchschnitt liegen. Dies begründet sich durch ein besonders hohes EW/E Verhältnis in diesen Bundesländern (siehe auch Tabelle 10, Seite 47). Vorrangiger Kostentreiber sind die Kapitalkosten und die Personalkosten.

Abbildung 48: Mittlere jährliche Kosten der Abwasserreinigung inklusive Klärschlamm Entsorgung nach Bundesland dargestellt pro EW₁₂₀ (oben) und pro E (unten)



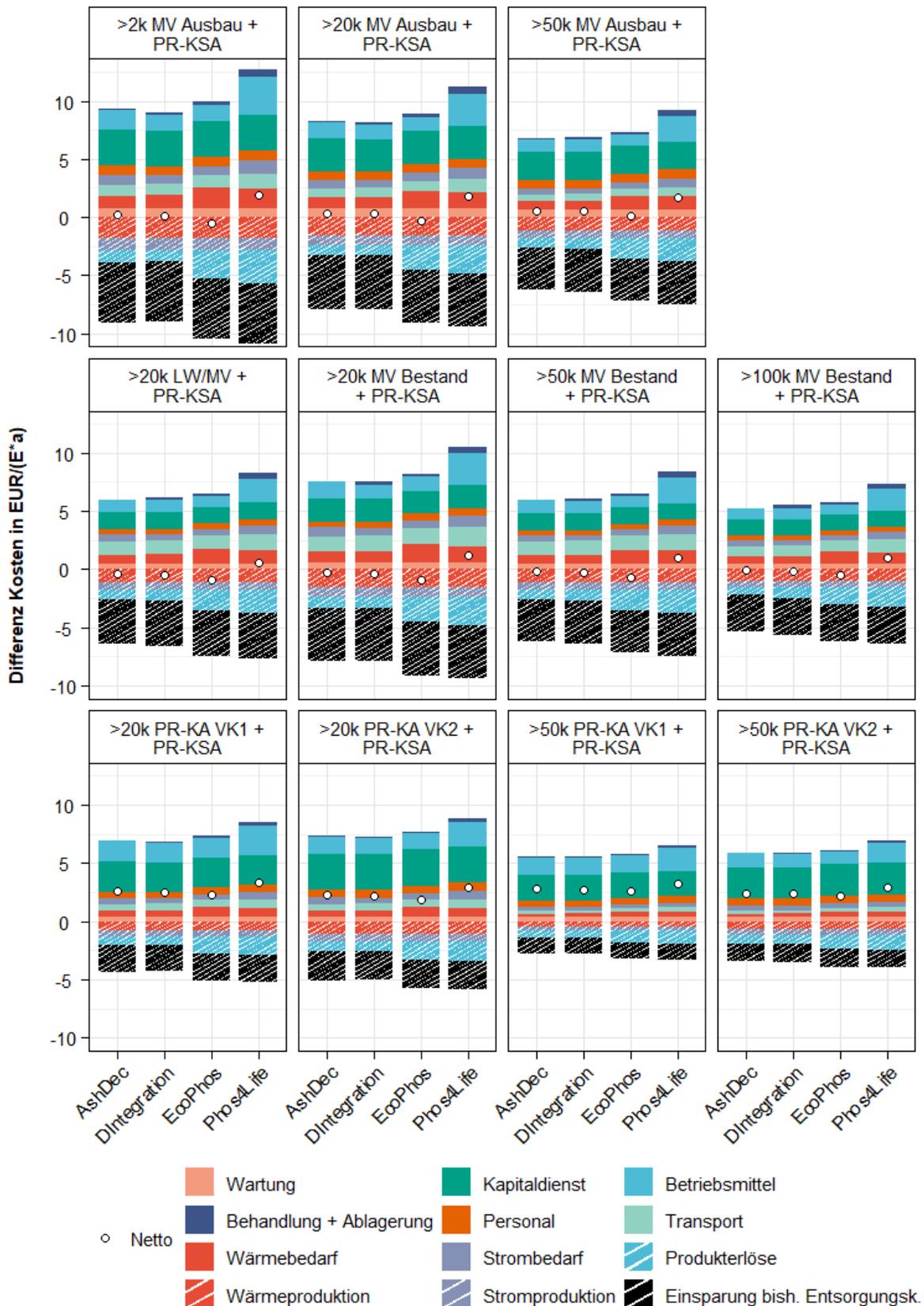
© TU Wien

Die Unterschiede in den Kosten zwischen dem Status Quo und den Szenarien können der Abbildung 49 entnommen werden. Die Abbildung zeigt die Differenz der Kosten für jede Kostengruppe (z.B. Kapitaldienst) die zum Status Quo zusätzlich anfallen, oder im Vergleich reduziert werden. Für jedes Szenario sind vier Ergebnisse angegeben, jeweils für die Berechnung einer Szenario-Variante mit einem der vier Asche-Rückgewinnungsverfahren. Der Punkt zeigt den jeweiligen Netto-Wert der zusätzlichen Kosten(-ersparnis) je Szenario und Verfahren. Zusätzliche Kosten sind als positive Werte angegeben, Erlöse und Einsparungen im Vergleich zum Status Quo sind als negative Werte dargestellt.

Haupttreiber der Kosten sind vor allem der Kapitaldienst (für Monoverbrennungs- und Phosphorrückgewinnungsanlagen) sowie die Betriebsmittelkosten. Ein vermehrter Transport im Bestandszenario macht sich in den Kosten bemerkbar, spielt aber eine untergeordnete Rolle. Für die Szenarien mit Rückgewinnung auf der Kläranlage macht der Transport nur noch einen geringen Anteil der Kostenänderung aus. Die größten Gutschriften ergeben sich einerseits aus dem Produktverkauf und andererseits auch aus der Fernwärme- und Strombereitstellung.

In Abbildung 50 sind die Gesamt-Nettokosten der Szenarien in Euro pro Einwohner und Jahr im Vergleich zum Status Quo in Abhängigkeit des P-Nutzungsgrades dargestellt. Die Abweichung zum Status Quo stellt dabei die zusätzlichen Kosten pro Einwohner und Jahr, die für eine Phosphorrückgewinnung aufzubringen wären, dar. Abbildung 51 zeigt hingegen die zusätzlichen Kosten pro kg rückgewonnenem Phosphor. Jeder Punkt stellt den Wert eines Verfahrens dar, die Fläche zeigt somit den Kostenbereich an, der durch eine Rückgewinnung ohne Vorgabe des Verfahrens realistisch scheint. Ein Wert unter Null bedeutet, dass durch die Phosphorrückgewinnung eine durchschnittliche Reduktion der Jahreskosten für die Abwasserreinigung und Schlammbehandlung erzielt werden kann. Ein Wert über Null bedeutet, dass zusätzliche Kosten zur Umsetzung der P-Rückgewinnung zu erbringen sind.

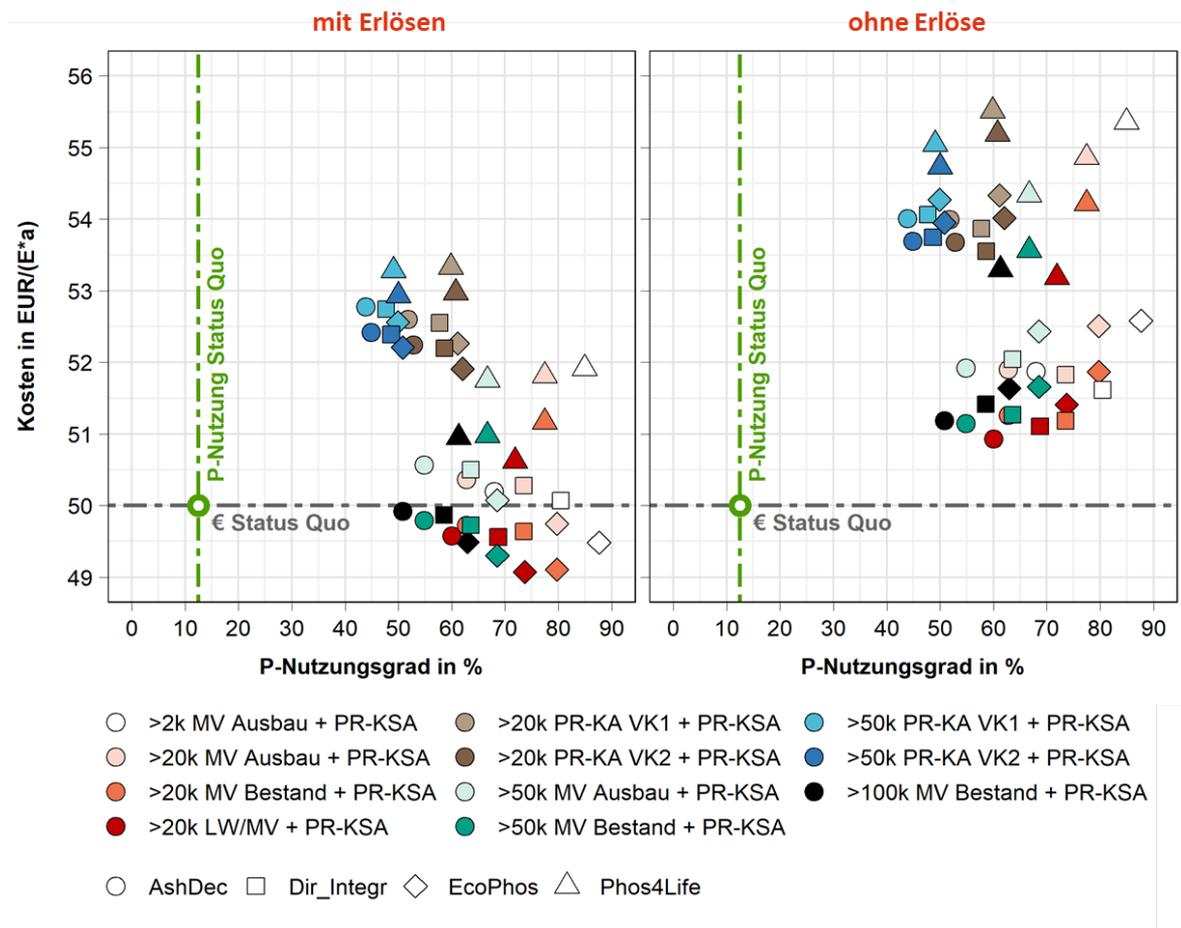
Abbildung 49: Kostendifferenz zwischen den Szenarien und dem Status Quo in €/(E · a)



© TU Wien

Die zusätzlichen Kosten für die P-Rückgewinnung (Netto-Wert aus Ausgaben und Einsparungen bzw. Einnahmen) liegen für die Szenarien mit Monoverbrennung und Rückgewinnung aus der Asche (PR-KSA) im Bereich von -1 bis +2 €/E · a) (Abbildung 50) bzw. -2 bis +4 €/kg P_{rückgewonnen} (Abbildung 51). Für die Szenarien mit Kombination der Rückgewinnung aus Asche und Rückgewinnung auf der Kläranlage (PR-KA) sind die ermittelten Kosten tendenziell höher und zwar im Bereich von +2 bis +3,5 €/E · a) bzw. +3,5 bis +9,4 €/kg P_{rückgewonnen}. Markant sind auch die Unterschiede der Kosten zwischen den angewandten Verfahren. Während das Phos4Life-Verfahren im oberen Kostenbereich der betrachteten Ascheverfahren liegen, ist die Anwendung von AshDec und EcoPhos sowie die direkte Integration günstiger. Bei den Klärschlammverfahren schneidet hingegen die Verfahrenskombination 1 (VK1; AirPrex bei Bio-P + Stuttgarter Verfahren bei Chem-P) schlechter ab als VK2 (Wasstrip + Lysotherm bei Bio-P + TerraNova bei Chem-P).

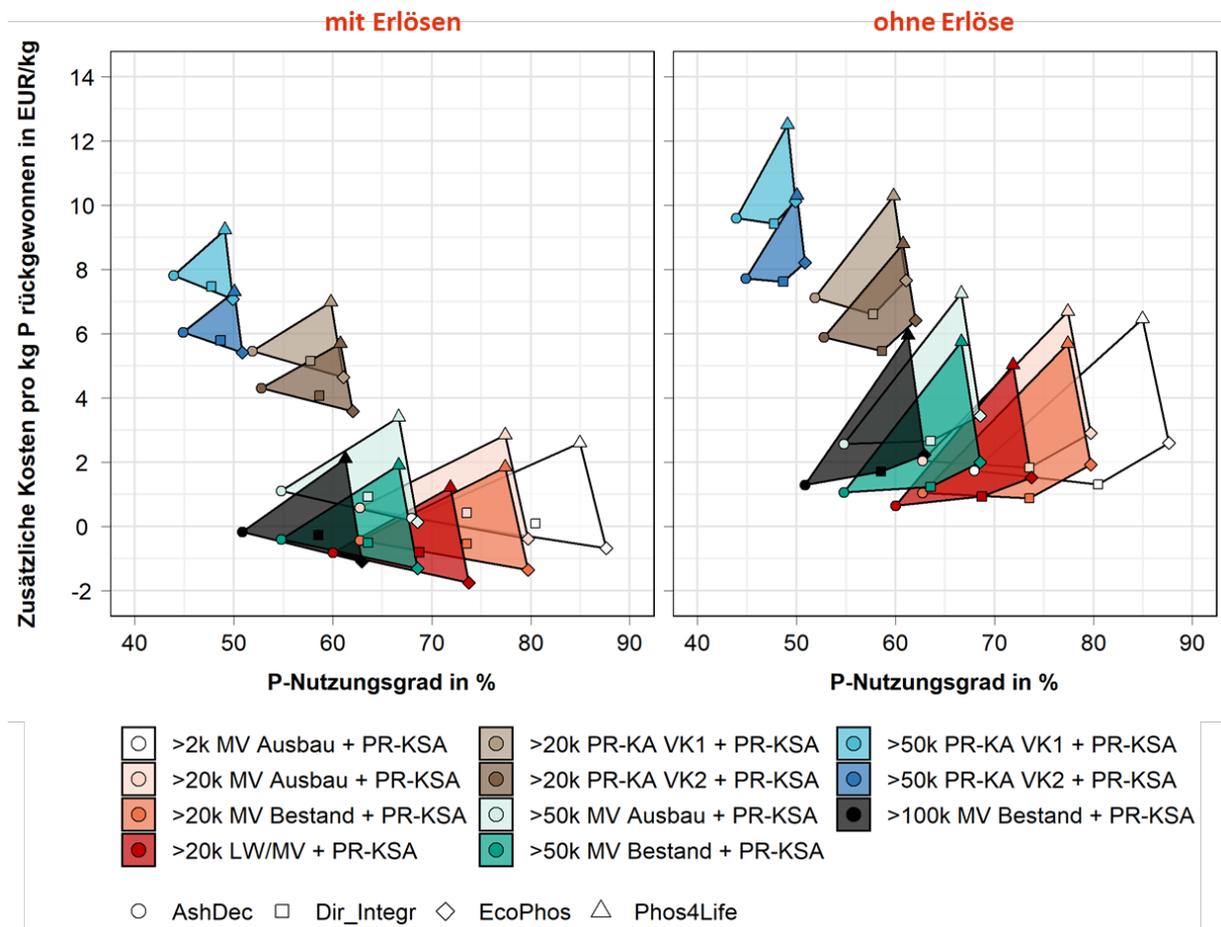
Abbildung 50: Kosten der Szenarien in €/E · a) in Abhängigkeit des P-Nutzungsgrades mit Erlösen (links) und ohne Erlöse (rechts)



© TU Wien

Die Szenarien zur Monoverbrennung im Bestand sind grundsätzlich günstiger, als der Ausbau der Monoverbrennungskapazitäten, mit einer Kostenreduktion um rund 0,6 bis 0,8 €/E · a bzw. 1 bis 1,5 €/kg P_{rückgewonnen}. Dies ist vor allem in der besseren Auslastung der bestehenden Anlagen begründet. Im schlechtesten Fall, das heißt sollten keine Erlöse durch den Verkauf von der Rückgewinnungsprodukte erzielt werden, ist mit Mehrkosten durch die Rückgewinnung von +1 bis +5,5 €/E · a zu rechnen. Besonders anspruchsvolle Verfahren, wie das Phos4Life-Verfahren, bei denen ein hoher Aufwand zur Rückgewinnung unter anderem auch von Nebenprodukten betrieben wird, sind die Auswirkungen der Erlöse besonders markant. Der Unterschied beläuft sich in diesem Fall auf rund 4 €/E · a).

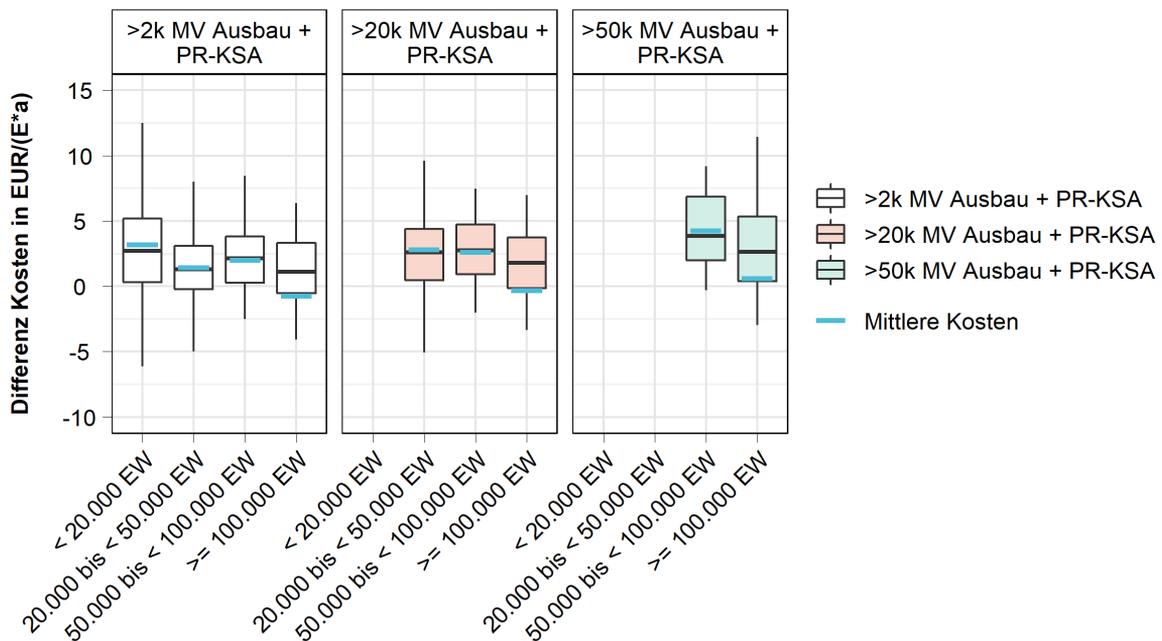
Abbildung 51: Kosten der Szenarien in Euro pro kg P_{rückgewonnen} in Abhängigkeit des P-Nutzungsgrades mit Erlösen (links) und ohne Erlöse (rechts)



© TU Wien

Betrachtet man den Verlauf der Kosten für die drei Szenarien MV Ausbau + PR-KSA ≥ 2.000 , ≥ 20.000 und ≥ 50.000 EW ist zu sehen, dass sowohl die Kosten pro Einwohner, als auch pro kg $P_{\text{rückgewonnen}}$ mit zunehmendem Einbezug von Kläranlagen in die Rückgewinnungsstrategie abnehmen. Dies zeigt sich auch daran, dass die mittleren Kosten für jede Größenklasse (Abbildung 52) bei den Ausbauszenarien tendenziell abnehmen, je mehr Kläranlagen einbezogen werden. Hier spielt vor allem die Wirtschaftlichkeit der Monoverbrennungsanlagen aber auch der Asche-Rückgewinnungsanlagen eine Rolle, die mit zunehmender Größe der Anlagen verbessert wird. Die größte mittlere Kostenanhebung mit $4,2 \text{ €}/(\text{E} \cdot \text{a})$ ergäbe sich hier für die Größenklasse ≥ 50.000 bis < 100.000 EW im Szenario $\geq 50\text{k}$ MV Ausbau + PR-KSA. Die nächste, am stärksten betroffene Gruppe wären die Kläranlagen < 2.000 EW im Szenario $\geq 2\text{k}$ MV Ausbau + PR-KSA. Zusätzlich ist zu sehen, dass die Schwankungsbreite der Kostendifferenz für diese Kläranlagen in diesem Szenario am höchsten ist.

Abbildung 52: Kostenschwankungen der Szenarien in Abhängigkeit der Kläranlagengrößenklasse

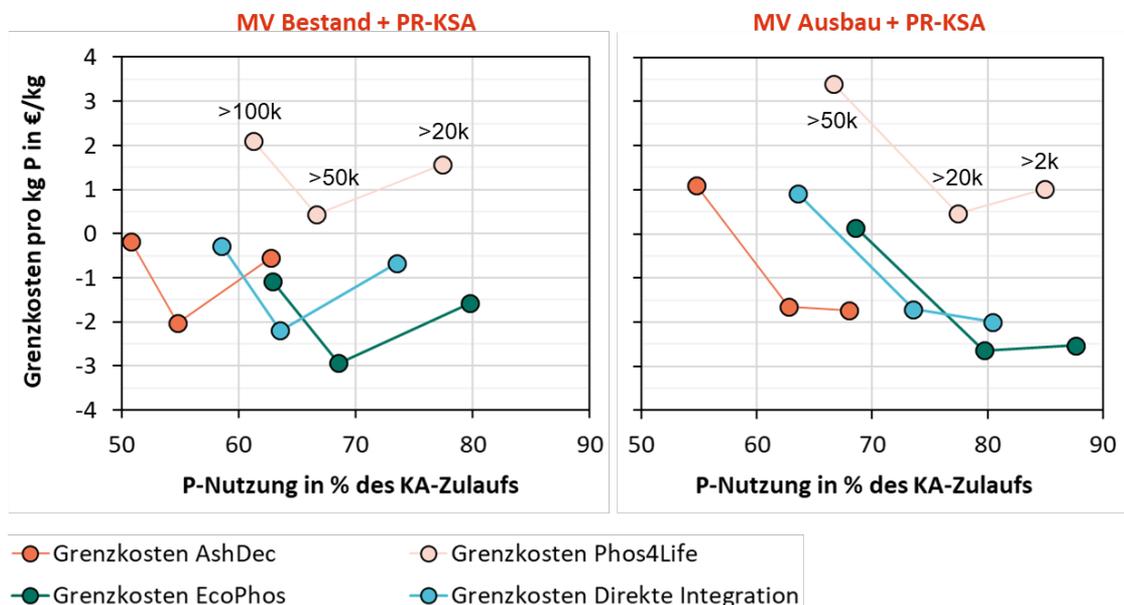


© TU Wien

Für die Szenariengruppen MV Bestand + PR-KSA und MV Ausbau + PR-KSA wurden außerdem die Grenzkosten (Kosten die für ein zusätzlich produziertes kg P anfallen) ausgewertet. In Abbildung 53 sind die Grenzkosten in €/kg P und für jedes der vier

betrachteten Ascheverfahren dargestellt. Für die Grenzkosten der Bestandszenarien ist folgendes zu sagen: die Kosten pro kg P liegen beim Szenario >100k in einem Bereich von -1 bis +2 €. Die zusätzlichen Kosten die durch Einbezug der Kläranlagen ≥ 50.000 bis 100.000 EW zu zahlen sind, sind jedoch durchschnittlich um 1,5 bis 2 €/kg P günstiger. Um zusätzlich noch die Kläranlagen zwischen 20.000 und 50.000 EW_{Ausbau} mitzunehmen, ist wiederum ein höherer Preis pro kg P zu zahlen. Dies liegt vor allem daran, dass bei Mitnahme der Kläranlagen zwischen 20.000 und 50.000 EW_{Ausbau} im Bestandsszenario eine weitere Monoverbrennungsanlage (hier Linz) gebaut werden müsste und dadurch mit höheren Kapitalkosten zu rechnen ist. Die Grenzkostenanalyse der Ausbauszenarien zeigt ein anderes Bild. Während die anfänglichen Kosten für das Szenario >50k noch vergleichsweise hoch im Bereich von 1 bis 3 €/kg P liegen, nehmen diese für die zusätzliche Mitnahme der Kläranlagen zwischen 20.000 und 50.000 EW_{Ausbau} deutlich, um 1 bis 3 €/kg P, ab. Die zusätzlichen Kosten um vom Szenario >20k auf das Szenario >2k zu kommen unterscheiden sich nur leicht vom Schritt von >50k auf >20k. Je nach Verfahren können hier die Grenzkosten für die Anlagen zwischen 2.000 und 20.000 EW_{Ausbau} wieder zu- oder auch abnehmen.

Abbildung 53: Darstellung der Grenzkosten pro kg P in €/kg für die Szenariengruppen MV Bestand + PR-KSA und MV Ausbau + PR-KSA

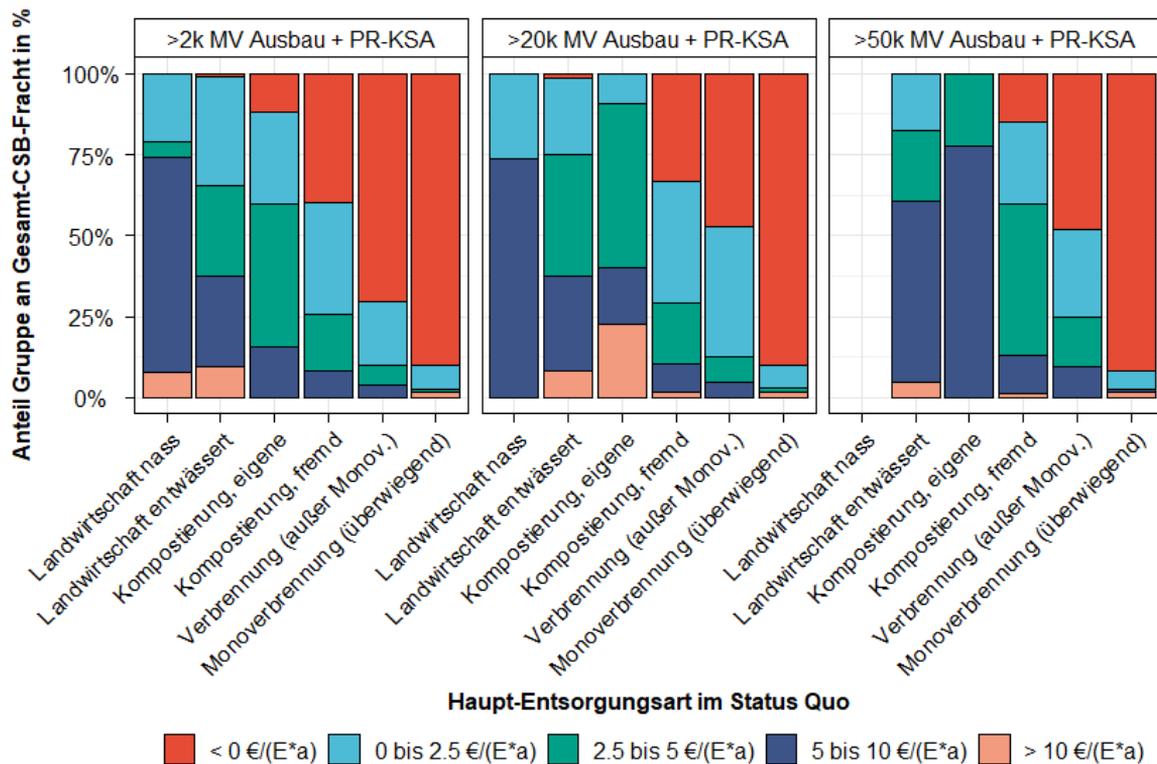


© TU Wien

Schlussendlich ist die Verteuerung des Systems vor allem auch von den derzeitigen Kosten und der derzeitigen Entsorgungsart des Klärschlammes abhängig. Abbildung 54 zeigt die

anteilige Kostenänderung für die drei Szenarien MV Ausbau + PR-KSA $\geq 2k$, $\geq 20k$ und $\geq 50k$ gruppiert je nach der derzeit überwiegenden Klärschlamm Entsorgungsart. Anlagen die bereits derzeit überwiegend in die Monoverbrennung gehen kommen dabei am günstigsten weg und können sogar eine Reduktion der Kosten erwirken. Ähnlich sieht es bei der Mitverbrennung und bei der Fremdkompostierung aus. Bei einem Großteil der Anlagen würde sich die Erhöhung hier auf unter 2,5 €/ (E · a) beschränken. Die Anlagen, die heute den Weg der landwirtschaftlichen Verwertung und der Eigenkompostierung gehen werden durch die Systemänderung die höchste Kostenerhöhung erfahren.

Abbildung 54: Kostenaufteilung der Szenarien in Abhängigkeit der derzeit vorherrschenden Klärschlamm Entsorgungsart



© TU Wien

8.4 Umweltkosten

Als Erstes werden in den folgenden Abschnitten die Ergebnisse der jeweiligen Wirkungskategorien für den Status Quo dargestellt. Die Ergebnisse wurden innerhalb folgender Phasen im Ökobilanz-Modell aggregiert: Abwasserreinigung (KAL); Trocknung

(TRO); Monoverbrennung (MOV); Thermische Verwertung (TMV); Senke-Landschaftsbau (LAB); Senke-Landwirtschaft (LAW). Die ausgewählte Bezugseinheit „pro EW₁₂₀ pro Jahr“ dient der Vergleichbarkeit der Aufwendungen und Emissionen für die verschiedenen Wege zur Behandlung, Entsorgung und Verwendung von Klärschlamm.

In weiterer Folge wird präsentiert, wie sich die Ergebnisse der Wirkungskategorien für die Szenarien vom Status Quo unterscheiden. In diesem Fall bezieht sich die Darstellung der Differenzen auf die Einheit „pro Einwohner pro Jahr“, um das Ausmaß der Umweltauswirkungen der P-Rückgewinnung in den Kontext der gesamten Emissionen beziehungsweise der Umweltauswirkungen der Aktivitäten der österreichischen Bevölkerung zu bringen.

Zum Schluss werden die zusätzlichen Aufwendungen und Emissionen für die verschiedenen Szenarien in Bezug auf den rückgewonnenen Phosphor vorgestellt und diskutiert. Die Einheit ist in diesem Fall „pro kg P_{zurückgewonnen}“.

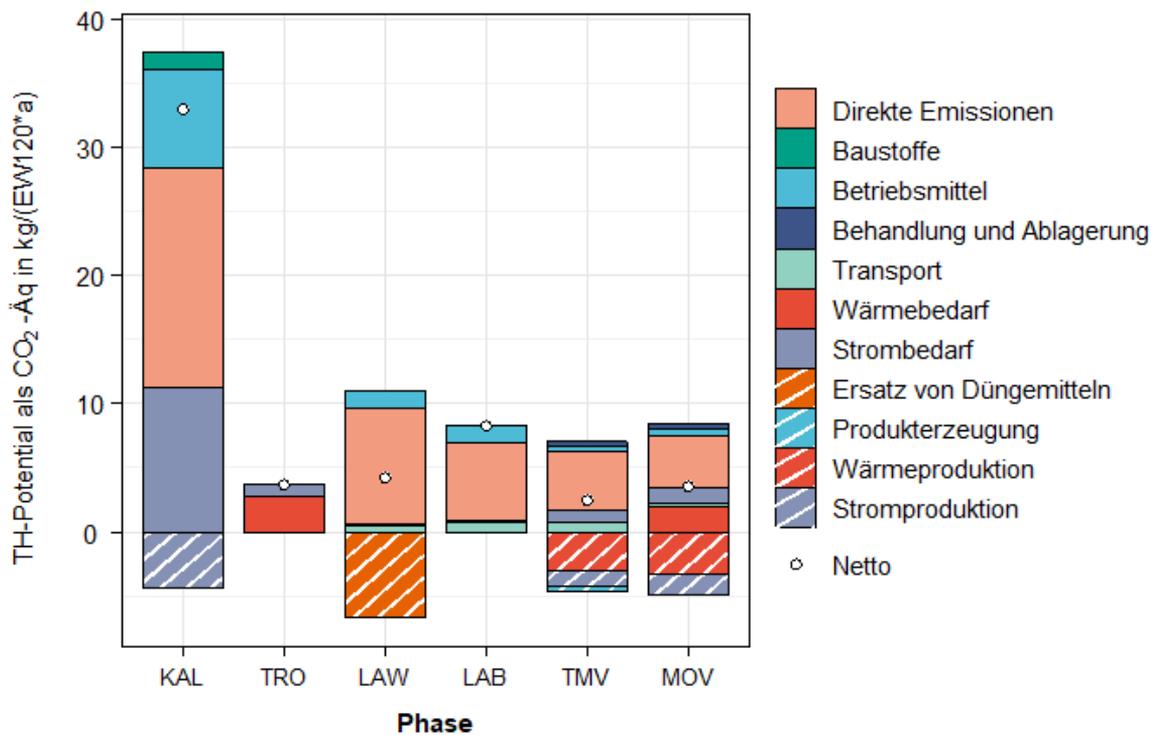
Hinsichtlich der Wirkungskategorie KEA werden in diesem Kapitel die Ergebnisse ausschließlich in einer aggregierten Form für den KEA-gesamt präsentiert. Die einzelnen Ergebnisse für die jeweiligen Wirkungskategorien KEA-fossil & nuklear und KEA-erneuerbar sind im Anhang D dargestellt.

8.4.1 Treibhauspotential

Innerhalb des Systems Abwasserreinigung-Klärschlamm Entsorgung wird das Treibhauspotential (THP) in Österreich von den in der Abwasserreinigung involvierten Prozessen mit einem Netto-Beitrag in Höhe von circa 33 kg CO₂-Äq./ (EW₁₂₀ · a) eindeutig dominiert (Abbildung 55). Die wichtigsten Beiträge dabei sind der Strombedarf, der Einsatz von Betriebsmitteln und die direkten gasförmigen Emissionen. Die Energieproduktion reduziert das Netto-THP der Abwasserreinigung um fast 5 kg CO₂-Äq./ (EW₁₂₀ · a). Bei den anderen Phasen liegt das THP unter 10 kg CO₂-Äq./ (EW₁₂₀ · a). In den meisten Phasen haben direkte gasförmige Emissionen die größten negativen Auswirkungen, während Behandlung und Ablagerung von Reststoffen beziehungsweise der Transport in diesem Kontext eine untergeordnete Rolle spielen. Die negativen Auswirkungen im THP werden in der Landwirtschaft durch den Ersatz von Mineraldüngern und in der Monoverbrennung beziehungsweise der thermischen Verwertung durch die Energieproduktion zum Teil ausgeglichen. Dem Landschaftsbau wird keine Gutschrift

angerechnet, da in diesem Fall die im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe nicht gezielt als solche genutzt werden können.

Abbildung 55: Ergebnisse für das THP im Status Quo.



© TU Wien

Insgesamt beträgt das Treibhauspotential für den Status Quo 56 kg CO₂-Äq./((E · a)). Das gesamte THP pro Einwohner in Österreich beträgt im Vergleich dazu im Durchschnitt circa 9.000 kg CO₂-Äq. im Jahr. Damit macht das System Abwasserreinigung-Klärschlamm Entsorgung etwa einen Anteil von 0,6 % des gesamten THP in Österreich aus.

Im Vergleich zum Status Quo lassen sich für die meisten Szenarien geringfügige Änderungen beziehungsweise Verbesserungen im Bereich von -3.2 bis +0,4 kg CO₂-Äq./((E · a)) feststellen (Abbildung 56). Der vermehrte Strom- und Wärmebedarf wird von den durch die P-Rückgewinnung und Produkterzeugung entstehenden Gutschriften ausgeglichen. Außerdem kann man beobachten, dass das THP mit zunehmender Einbeziehung von Kläranlagen in die Rückgewinnungsstrategie tendenziell abnimmt.

Abbildung 56: Differenz zwischen Szenarien und Status Quo für das THP.

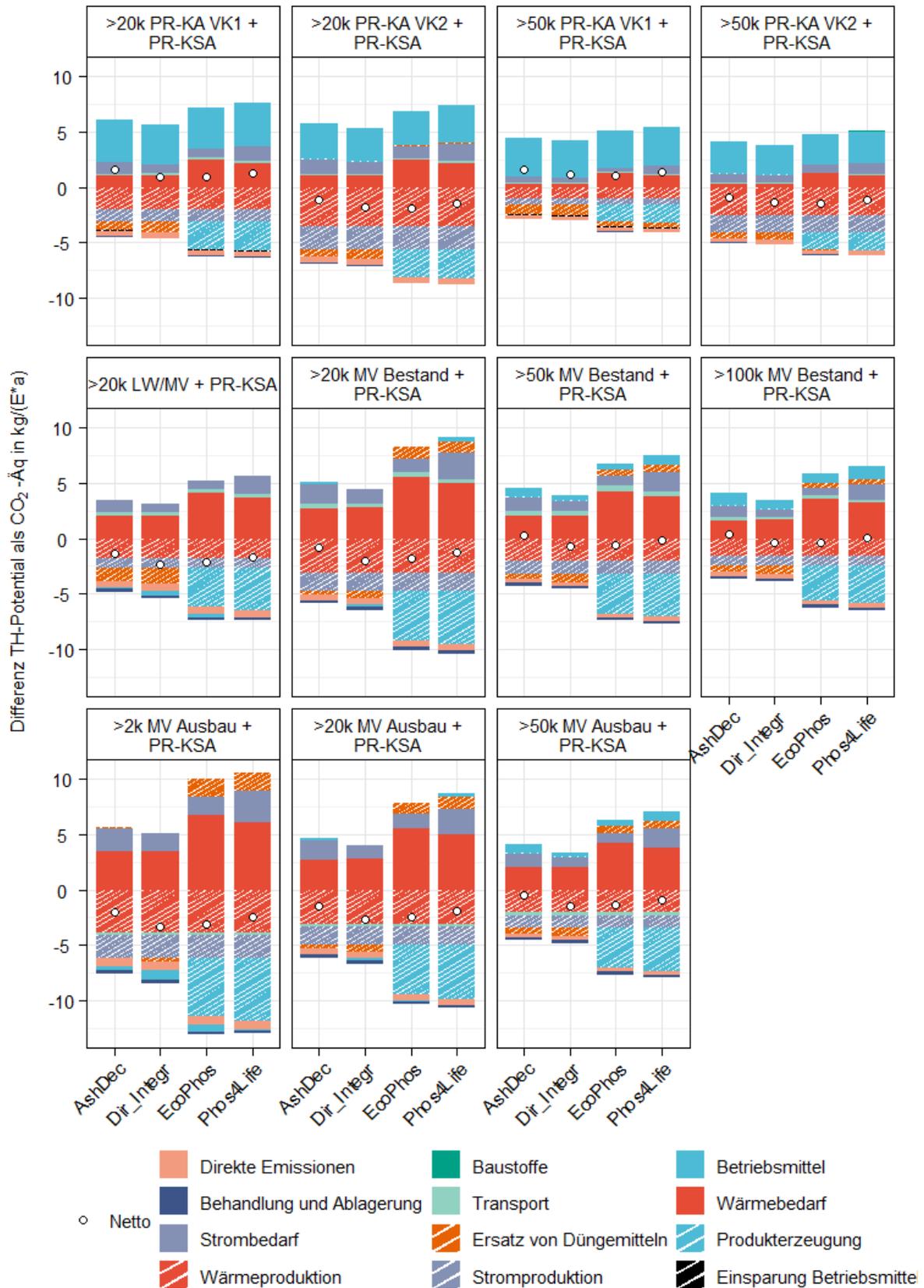
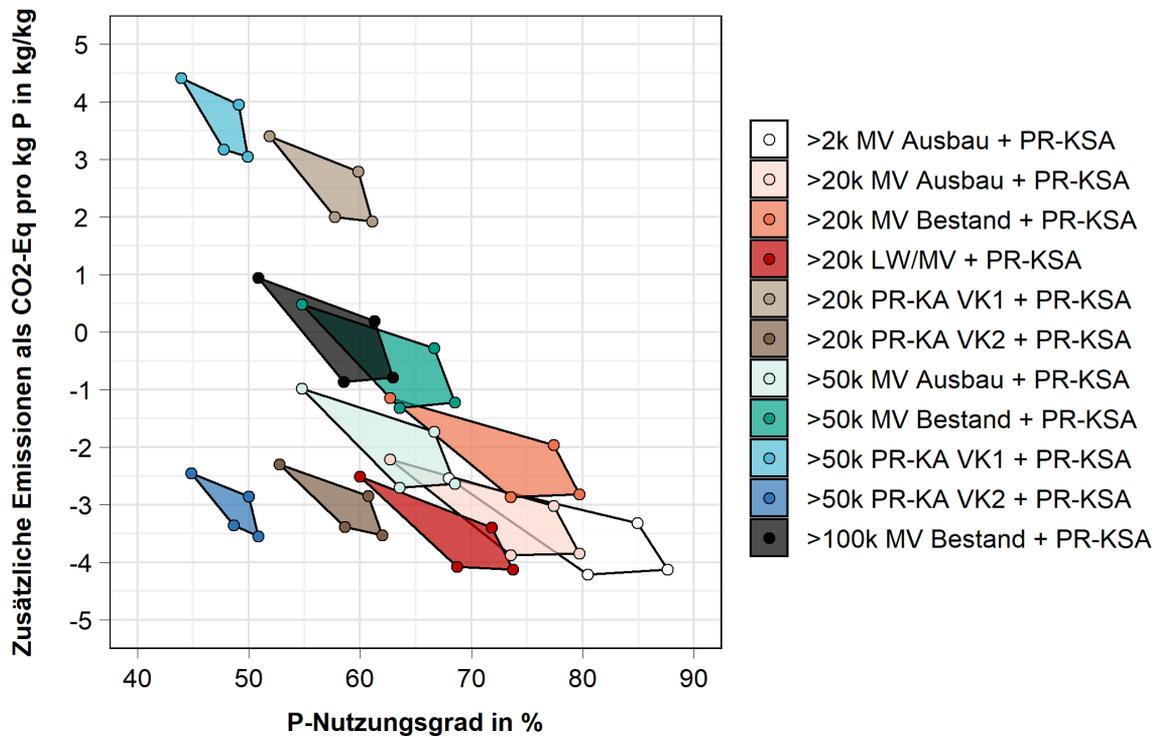


Abbildung 57 stellt den P-Nutzungsgrad, der in den jeweiligen Szenarien erreicht werden kann, der jeweiligen Änderung der Treibhausemissionen pro kg P gegenüber. Die Szenarien weisen eine Veränderung im THP auf, welche im Bereich -4.5 bis +4,5 kg CO₂-Äq./kg P schwankt. Links beziehungsweise oben links in der Grafik befinden sich die Szenarien, die den niedrigsten P-Nutzungsgrad erreichen (45 bis 65 %), und die teilweise zu den niedrigsten Verbesserungen oder sogar zu einer leichten Verschlechterung der CO₂-Äq.-Emissionen führen würden (mit Verfahrenskombination 1). Es handelt sich um die Szenarien mit Rückgewinnung auf der Kläranlage und um das MV Bestand Szenario, das nur Kläranlagen ab einer Größe von 100.000 EW_{Ausbau} involviert. Die Szenarien, die den Ausbau der Monoverbrennungskapazitäten und die Involvierung der Kläranlagen ab einer Größe von 20.000 EW_{Ausbau} oder 2.000 EW_{Ausbau} vorsehen, befinden sich rechts in der Grafik, das heißt sie bieten tendenziell sowohl den höchsten P-Nutzungsgrad bis über 85 % als auch eine Reduktion der CO₂-Äq.-Emissionen. Vor allem der erreichbare P-Nutzungsgrad hängt allerdings in diesen Szenarien sehr stark von den Rückgewinnungsverfahren ab und kann im ungünstigsten Fall auch unter 65 % liegen. Die zwei Szenarien, die die Monoverbrennung und P-Rückgewinnung ab einer Größe der Kläranlagen von 50.000 EW_{Ausbau} vorsehen, liegen auf der einen Seite unter 70 % des P-Nutzungsgrades und tragen auf der anderen Seite weniger zu einer Reduktion der CO₂-Äq.-Emissionen bei.

Abbildung 57: Gegenüberstellung vom P-Nutzungsgrad in Prozent und der in den Szenarien zum Status Quo zusätzlich anfallenden THP-Emissionen pro kg P.

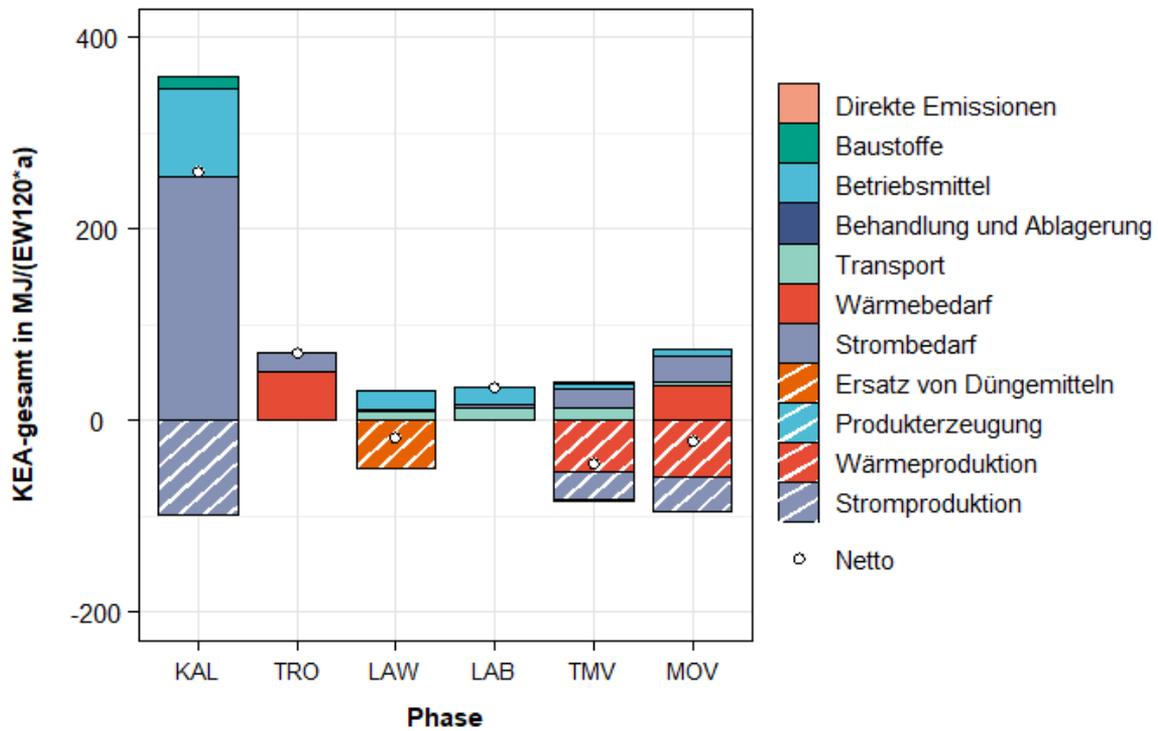


© TU Wien

8.4.2 Kumulierter Energieaufwand

Ähnlich wie für das THP, dominiert die Abwasserreinigung im betrachteten System den kumulierten Energieaufwand mit einem Beitrag in Höhe von ca. 260 MJ/(EW₁₂₀ · a) (gesamt: nuklear, fossil und erneuerbar) (Abbildung 58). Dieser Aufwand stammt im Wesentlichen aus dem direkten Strombedarf und aus dem Einsatz von Betriebsmitteln, wobei die Stromproduktion für eine erhebliche Gutschrift in dieser Phase verantwortlich ist. Die Trocknung und der Landschaftsbau weisen ebenfalls einen positiven netto KEA aus, der im Fall der Trocknung auf Wärme- bzw. Strombedarf zurückzuführen ist, während jener im Landschaftsbau vom Betriebsmittelverbrauch und vom Transport verursacht wird. Dank den jeweiligen Gutschriften (Ersatz von Mineraldüngern, Strom- und Wärmeproduktion), weisen die Landwirtschaft, die thermische Verwertung und die Monoverbrennung einen negativen netto-KEA auf.

Abbildung 58: Ergebnisse der Wirkungskategorie KEA-gesamt im Status Quo.

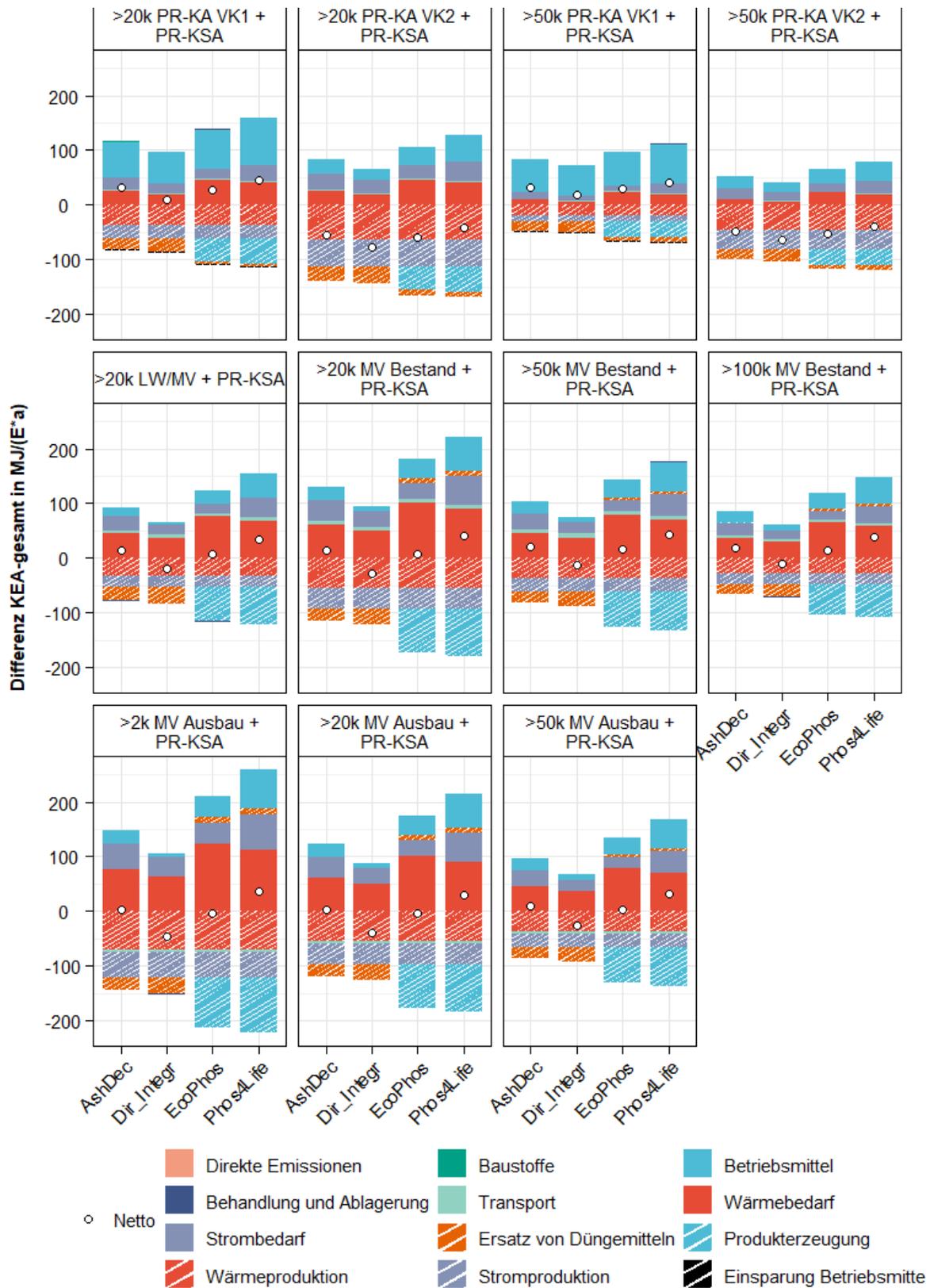


© TU Wien

Die erwartbaren Veränderungen des kumulierten Energieaufwands (KEA-gesamt) liegen für die meisten Szenarien in einem Bereich von -77 bis +43 und MJ/(E · a) (Abbildung 59). Daher kann, aber muss keine Verbesserung des KEA erzielt werden. Neben Unterschieden in den Szenarien, zeigt sich hier auch eine erhebliche Abhängigkeit von den eingesetzten Rückgewinnungsverfahren.

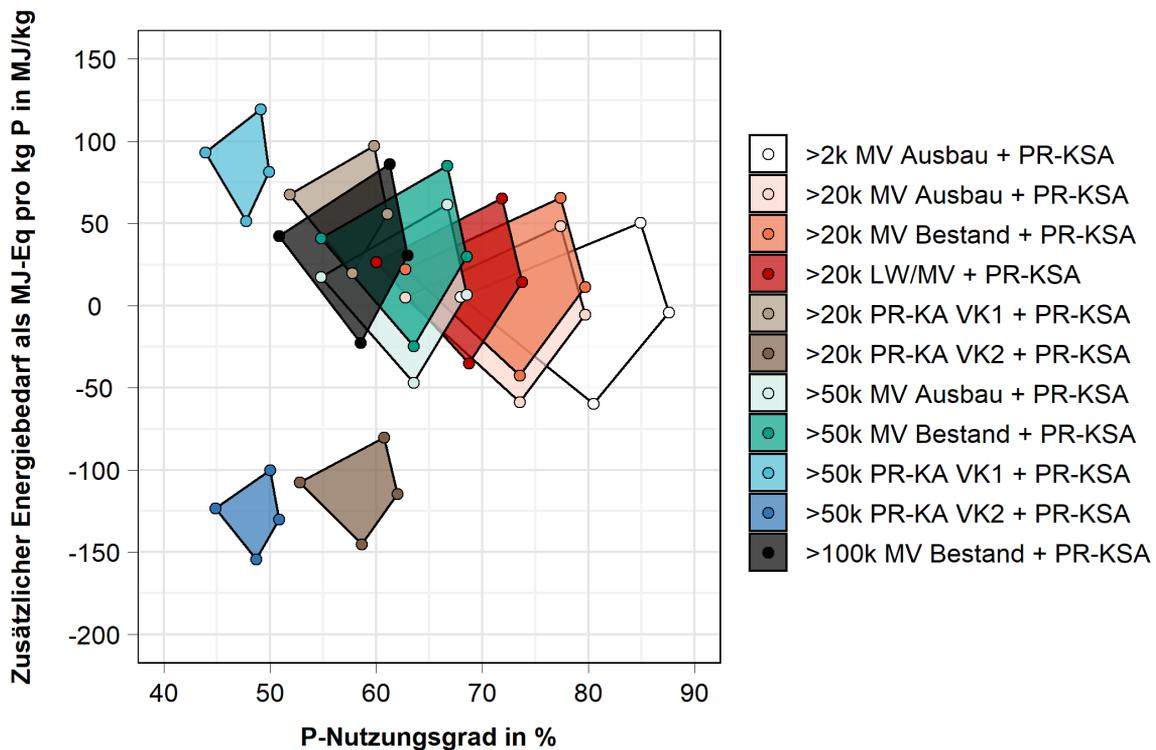
Für diese Wirkungskategorie ist die relativ geringe Relevanz des Systems Abwasserreinigung-Klärschlamm Entsorgung im Gesamtkontext noch eindeutiger als für das THP. Mit einem Wert von ca. 380 MJ/(E · a) macht dieses System einen Anteil von ungefähr 0,2 % des gesamten KEAs pro Einwohner pro Jahr (166.000 MJ) aus.

Abbildung 59: Differenz zwischen Szenarien und Status Quo für die Wirkungskategorie KEA-gesamt.



Die Beschreibung des in den verschiedenen Szenarien erreichbaren P-Nutzungsgrades im vorigen Abschnitt gilt ebenso für Abbildung 60, die dem P-Nutzungsgrad der Veränderung des KEA-gesamt zwischen Status Quo und den unterschiedlichen Szenarien pro kg P gegenüberstellt. Die Szenarien mit Rückgewinnung auf der Kläranlage weisen eine Veränderung des KEA-gesamt auf, welche im Bereich -150 – +125 MJ-Äq./kg P schwankt. Die MV-Bestand bzw. MV-Ausbau Szenarien befinden sich in einem Bereich von -60 – +80 MJ-Äq./kg P.

Abbildung 60: Gegenüberstellung vom P-Nutzungsgrad in Prozent und des in den Szenarien zum Status Quo zusätzlich anfallenden KEA pro kg P.



© TU Wien

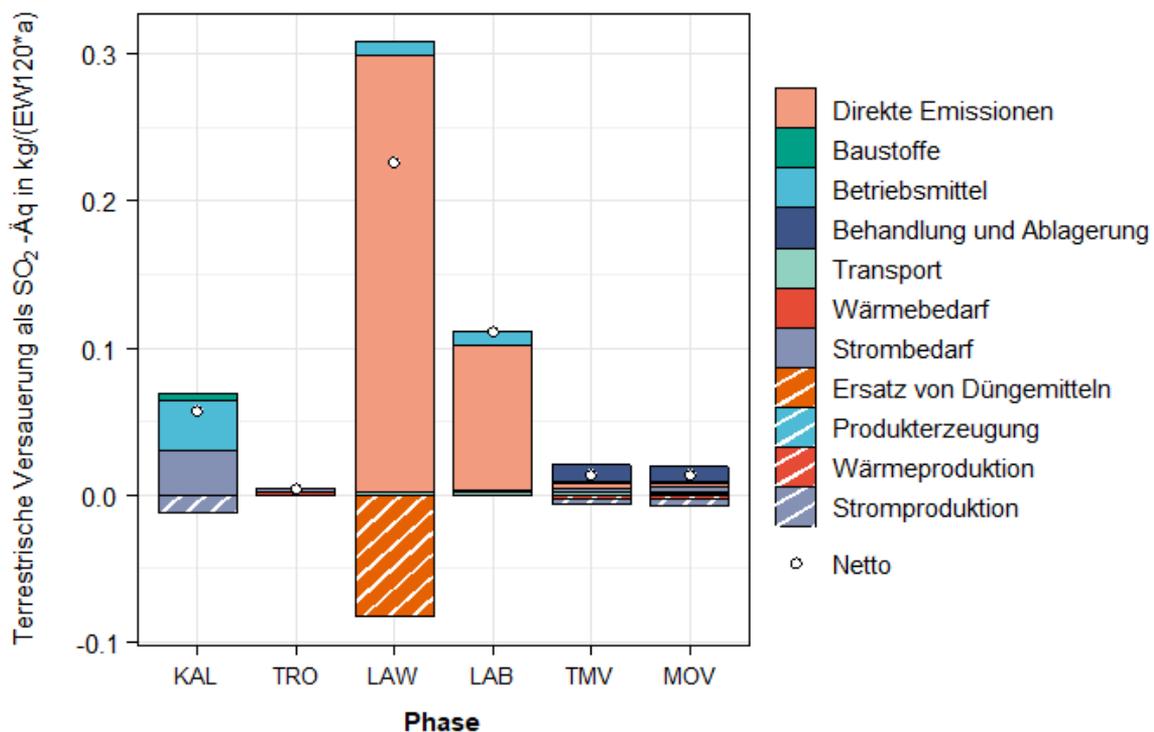
8.4.3 Terrestrisches Versauerungspotential

Bei der Wirkungskategorie TAP ergibt die Ökobilanz ein unterschiedliches Bild im Vergleich zu THP und KEA. In diesem Fall weist die Landwirtschaft mit einem Wert von ca. 0,23 kg SO₂-Äq./ $(EW_{120} \cdot a)$ das höchste netto TAP auf (Abbildung 61). Dies ist vorwiegend auf die direkten Emissionen zurückzuführen, die durch die Ausbringung des Klärschlammes verursacht werden. Die Gutschrift für den Ersatz von Mineraldüngern spielt in der

Landwirtschaft zwar eine beachtliche Rolle, kann allerdings die negativen Auswirkungen der direkten Klärschlammausbringung nur zum Teil ausgleichen, da bei der Klärschlammausbringung mit höheren Emissionen (vor allem von Ammoniak) zu rechnen ist, als bei der Mineraldüngeraufbringung.

In ähnlicher Weise zeigt auch der Landschaftsbau wegen der direkten Emissionen ein positives netto TAP, obwohl diese durch die Kompostierung niedriger als bei der landwirtschaftlichen Ausbringung sind.

Abbildung 61: Ergebnisse der Wirkungskategorie TAP im Status Quo.

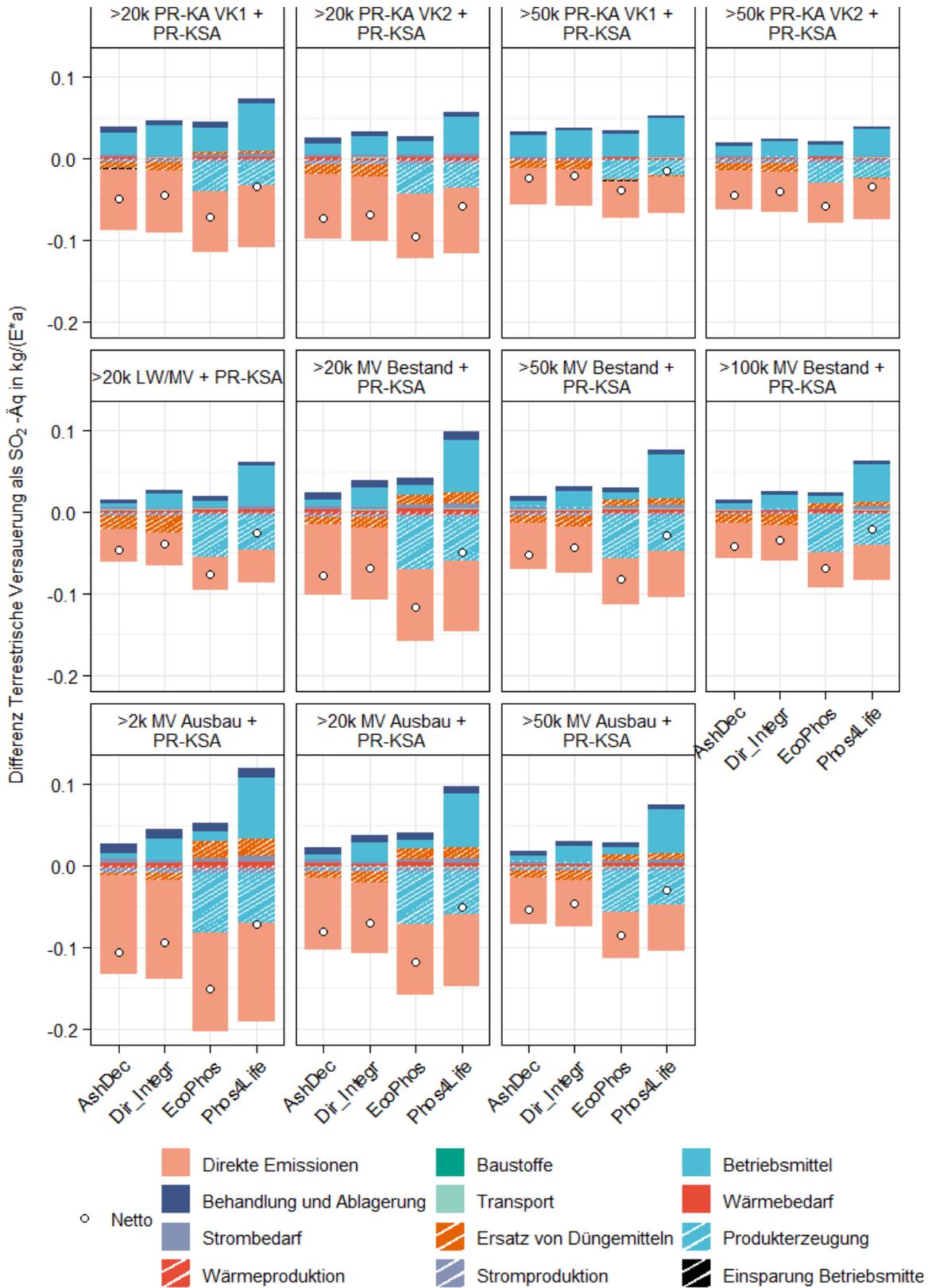


© TU Wien

Das gesamte TAP für den Status Quo beträgt 0,21 kg SO₂-Äq./(E · a), was ungefähr 0,7 % des gesamten TAP pro Einwohner und Jahr in Österreich entspricht (30 kg SO₂-Äq./(E · a)).

Für alle betrachteten Szenarien nimmt das TAP gegenüber dem Status Quo ab (Abbildung 62). Die Netto-Verbesserung liegt im Bereich von -0.15 bis -0.02 kg SO₂-Äq./(E · a). Dies ist vor allem auf den Rückgang der landwirtschaftlichen Verwertung in den Szenarien und die damit verringerten Ammoniak-Emissionen zurückzuführen.

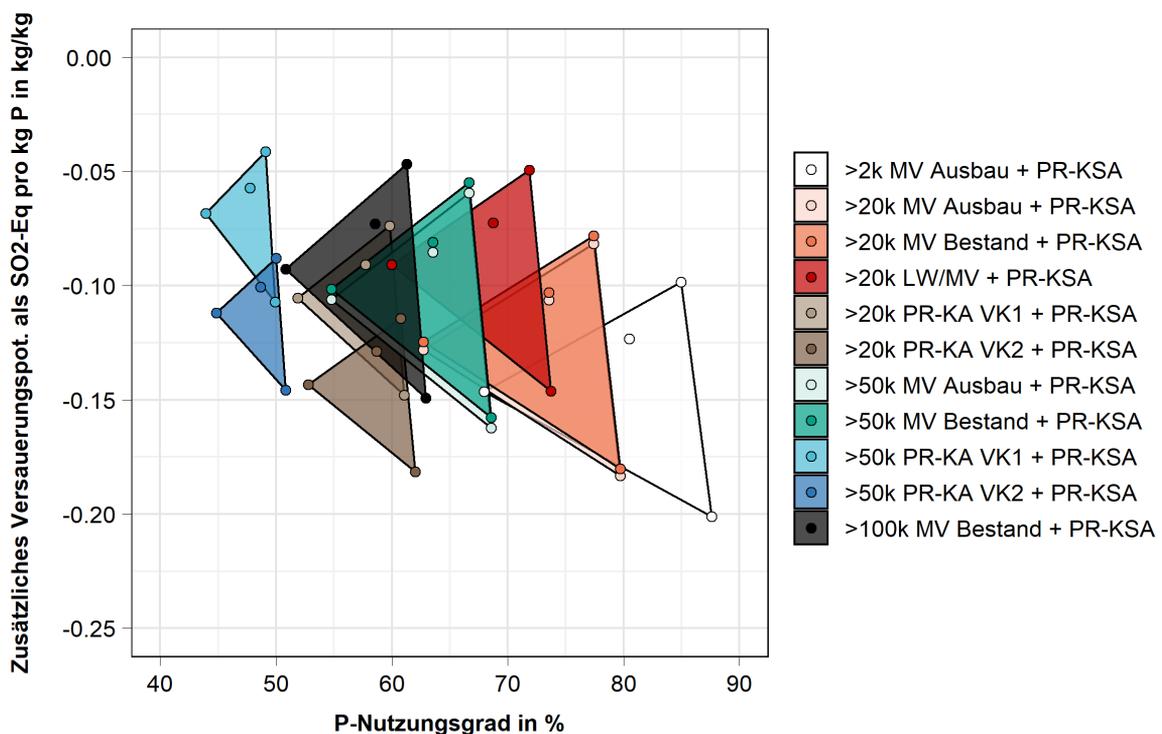
Abbildung 62: Differenz zwischen Szenarien und Status Quo für die Wirkungskategorie TAP



© TU Wien

Für das TAP kann man beobachten, dass das zusätzliche Versauerungspotential für die Szenarien mit Rückgewinnung auf der Kläranlage (besonders VK 1) und für das MV Bestand Szenario mit Einbeziehung von Kläranlagen ab einer Größe von 100.000 EW_{Ausbau} ungünstiger als für die anderen Szenarien ist. Die VK2 schneidet jedoch besser ab, als manche Szenarien mit reiner Monoverbrennung und Rückgewinnung aus der Asche. Obwohl es den theoretisch höchsten P-Nutzungsgrad und gleichzeitig die größte Verbesserung hinsichtlich des Versauerungspotential erzielen könnte, ist das MV Ausbau Szenario für Kläranlagen ab 2.000 EW_{Ausbau} von der größten Schwankungsbreite charakterisiert. Je nach P-Rückgewinnungsverfahren können für dieses Szenario nämlich die Änderung des Versauerungspotential von -0.2 bis -0.1 kg SO₂-Äq./kg P und der P-Nutzungsgrad von knapp 70 % bis zu über 85 % schwanken.

Abbildung 63: Gegenüberstellung vom P-Nutzungsgrad in Prozent und des in den Szenarien zum Status Quo zusätzlichen anfallenden TAP-Emissionen pro kg P.



© TU Wien

8.4.4 Transport

Neben dem Energieverbrauch und den Emissionen aus einem vermehrten Klärschlammtransport sind auch die tatsächlichen Unterschiede an zurückgelegten

Kilometern und Fahrten von Interesse (Lärmbelastung, Feinstaub, Platzbedarf etc.). In Abbildung 64 ist die Summe der zurückgelegten Tonnenkilometer (tkm) je Szenario dargestellt. Im Status Quo werden derzeit rund 60 Mio. tkm pro Jahr zurückgelegt. Dies entspricht in etwa 0,1 % des österreichischen Güterverkehrs (55 Mrd. tkm/a). In den Szenarien zur Monoverbrennung im Bestand (MV Bestand) würden die gefahrenen tkm um 40 – 60 % zunehmen. Bei einer Kombination aus Monoverbrennung im Bestand und vermehrter P-Rückgewinnung auf der Kläranlage (PR-KA + MV) reduziert sich diese Zunahme auf 8 – 20 %. Sollten die Monoverbrennungskapazitäten, vor allem in Oberösterreich und im Westen Österreichs, ausgebaut werden, würden die zugehörigen tkm jedoch auf dem derzeitigen Niveau bleiben.

Abbildung 64: Gesamt zurückgelegte Tonnenkilometer in Abhängigkeit des Szenarios

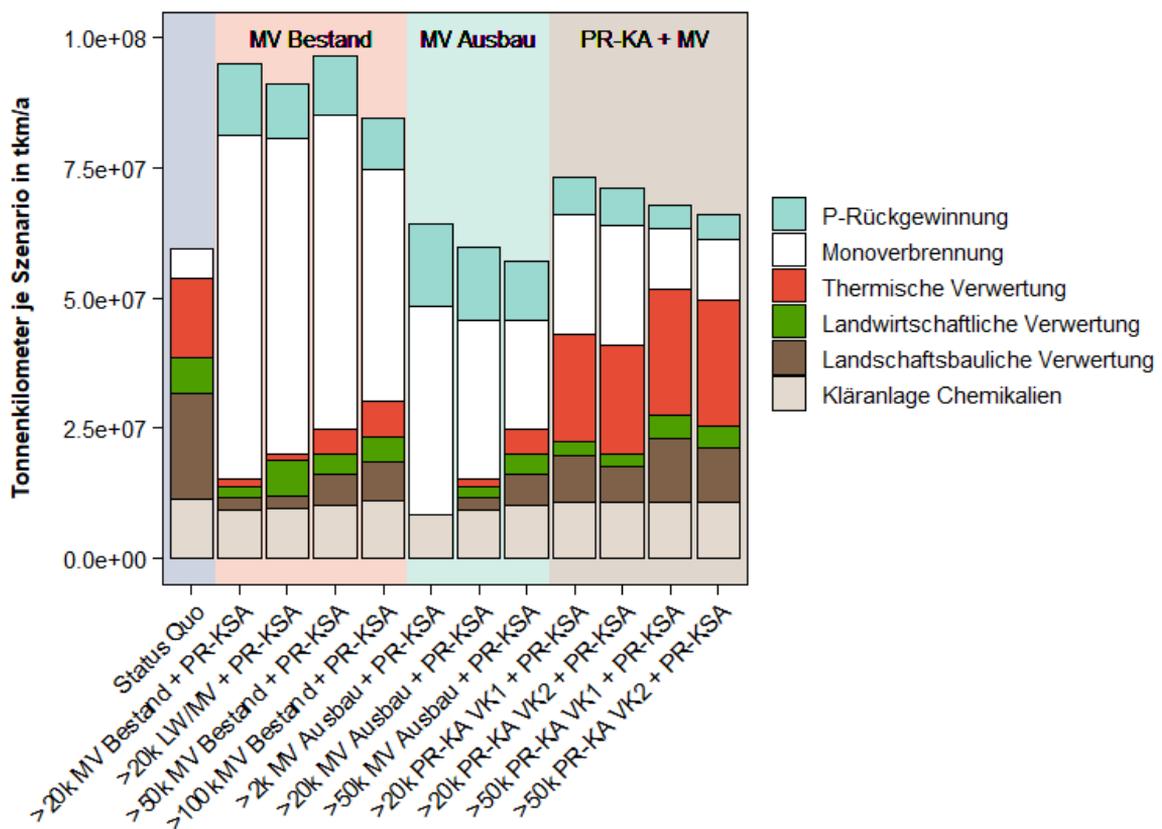
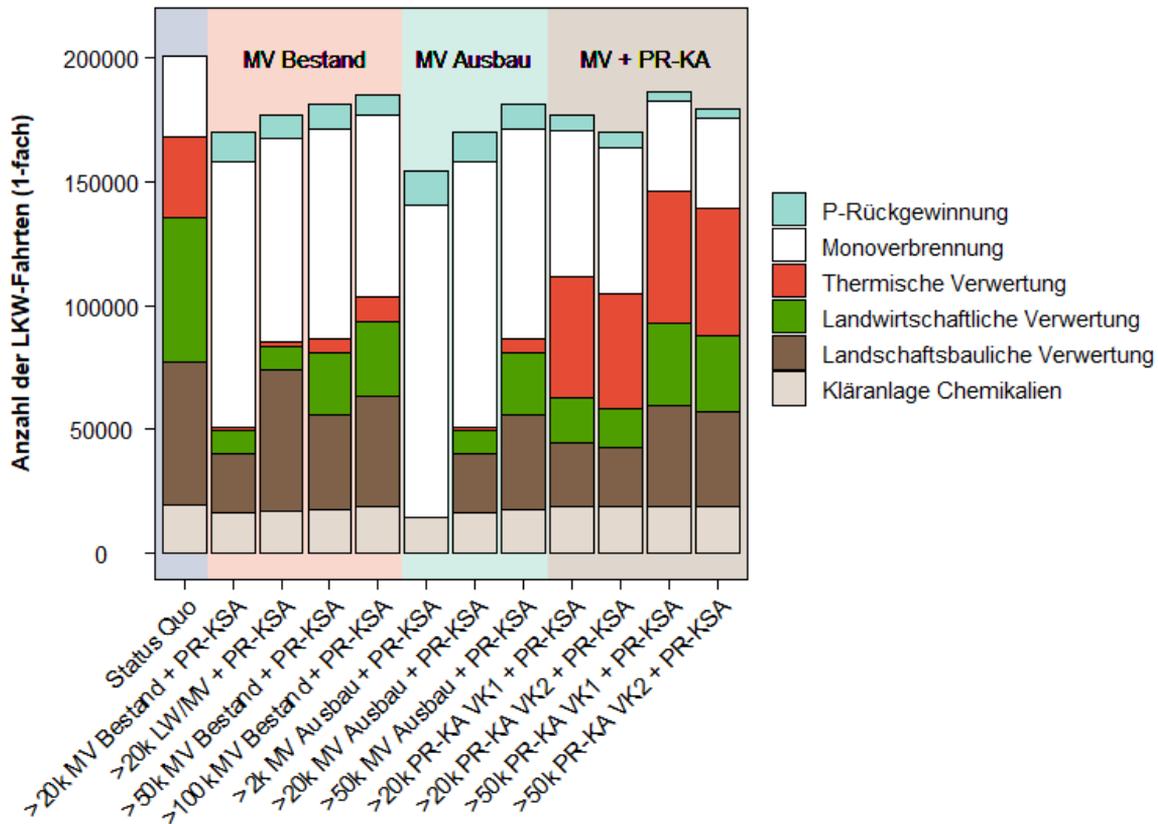


Abbildung 65: Anzahl der zurückgelegten Transportfahrten in Abhängigkeit des Szenarios

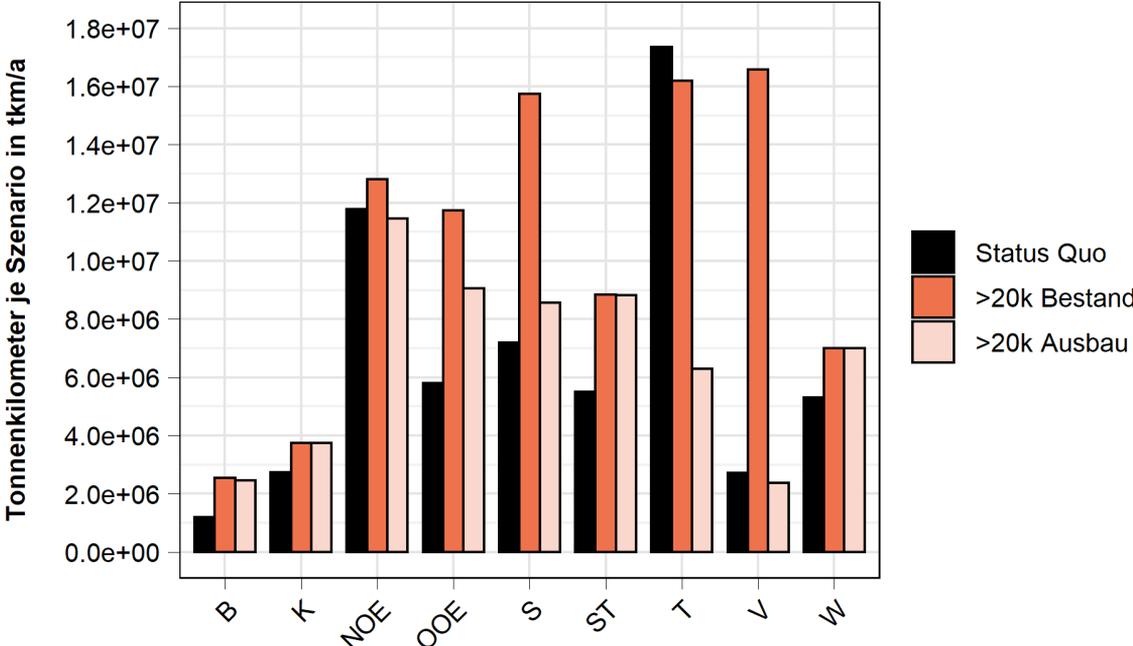


© TU Wien

Bei Betrachtung der Anzahl der zurückgelegten Fahrten (Abbildung 65), wird klar, dass sich diese tendenziell verringern werden. Dies ergibt sich einerseits durch eine Erhöhung der Entwässerungsleistung, die durch die Monoverbrennung notwendig wird, andererseits auch durch die Reduktion mancher Zuschläge, wie weniger Kalkbedarf oder Strukturmaterialbedarf für die Kompostierung.

Abbildung 66 zeigt die Anzahl der Tonnenkilometer je nach Bundesland für den Status Quo und die Szenarien ≥ 20.000 EW MV Bestand + PR-KSA und ≥ 20.000 EW MV Ausbau + PR-KSA. Eine Zunahme der Tonnenkilometer würde danach im Bestandszenario vor allem die Bundesländer Burgenland, Oberösterreich, Salzburg, Steiermark und Vorarlberg treffen. In Tirol könnten durch einen Ausbau der Monoverbrennungskapazitäten die derzeitigen tkm sogar deutlich reduziert werden. In Bundesländern wie Wien hängt die Veränderung der tkm vor allem davon ab, wie weit die Klärschlammasche in Zukunft zu einer Rückgewinnungsanlage transportiert wird. Ist dies weiter als der bisherige Transport zur Deponie, werden die tkm entsprechend ansteigen.

Abbildung 66: Vergleich der Veränderung der Tonnenkilometer je Szenario und nach Bundesland



© TU Wien

9 Sensitivitätsanalyse

In dem folgenden Kapitel werden Ausführungen zu den durchgeführten Sensitivitätsanalysen und zu den Berechnungen von alternativen Strategien, wie die Trocknung von Klärschlamm am Ort der Kläranlagen, dargestellt. Die Auswahl der durchgeführten Analysen erfolgte in Absprache mit den Stakeholdern, sowie auf Basis von Literaturstudien zu besonders relevanten Parametern.

Die Ergebnisse des Primärmodells (Kapitel 8) zeigen immer die Differenz der Szenarien (Zu- oder Abnahme des jeweiligen Parameters) gegenüber dem Status Quo. Die folgenden Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse geben wiederum die **zusätzliche** Änderung dieser Differenz zwischen den Szenarien und dem Status Quo an. Diese ergibt sich jeweils durch Abzug des Nettowerts des Szenario-Sensitivitätsmodells vom Nettowert des Szenario-Primärmodells (Delta) und durch Bezug dieser Differenz auf den Netto-Wert des Status Quo. Die Ergebnisse zeigen daher mit welcher Veränderung gegenüber dem Status Quo **zusätzlich** zu rechnen ist, wenn statt dem Primärmodell die Strategie/Modellierung der Sensitivitätsanalyse angesetzt werden würde. Sie beschreiben daher die Sensitivität des Modells in Bezug auf diese Größen.

9.1 Biogener CSB-Anteil im Klärschlamm

Im Grundmodell wurde angenommen, dass 10 % des CSBs auf der Kläranlage von fossilem Ursprung sind (Parravicini et al., 2020). In den üblichen europäischen und österreichischen Berechnungsmodellen zur Treibhausbilanz werden die Emissionen aus Klärschlamm jedoch meist zu 100 % als biogen ausgewiesen (z.B. Umweltbundesamt, 2019b). In einer Sensitivitätsanalyse wurde die Änderung der fossilen CO₂-Äq-Emissionen unter Annahme von 100 % biogener Klärschlammemissionen berechnet. Die TH-Emissionen des Status Quo werden unter diesen Annahmen um 20 % reduziert. Auf die vergleichende Bewertung der Szenarien gegenüber dem Status Quo hat diese Annahme jedoch nur sehr geringe Auswirkungen, mit einer maximalen Abnahme der TH-Emissionen der Szenarien zum Status Quo um weitere 1 %.

9.2 Dezentrale Trocknung

Neben der Trocknung am Standort der Monoverbrennungsanlagen (zentrale Trocknung), wie sie im Primärmodell der Szenarienbewertung angesetzt wurde, ist auch die dezentrale Trocknung am Standort der Kläranlage eine Möglichkeit zur Erhöhung des Klärschlammheizwertes. Die Kläranlage selbst reduziert durch die Massenreduktion damit wesentlich den Aufwand für den Klärschlammtransport und kann potentiell vorhandene überschüssige Energie nützen. Am Standort einer Monoverbrennungsanlage reicht in den allermeisten Fällen die Überschusswärme aus der Verbrennung zur Trocknung des Klärschlammes. Am Standort der Kläranlage reicht die vorhandene Wärme jedoch häufig nicht, um den Trocknungsbedarf zu decken. Haberkern et al. (2008) gehen davon aus, dass über das Jahr verteilt durchschnittlich rund 30 % des Wärmebedarfs über die Abwärme des BHKWs gedeckt werden kann. Da die Wärmebereitstellung eine maßgebliche Frage bei der Trocknung ist, wurden an dieser Stelle drei Varianten untersucht: die Trocknung mit Bereitstellung von 0 %, 30 % beziehungsweise von 100 % der Trocknungswärme aus überschüssiger Energie. Die restliche Wärme wird über Gas abgedeckt (Annahmen siehe auch Sachbilanzen Trocknung Kapitel 7.1.2).

Im Rahmen dieser Analyse wurden die auf Grund ihrer Größe für eine Trocknung relevanten Kläranlagen für die Szenarien *>20k MV Bestand + PR-KSA* und *>20k MV Ausbau + PR-KSA* ausgewählt (7 Anlagen im Bestand, 20 Anlagen beim Ausbau). Über diese Kläranlagen wurde dann der Trocknungsbedarf der zugehörigen Monoverbrennungsanlagen ermittelt. Sofern eine Monoverbrennung bereits eine Trocknung besitzt beziehungsweise diese im Bau ist (Wien, Abwasserverband Leibnitzerfeld-Süd), wurde kein Bedarf an dezentraler Trocknung berücksichtigt.

Mit der dezentralen Trocknung könnte die Transportleistung des Szenarios *>20k MV Bestand + PR-KSA* um rund 4 % reduziert werden, jene des Szenarios *>20k MV Ausbau + PR-KSA* sogar um 12 %. Sofern keine Überschusswärme bereitsteht, kann jedoch in den (Umwelt-)kosten kein Vorteil der vermehrt dezentralen gegenüber der zentralen Trocknung festgestellt werden (Tabelle 37). Die Änderungen des Treibhauspotentials liegen hier in einem Bereich um ± 0 % und die volkswirtschaftlichen Gesamtkosten scheinen tendenziell höher als mit alleiniger zentraler Trocknung (+1 bis +2 %). Beim Ersatz von 30 % der Wärme durch Überschusswärme können sich aus Umweltsicht bereits leichte Vorteile in der Reduktion des THP und des KEA ergeben. Aus volkswirtschaftlicher Sicht ist jedoch auch bei dieser Variante kein Vorteil zu erkennen. Stärker vorteilhaft zeigt sich die dezentrale Trocknung, wenn die gesamte Energie aus überschüssiger Wärme

bezogen wird. Hierdurch könnte das THP um weitere bis zu 6 % und der KEA um weitere bis zu 15 % gegenüber dem Status Quo gesenkt werden. Auch bei den Kosten zeigt sich eine leicht positive Tendenz zu deren Senkung.

Es soll angemerkt werden, dass die Kosten der Installation von Trocknungsanlagen großen Unsicherheiten unterworfen sind, was auch immer wieder von den Herstellern angesprochen wurde (Wolf, 2019). Kostenschwankungen gibt es zum Beispiel bei der Frage welche Nebenanlagen (zur Wärmeerzeugung, Schlamm Lagerung, Transportleitungen, Abluftbehandlung, ...) auf der Anlage zusätzlich für die Trocknung benötigt werden. Da diese Kosten nur im Rahmen einer Kläranlagenspezifischen Auswertung bestimmt werden können, ist der vorliegende volkswirtschaftliche Vergleich von zentraler und dezentraler Trocknung nur eine erste Abschätzung. Im Einzelfall und aus Sicht der Kläranlage hängt die Frage des Kostenvorteils von vielen Faktoren ab. Darunter fällt unter anderem die Transportdistanz des Klärschlamm zur Entsorgung, die Frage ob die Klärschlamm Entsorgung auf Basis der Feucht- oder Trockenmasse abgerechnet wird, und wie oben angesprochen, woher und zu welchem Preis die Trocknungsenergie bereitgestellt werden kann. Zusammengefasst kann die dezentrale Trocknung mit 100 % Wärme aus Überschussenergie aus Sicht der Umweltkosten also eine Verbesserung darstellen (vor allem bei weiten Transportdistanzen), betreffend der Kosten muss dies im Einzelfall geprüft werden.

Tabelle 37: Zusätzliche Veränderungen des Treibhauspotentials, des kumulierten Energieaufwands und der Kosten der Szenarien gegenüber dem Status Quo bei vermehrt dezentraler statt zentraler Trocknung. Dargestellt ist die Bandbreite der Ergebnisse für die Szenarien >20k MV Bestand + PR-KSA und >20k MV Ausbau + PR-KSA

	Differenz des THP im Vergleich zur zentralen Trocknung	Differenz des KEA im Vergleich zur zentralen Trocknung	Differenz der Kosten im Vergleich zur zentralen Trocknung
mit 0 % der Wärme aus Überschussenergie	-0,2 bis +0,2 %	-0,2 bis +0,7 %	+1 bis +2 %
mit 30 % der Wärme aus Überschussenergie	-0,7 bis -1,8 %	-1,8 bis -4,5 %	+0,6 bis +1,2 %
mit 100 % der Wärme aus Überschussenergie	-2,9 bis -5,6 %	-7,6 bis -14,5 %	-0,4 bis -0,9 %

9.3 Lachgasemissionen aus der Monoverbrennung

Laut eigenen Analysen machen die Lachgasemissionen aus der Monoverbrennung rund 60 bis 70 % des nicht-biogenen Treibhauspotentials der direkten Emissionen aus der Monoverbrennung aus. Die N₂O-Emissionen sind dabei vor allem aufgrund der vergleichsweise geringen Temperaturen der Monoverbrennung (850 – 950° C) und der hohen Stickstofffracht aus Klärschlamm relevant. Im Primärmodell wurde ein Emissionswert von 150 mg/m³ Rauchgas angesetzt. Nach Messungen von Umweltbundesamt (2018) sind aber auch Konzentration von bis zu 800 mg/m³ möglich. Mit emissionsmindernden Maßnahmen wären auch Emissionen auf bis unter 60 mg/m³ umsetzbar (Kraus et al., 2019a). Die Auswirkungen der Annahmen zu den Lachgasemissionen als auch der Umsetzung der Monoverbrennung sind in Tabelle 38 abgebildet. Bei Annahme von mittleren Emissionen im Bereich von 300 mg/m³ würden die CO₂-Äq-Emissionen der Szenarien gegenüber dem jeweiligen Szenario-Primärmodell um zusätzlich bis zu 6,3 % (bezogen auf die Emissionen des Status Quo) zunehmen. Die im Primärmodell festgestellte Abnahme der CO₂-Äq-Emissionen in allen Szenarien würde dadurch nicht mehr gegeben sein und es käme in einigen Szenarien insgesamt zu einer leichten Erhöhung der Emissionen an THG. Würden die zulässigen Emissionen hingegen auf 60 mg/m³ beschränkt werden, könnte die CO₂-Äq-Bilanz um zusätzlich bis zu 3 % verbessert werden. Eine Regelung der Beschränkung der Lachgasemissionen aus der Monoverbrennung von Klärschlamm sollte daher geprüft werden, um das Potential einer Reduktion der TH-Emissionen durch ein Konzept zur P-Rückgewinnung voll ausschöpfen zu können.

Tabelle 38: Zusätzliche Veränderungen des Treibhauspotentials der Szenarien bei Erhöhung oder Beschränkung der N₂O-Emissionen im Vergleich zum Status Quo

Szenario	Differenz zu Status Quo im Primärmodell mit Emissionen von 150 mg N ₂ O/m ³	Zusätzliche Veränderung des THP im Vergleich zum Status Quo bei Erhöhung von 150 auf 300 mg N ₂ O/m ³	Zusätzliche Veränderung des THP im Vergleich zum Status Quo bei Beschränkung von 150 auf 60 mg N ₂ O/m ³
>2k MV Ausbau + PR-KSA	-4,4 %	+6,3 %	-3,0 %
>20k MV Ausbau + PR-KSA	-3,5 %	+5,2 %	-2,5 %
>50k MV Ausbau + PR-KSA	-1,8 %	+3,7 %	-1,8 %
>20k MV Bestand + PR-KSA	-2,4 %	+5,1 %	-2,5 %
>20k LW/MV + PR-KSA	-3,1 %	+3,4 %	-1,7 %
>50k MV Bestand + PR-KSA	-0,5 %	+3,7 %	-1,8 %
>100k MV Bestand + PR-KSA	-0,1 %	+2,9 %	-1,4 %
>20k PR-KA VK1 + PR-KSA	-3,8 %	+1,9 %	-0,9 %
>20k PR-KA VK2 + PR-KSA	-2,6 %	+1,9 %	-0,9 %
>50k PR-KA VK1 + PR-KSA	-3,7 %	+0,5 %	-0,2 %
>50k PR-KA VK2 + PR-KSA	-2,1 %	+0,5 %	-0,2 %

9.4 Wärmenutzung und Wärmekonzepte

Die Wärmenutzungskonzepte der Monoverbrennungsanlagen stellen eine wesentliche Stellschraube bei den ökologischen Auswirkungen der Szenarien zur P-Rückgewinnung dar. Im Primärmodell wurde davon ausgegangen, dass der energetische Gesamtwirkungsgrad der Monoverbrennungsanlagen (vor Abzug des Eigenbedarfs) bei 64 % liegt. Grundsätzlich sind aber Gesamtwirkungsgrade in der Wirbelschicht bis zu 80 % möglich (Böhmer et al., 2007). Die Sensitivitätsanalyse zur Anhebung des Gesamtwirkungsgrades von 64 % auf 80 % ergibt dabei eine zusätzliche weitere Abnahme des THP um bis zu 2,7 % und des KEA um bis zu 7,3 % bezogen auf den Status Quo. Die weitgehende Nutzung der im Abgasstrom enthaltenen Wärme kann daher zu einer maßgeblichen weiteren Verbesserung des KEA und des THP der Szenarien beitragen.

Tabelle 39: Zusätzliche Veränderungen des Treibhauspotentials und des kumulierten Energieaufwands der Szenarien bei Erhöhung des Gesamtwirkungsgrades der Monoverbrennung

Szenario	Differenz THP zu Status Quo im Primärmodell	Zusätzliche Differenz des THP im Vergleich zum SQ (Sensitivität)	Differenz KEA zu Status Quo im Grundmodell	Zusätzliche Differenz des KEA im Vergleich zum SQ (Sensitivität)
>2k MV Ausbau + PR-KSA	-4,4 %	-2,7%	-0,5 %	-7,3 %
>20k MV Ausbau + PR-KSA	-3,5 %	-2,2 %	-0,5 %	-6,0 %
>50k MV Ausbau + PR-KSA	-1,8 %	-1,6 %	+1,2 %	-4,3 %
>20k MV Bestand + PR-KSA	-2,4 %	-2,2 %	+2,2 %	-5,9 %
>20k LW/MV + PR-KSA	-3,1 %	-1,5 %	+2,2 %	-4,0 %
>50k MV Bestand + PR-KSA	-0,5 %	-1,6 %	+4,1 %	-4,2 %
>100k MV Bestand + PR-KSA	-0,1 %	-1,3 %	+3,8 %	-3,3 %
>20k PR-KA VK1 + PR-KSA	-3,8 %	-0,8 %	-6,3 %	-2,4 %
>20k PR-KA VK2 + PR-KSA	-2,6 %	-0,8 %	-14,5 %	-2,5 %
>50k PR-KA VK1 + PR-KSA	-3,7 %	-0,2 %	-6 %	-0,7 %
>50k PR-KA VK2 + PR-KSA	-2,1 %	-0,2 %	-12,6 %	-0,8 %

9.5 Bedeutung von Nebenprodukten aus der P-Rückgewinnung

Neben den Phosphordüngern werden mit einigen P-Rückgewinnungsverfahren (EcoPhos, Phos4Life) auch weitere Produkte wie zum Beispiel Fällmittel hergestellt. Diese Nebenprodukte erweitern damit die Funktion der Verfahren von der einfachen P-Düngerherstellung zur Herstellung mehrerer Produkte. Da sich künftige gesetzliche Verpflichtungen sehr wahrscheinlich nur auf eine Rückgewinnung von Phosphor beziehen werden, bleibt es eine Frage der Wirtschaftlichkeit, ob diese Nebenprodukte tatsächlich erzeugt und am Markt angeboten werden. Zusätzlich wurde daher die Änderung der Umweltkosten bei Nicht-Produktion dieser Nebenprodukte ermittelt (Tabelle 40).

Tabelle 40: Zusätzliche Veränderungen des Treibhauspotentials und des kumulierten Energieaufwands der Szenarien bei Vernachlässigung der Nebenprodukte aus der P-Rückgewinnung für die Verfahren EcoPhos und Phos4Life im Vergleich zum Status Quo

Szenario	Zusätzliche Differenz des THP im Vergleich zum SQ (Sensitivität)	Zusätzliche Differenz des KEA im Vergleich zum SQ (Sensitivität)
>2k MV Ausbau + PR-KSA	+4,4 – +5,5 %	+11 – +12 %
>20k MV Ausbau + PR-KSA	+3,7 – +4,8 %	+9,4 – +10 %
>50k MV Ausbau + PR-KSA	+3,0 – +3,8 %	+7,5 – +8,4 %
>20k MV Bestand + PR-KSA	+3,7 – +4,8 %	+9,4 – +10 %
>20k LW/MV + PR-KSA	+2,8 – +3,7 %	+7,1 – +8,0 %
>50k MV Bestand + PR-KSA	+3,0 – +3,8 %	+7,5 – +8,4 %
>100k MV Bestand + PR-KSA	+2,6 – +3,4 %	+6,5 – +7,3 %
>20k PR-KA VK1 + PR-KSA	+1,9 – +2,6 %	+4,9 – +5,8 %
>20k PR-KA VK2 + PR-KSA	+1,9 – +2,6 %	+4,9 – +5,8 %
>50k PR-KA VK1 + PR-KSA	+1,2 – +1,7 %	+3,0 – +3,8 %
>50k PR-KA VK2 + PR-KSA	+1,2 – +1,7 %	+3,0 – +3,8 %

Die Änderung der Szenarienergebnisse bei Nicht-Nutzung von Nebenprodukten für die Verfahren EcoPhos und Phos4Life ergeben sich damit zu einer zusätzlichen Zunahme des THP der Szenarien um bis zu 5,5 %, des TAP um bis zu 13 % (nicht angeführt) und des KEA um bis zu 12 % im Vergleich zum Status Quo. Für die Ökobilanz dieser Verfahren ist also der Einsatz der Nebenprodukte nicht zu vernachlässigen und wirkt sich positiv auf deren Bewertung aus, da durch diese Produkte weitere Gutschriften durch die Reduktion des Energieverbrauchs und der Emissionen aus der Primärproduktion dieser Produkte erzielt werden. Bei diesen vergleichsweise komplexen Verfahren mit hochqualitativen Endprodukten ist also möglichst auf eine vollständige Verwertung der Nebenprodukte zu achten, da diese den vermehrten Chemikalien und Ressourceneinsatz in diesen Verfahren deutlich aufwiegen.

9.6 Mitverbrennung von ausgewählten Brennstoffen

Durch die Mitverbrennung von anderen phosphorreichen und/oder aschearmen Abfällen kann der Bedarf an getrocknetem Klärschlamm in der Monoverbrennung reduziert werden. In den Stakeholdergesprächen und im Rahmen des ÖWAV-Arbeitsausschusses „Klärschlamm-Recycling-Produkte“ wurden Tiermehle und nicht-recyclingfähiges Altholz als für die Rückgewinnung interessante Abfälle identifiziert, deren Mitverbrennung an dieser Stelle untersucht wird. Ob die Mitverbrennung von weiteren Abfällen aus gesamtösterreichischer Sicht vorteilhaft ist, hängt insbesondere von den betrachteten Parametern und vor allem auch von der derzeitigen Entsorgungs- bzw. Verwertungsart dieser ab. Wird Tiermehl beispielsweise schon heute verbrannt und energetisch genutzt, kann man teilweise nur von einer Verlagerung der Umweltkosten bzw. Benefits ausgehen, wobei die Nutzung des P bei der derzeitigen Strategie nicht im Vordergrund steht.

In Österreich fallen circa 90.800 t Tiermehl pro Jahr an (BMLFUW, 2017a). Davon gehören 20 % zur Kategorie 1, welche einer thermischen Behandlung unterzogen werden müssen. Der Rest, Tiermehle der Kategorie 3, wird in Österreich einer höherwertigen Verwertung zugeführt und steht damit nicht für eine Verbrennung und P-Rückgewinnung gemeinsam mit Klärschlamm zur Verfügung (ÖWAV, 2018). Ein Einsatz der 18.000 t Tiermehl aus Kategorie 1 in Klärschlammverbrennungsanlagen würde zu einer zusätzlichen Reduktion des KEA um rund 9 % führen (MV-Szenarien $\geq 20k$ und $\geq 50k$). Gleichzeitig käme es zu einer Anhebung des Phosphorgehaltes der Asche von durchschnittlich 8,4 auf 9,1 %. Tiermehle sind schwermetallarm (Tabelle 41) und besitzen einen Aschegehalt von rund 20 %. Die über Mischrechnungen bestimmte Mischasche aus Tiermehlasche und Klärschlammasche weist dabei keine relevante Zunahme der Schwermetallkonzentrationen auf (maximal 5 Prozentpunkte für Kupfer). Tiermehl eignet sich damit besonders als Abfall für die Mitverbrennung mit Klärschlamm. Der begrenzende Faktor wird damit der Preis des Tiermehls beziehungsweise die derzeit fehlende Anerkennung der EU von Tiermehlaschen als Ausgangsstoff für Düngemittel. Nach der STRUBIAS Arbeitsgruppe zum Einsatz von (biogenen) Abfällen für die Düngerherstellung (EU-JRC, 2019) wird die Verwendung von Tiermehlen der Kategorie 1 aufgrund ihres Infektionsrisikos auf Basis der bestehenden Datenlage derzeit nicht empfohlen. Da in Österreich nur Tiermehle der Kategorie 1 mitverbrannt werden sollten, ist hierdurch die Mitverbrennung vorerst keine praktikable Option.

Tabelle 41: Mittlere Schwermetallkonzentrationen in Tiermehl. Alle Werte gerundet auf zwei signifikante Stellen

Schwermetallkonzentrationen in mg/kg	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Mittelwert	0,33	0,17	3,8	120	0,035	3,5	6,7	152
Min	0,25	0,15	2,5	98	0,025	2,1	4,2	130
Max	0,76	0,20	12	150	0,08	7,9	15	160

© Daten: TU Wien, eigene Analysen von 11 Proben österreichischer Tiermehle

Nicht-recyclingfähiges Altholz fällt in Österreich in größeren Mengen an. Für dessen Mitverbrennung wurden daher zwei unterschiedliche Mischverhältnisse und zwar 10:1 und 1:1 (Klärschlamm:Altholz) simuliert. Für Altholz wurde ein Restwassergehalt von 2 % und ein Aschegehalt von 4,5 % in der Berechnung berücksichtigt (Grech, 2020).

Der KEA der Szenarien könnte durch die Mitverbrennung von Altholz im Verhältnis 10:1 (Klärschlamm:Altholz) für die MV-Szenarien $\geq 20k$ und $\geq 50k$ um 27 bzw. 21 %, respektive, reduziert werden. Bei Annahme eines P_2O_5 -Gehaltes der Altholz-asche von rund 1 % (Oberberger, 1997) wird der Phosphorgehalt einer theoretischen Mischasche nur um rund 0,05 % verringert, der Einfluss auf die P-Konzentration der Asche ist damit gering.

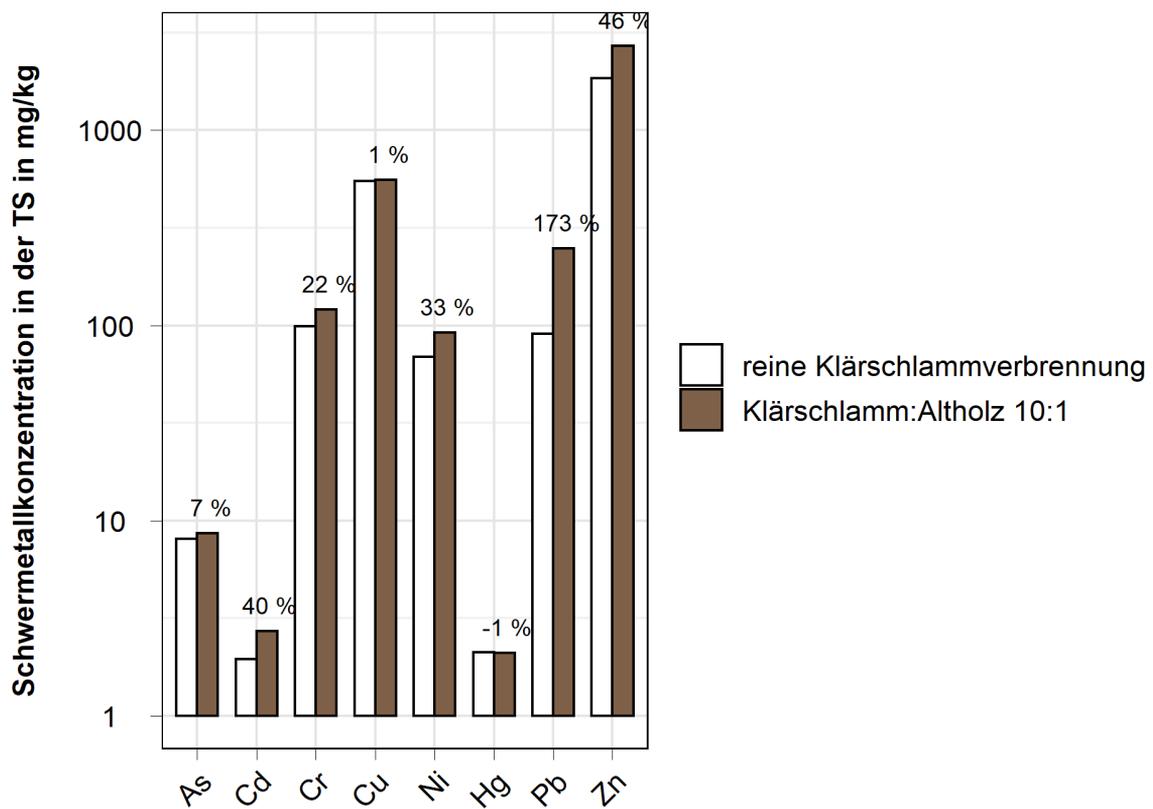
Die angenommene Altholzqualität nach Angaben von Grech (2020) ist in Tabelle 42 zu sehen. Die Analyse zeigt, dass bereits von einer Verbrennung von Klärschlamm:Altholz von 10:1 die Konzentrationen einiger Schwermetalle deutlich ansteigen würden (Abbildung 67). Für Blei wird sogar ein Anstieg der Konzentration um +173 % verzeichnet, und erreicht damit Konzentrationen von 250 mg/kg Asche, die für eine P-Rückgewinnung schon durchaus als kritisch zu betrachten sind (Grenzwert für Düngeprodukt mit mind. 5 % P_2O_5 ist 100 mg Pb/kg; DMVO, 2004). Die Mitverbrennung von Altholz kann damit selbst bei einem Verhältnis von 10:1 bereits bedenklich sein. Eine potentielle Mitverbrennung von Altholz sollte daher nur unter strengen Auflagen, wie einer ständigen In-beziehungsweise Outputkontrolle, erfolgen. Die Ergebnisse zum Mischverhältnis 1:1 werden hier nicht dargestellt, da bereits die 10:1 Variante zu weitreichenden Auswirkungen führt.

Tabelle 42: Mittlere Schwermetallkonzentrationen in Altholz

Schwermetallkonzentrationen in mg/kg	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Altholz	1	1	30	34	0,08	30	190	1100

© Daten: Grech (2020)

Abbildung 67: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen in der resultierenden Asche bei (a) reiner Klärschlammverbrennung und (b) Verbrennung von 1 Teil Altholz mit 10 Teilen Klärschlamm

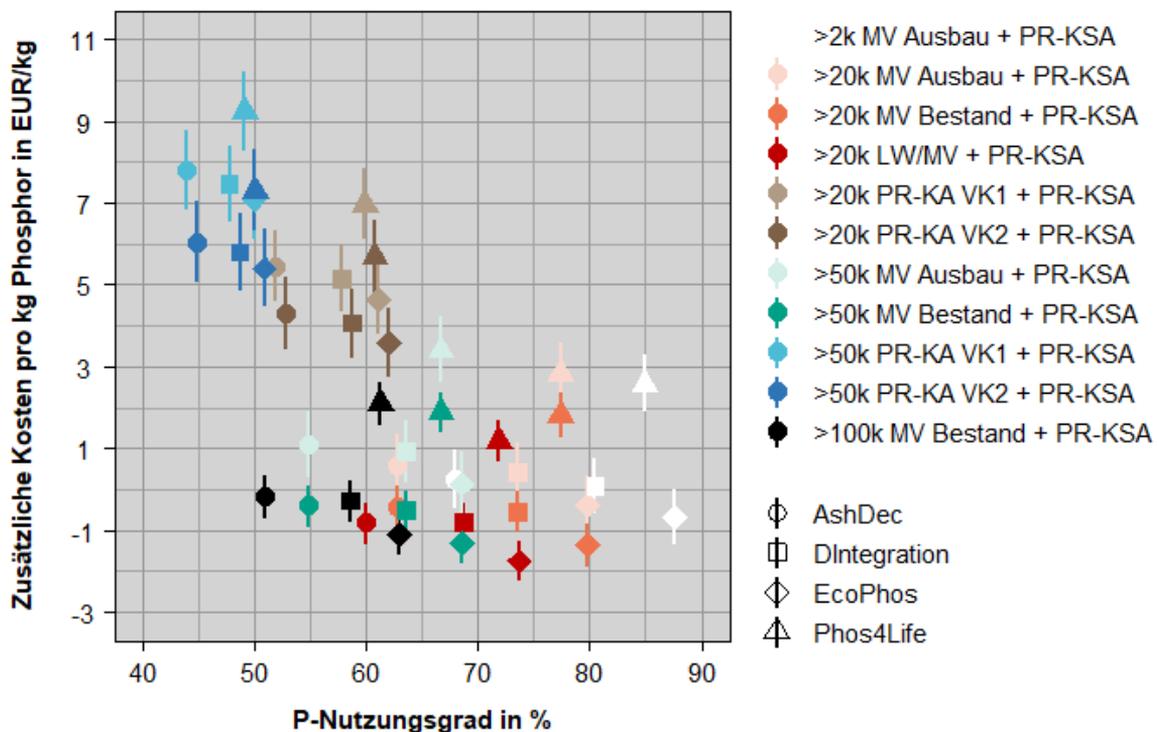


© TU Wien

9.7 Wahl des Zinssatzes

Im Primärmodell wurde nach den Leitlinien der DWA (2012) ein Zinssatz von 3 % für die Berechnung des Kapitaldienstes angesetzt. Die Auswirkungen der Wahl eines anderen Zinssatzes sind in Abbildung 68 dargestellt. Die Berechnung wurde einmal mit einem Zinssatz von 1 % und einmal mit 5 % durchgeführt. Das obere Ende stellt dabei die Berechnung mit einem Zinssatz von 5 %, das untere mit 1 % und der mittlere Punkt mit 3 % dar. Zu sehen ist, dass mit einem niedrigeren oder höheren Zinssatz die Abweichungen zum Primärmodell für alle Szenarien in einem Bereich von minus respektive plus 0,5 bis 1,0 €/kg P_{rückgewonnen} liegen.

Abbildung 68: Darstellung der Netto-Kostendifferenz der Szenarien zum Status Quo für jede Verfahrenskombination mit den Zinssätzen von 1 % (unteres Ende), 3 % (Punkt) oder 5 % (oberes Ende)



© TU Wien

10 Fazit

10.1 Phosphorrückgewinnung und -nutzung

Im Bundesabfallwirtschaftsplan wurde als Ziel für die zukünftige Klärschlammbewirtschaftung formuliert, dass eine Phosphorrückgewinnung aus kommunalen Klärschlämmen unter weitgehender Zerstörung beziehungsweise Schaffung verlässlicher Senken für die im Klärschlamm enthaltenen Schadstoffe erreicht werden soll. Dabei wurde als anstrebenswert erachtet, dass 65 bis 85 % des in Österreich anfallenden kommunalen Klärschlammes einer Phosphorrückgewinnung zugeführt werden sollen.

Eine landwirtschaftliche Verwertung kann im Hinblick auf die P-Rückführung in die Landwirtschaft die Verfahren mit P-Rückgewinnung aus der Asche auf Ebene von Einzelanlagen übertreffen. In Hinblick auf die P-Nutzung hängt diese stark von der Verfügbarkeit des P im Schlamm beziehungsweise den Rückgewinnungsprodukten ab. Im Allgemeinen schneiden hier Rückgewinnungsverfahren in Hinblick auf Phosphor besser ab, als eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. Insgesamt ist das Potential der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung durch Aufbringungsverbote in einzelnen Bundesländern, Aufbringungsbeschränkungen und geringe Akzeptanz stark beschränkt. Eine Steigerung über den derzeitigen Stand hinaus ist nicht realistisch und sachlich umstritten.

Eine Strategie mit einer stark erweiterten Phosphornutzung muss daher auf P-Rückgewinnungsverfahren setzen. Bereits aus der Art und Weise es Phosphoranfalls ergibt sich, dass das Ziel Phosphorrückgewinnung desto umfassender umgesetzt wird, je mehr Kläranlagen in ein entsprechendes Konzept eingebunden werden. Berücksichtigt man aktuelle P-Rückgewinnungsraten unterschiedlicher Verfahren erscheint eine Rückgewinnung von 80 % des im Zulauf zu den Kläranlagen $> 2.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ enthaltenen Phosphors über Verfahren aus der Asche einer (Mono-) Verbrennung als realistisch, wenn alle diese Kläranlagen in ein entsprechendes Konzept eingebunden werden. Bei einer Einbeziehung aller Kläranlagen $\geq 100.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ reduziert sich dieses Potential auf etwa 50 %.

Verfahren, die eine Rückgewinnung auf der Kläranlage anstreben fallen in Hinblick auf das Ausmaß der Rückgewinnung gegenüber den Ascheverfahren deutlich ab. Je geringer die

P-Ausbeute so eines Verfahrens ist und je häufiger diese Verfahren eingesetzt werden, desto weniger weitgehend wird dem Ziel Phosphorrückgewinnung genüge getan.

10.2 Schadschoffzerstörung oder -ausschleusung

Organische Spurenstoffe werden bei einer Klärschlammverbrennung weitgehend zerstört, Rückgewinnungsprodukte aus der Asche sind damit nur sehr gering belastet. Dasselbe gilt für Produkte einer Rückgewinnung von Phosphor auf der Kläranlage. Die Verlagerung von organischen Spurenstoffen in die Produkte der P-Rückgewinnung ist somit sehr gering. Bei einer landwirtschaftlichen Verwertung erfolgt demgegenüber kein Reinigungsschritt in Hinblick auf persistente, schlecht abbaubare organische Spurenstoffe.

Die Ausschleusung von Schwermetallen in letzte Senken hängt stark vom gewählten P-Rückgewinnungsverfahren ab. Im ungünstigsten Falle einer direkten Einbringung von Klärschlammasche in die Düngemittelaufbereitung ohne Abreicherungs-schritt, kann die Belastung landwirtschaftlicher Böden durch ein erhöhte P-Rückführung gegenüber dem aktuellen Stand deutlich zunehmen und die Ausschleusung von Schwermetallen in letzte Senken gegenüber dem aktuellen Status abnehmen.

Eine gemeinsame Verbrennung von Klärschlamm mit Tiermehl Kategorie 1 vor einer P-Rückgewinnung ist in Hinblick auf den Phosphorgehalt und die Schwermetallbelastung der Asche sinnvoll, in Hinblick auf hygienische Bedenken auf EU-Ebene derzeit allerdings nicht zugelassen. Eine gemeinsame Verbrennung mit Altholz ist in Hinblick auf die Schwermetallbelastung der Asche als kritisch zu bewerten.

10.3 Kosten

Betrachtet man die mittleren Kosten für die Umsetzung einer Strategie zur P-Rückgewinnung im Kontext der Abwasserentsorgung, so kann im günstigsten Fall eine Senkung volkswirtschaftlicher Jahreskosten von bis zu etwa $1 \text{ €}/(\text{E} \cdot \text{a})$ bzw. $2 \text{ €/kg P}_{\text{rückgewonnen}}$ erreicht werden. Im ungünstigen Fall kommt es zu volkswirtschaftlichen Zusatzkosten von bis zu $5,5 \text{ €}/(\text{E} \cdot \text{a})$ bzw. $12 \text{ €/kg P}_{\text{rückgewonnen}}$. Dies bei den derzeitigen Kosten der Abwasserentsorgung von rund $50 \text{ €}/(\text{E} \cdot \text{a})$ und einem Dünger-P-Preis von rund 2 €/kg P (agrarheute.com, 2021). Die zukünftige Preisgestaltung von Entsorgungsunternehmen kann in dieser Kostenschätzung nicht berücksichtigt werden.

Wesentliche Kostenfaktoren sind die Wahl des Rückgewinnungsverfahrens (Differenz von 3 – 4 €/kg P_{rückgewonnen}), die Möglichkeit aus den Produkten (Phosphorsäure, P-Dünger) Erlöse zu erzielen (Differenz von 2 – 4 €/kg P_{rückgewonnen}), der vorherrschende Zinssatz (Differenz von 0,5 – 1,0 €/kg P_{rückgewonnen}), und das Ausmaß, indem bestehende Verbrennungskapazität ausgenutzt wird (Differenz von circa 1 €/kg P_{rückgewonnen}). Bei den Rückgewinnungsverfahren sind es vor allem jene mit Verfahren auf der Kläranlage, bei denen bezogen auf den rückgewonnenen Phosphor mit höheren Kosten zu rechnen ist.

Mit zunehmender Einbeziehung kleiner Anlagen können die Kosten bezogen auf den rückgewonnenen Phosphor gesenkt werden. Betrachtet man die diesbezüglichen Grenzkosten so sinken diese bei Einbeziehung der Kläranlagen von 20.000 – 50.000 EW_{Ausbau} in eine Rückgewinnungsstrategie gegenüber den Anlagen von ≥ 50.000 EW_{Ausbau}, wenn die Verbrennungskapazität ausgebaut wird, um dann für die Anlagen von 2.000 bis 20.000 EW_{Ausbau} wieder leicht anzusteigen. Auf Ebene der einzelnen Kläranlagen wäre für die Kategorie 2.000 bis 20.000 EW_{Ausbau} mit der höchsten mittleren Kostenzunahme und der größten Schwankungsbreite einer Kostenzunahme zu rechnen, wenn diese Anlagen in eine Rückgewinnungsstrategie einbezogen werden. Ein Einbezug dieser Kläranlagengrößen würde allerdings durch die verbesserte Ausnutzung von Infrastruktur zu geringeren Kosten für die größeren Kategorien führen.

10.4 Umweltkosten

Die Implementierung einer P-Rückgewinnungsstrategie in Österreich hat das Potential die Treibhausemissionen aus dem Bereich der Abwasserreinigung geringfügig zu senken. Die Emissionseinsparungen nehmen mit zunehmender P-Nutzung tendenziell zu. Der kumulierte Energieaufwand des Systems Abwasserreinigung kann im Falle der Implementierung einer Rückgewinnungsstrategie steigen oder sinken. Der wesentliche Einflussfaktor ist hier die Wahl des Rückgewinnungsverfahrens. Geeignete Verfahren auf der Kläranlage können auch zu einer Reduktion des Energieaufwandes führen.

Das Transportaufkommen bei Umsetzung einer P-Rückgewinnungsstrategie in Österreich wird stark durch die Wahl des Verbrennungskonzeptes beeinflusst. Durch eine Strategie mit Ausbau der Verbrennungskapazität an regionalen Knoten kann das Transportaufkommen gegenüber dem Status Quo in etwa gleich gehalten werden. Eine Verbrennungsstrategie, welche überwiegend auf bestehende Verbrennungskapazitäten setzt, könnte das Transportaufkommen deutlich erhöhen. Dies wirkt sich auch auf die

Umweltparameter des Treibhauspotentials und des kumulierten Energieaufwands aus. Eine Strategie mit Ausbau regionaler Verbrennungskapazitäten schneidet bei diesen Parametern deutlich besser ab als eine Strategie, die überwiegend auf die Nutzung bestehender Kapazitäten setzt.

Weitere Faktoren, die in Hinblick auf die Umweltkosten (Treibhauspotential und kumulierter Energieaufwand) von P-Rückgewinnungsstrategien zu beachten sind, sind eine Begrenzung der Lachgasemissionen und effiziente Wärmenutzungskonzepte bei der Klärschlammverbrennung sowie die Nutzung von Nebenprodukten bei aufwendigen Rückgewinnungsverfahren. Konzepte zur dezentralen Trocknung werden nur dort eine umweltschonende Alternative sein, wo Transportentfernungen hoch sind und ein großer Teil der für die Trocknung erforderlichen Energie aus Überschusswärme zur Verfügung gestellt werden kann.

10.5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

⇒ Eine Phosphorrückgewinnung aus der Asche weist von den betrachteten Konzepten das höchste Potential in Hinblick auf eine Nutzung des Phosphors aus dem Abwasser in Österreich aus und sollte damit die Basis eines P-Rückgewinnungskonzeptes in Österreich sein. Ansprüche zur P-Rückgewinnung an Rückgewinnungsverfahren auf den Kläranlagen sollten in Hinblick auf die Erfüllung des Zieles einer umfassenden Phosphornutzung hoch gehalten werden.

⇒ Eine deutliche Zunahme der Phosphornutzung aus dem Abwasser über eine Strategie mit P-Rückgewinnung sollte jedenfalls auf Verfahren mit einem Abreicherungs-schritt von Schadstoffen setzen, da sonst die Ausschleusung beziehungsweise Zerstörung von Schadstoffen abnimmt und die Belastung der landwirtschaftlichen Böden zunimmt.

⇒ Bei Implementierung einer Strategie zur P-Rückgewinnung aus Klärschlamm beziehungsweise Klärschlammasche im Ausmaß von 60 - 85 % des Phosphors im Kläranlagenzulauf der Kläranlagen $> 2.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ ist etwa mit mittleren Zusatzkosten von -1 bis 5,5 €/E · a) zu rechnen. Die Zunahme der P-Rückgewinnung von 60 auf 85 % ist je nach Verfahren mit einer mittleren Kostenreduktion von rund 0,5 €/E · a) verbunden. Als wesentliche Faktoren zur Kostendämpfung ist auf die Wahl des Rückgewinnungsverfahrens, Erlöse aus den Produkten der Rückgewinnung und die Nutzung der bestehenden Verbrennungsinfrastruktur zu achten.

⇒ Die Umsetzung einer P-Rückgewinnungsstrategie kann zu einer Reduktion der Treibhausmissionen in Österreich führen, wenn bei der Klärschlammverbrennung die Lachgasmissionen geringgehalten und effiziente Wärmenutzungsstrategien umgesetzt werden. Beim kumulierten Energieaufwand ist zudem auf die Verfahrenswahl zur Rückgewinnung zu achten. Einen Trade-off gibt es in Hinblick auf die Umweltkosten und Kosten bei der Verbrennungsstrategie. Während eine Strategie mit möglichst weitgehender Nutzung der bestehenden Verbrennungsinfrastruktur zu einer Kostensenkung führt, steigt diese Strategie in Hinblick auf die Umweltkosten vor allem durch ein zunehmendes Transportaufkommen schlechter aus. Eine Kombination aus Nutzung bestehender Verbrennungsinfrastruktur im Osten Österreichs und der Aufbau zusätzlicher regionaler Verbrennungsinfrastruktur in Oberösterreich und westlich davon schafft in Hinblick auf beide Kriterien einen Ausgleich.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Bewertungskriterien der Stoffflussanalyse	29
Tabelle 2: Angesetzte Kostensätze für die Berücksichtigung von Betriebsmittelverbräuchen bzw. Erlöse aus der Produktion von Betriebsmitteln.....	31
Tabelle 3: Verwendete Datensätze für die Hintergrundprozesse aus Ecoinvent 3.6	35
Tabelle 4: Wirkungskategorien der Ökobilanz	38
Tabelle 5: Übersicht über erhaltene Datensätze aus der Kläranlagenbefragung	40
Tabelle 6: Übersicht über die befragten Hersteller von Klärschlamm-trocknungsanlagen ..	42
Tabelle 7: Überblick über die betrachteten P-Rückgewinnungsverfahren.....	43
Tabelle 8: Übersicht über die Verfügbarkeit der Daten zu einzelnen Themenbereichen ...	44
Tabelle 9: Übersicht über die durchgeführten Analysen zur Festlegung der Proxy-Werte.	45
Tabelle 10: Liste der verwendeten Einwohnerwerte und Einwohnerzahlen je Bundesland; Werte gerundet auf 2 signifikante Stellen	47
Tabelle 11: Die Ablaufgrenzwerte für Phosphor (gemäß der 1. AEV (1996)) und spezifische Fällmittelmengen $\beta_{\text{Fäll}}$ (gemäß DWA-A 202 (2011))	51
Tabelle 12: Kategorisierung und Bezeichnung der Gruppen der Klärschlamm-entsorgung.	56
Tabelle 13: Vergleich der durchschnittlichen Entsorgungskosten aus dem ÖWAV- Benchmarking und dieser Erhebung, unterschieden nach Entsorgungsweg (Median Werte)	58
Tabelle 14: Vergleich der offiziellen Daten für die Klärschlammverwertung aus dem BAWP mit den erhobenen und modellierten Werten aus der Studie StraPhos	60
Tabelle 15: Vorhandene und geplante Kapazitäten zur Klärschlammmonoverbrennung ..	67
Tabelle 16: Vergleich des Klärschlamm-anfalls der festgelegten Größengruppen mit den voraussichtlich verfügbaren Monoverbrennungs-Mindestkapazitäten	68
Tabelle 17: Überblick über die betrachteten Szenarien	73
Tabelle 18: Berücksichtige Beton-, Stahl- und Aushubmengen pro EW und Jahr in Abhängigkeit des Reinigungsverfahrens und der Ausbaugröße	77
Tabelle 19: Hinterlegter Strombedarf in Abhängigkeit des Reinigungsverfahrens und der Kläranlagengröße	78
Tabelle 20: Betriebskostenabschätzung.....	79
Tabelle 21: Berechnung des gewichteten Emissionsfaktor für NH ₃ auf Basis der eingesetzten synthetischen N-Düngermengen.....	88
Tabelle 22: Vergleich der Emissionen verschiedener Monoverbrennungsanlagen	104
Tabelle 23: Investitionskostenvergleich von Monoverbrennungsanlagen.....	105
Tabelle 24: Annahmen für den Ressourcen- und Energieverbrauch der dezentralen Klärschlammverfahren	108

Tabelle 25: Annahmen zum Ressourcen- und Energieverbrauch der zentralen Ascheverfahren	109
Tabelle 26: Zusammenfassung der anfallenden Abfälle aus den Rückgewinnungsverfahren	110
Tabelle 27: Überblick über den Regressionsfaktor r und die anetzte Lebensdauer der Rückgewinnungsverfahren.....	111
Tabelle 28: Gutschriften für die rückgewonnen Phosphor- und Stickstoffmengen	112
Tabelle 29: Weitere Gutschriften der Rückgewinnungsverfahren	112
Tabelle 30: Transferkoeffizienten der Schwermetalle für die Kläranlagen- und Klärschlammbehandlungsprozesse	113
Tabelle 31: Transferkoeffizienten der Schwermetalle für die Rückgewinnungsprozesse .	114
Tabelle 32: Produzierte Klärschlammchemengen und deren durchschnittlicher P-Gehalt in Abhängigkeit der Szenarien.....	117
Tabelle 33: Übersicht über Schwermetallgehalte in den Rückgewinnungsprodukten in mg/kg Produkt.....	121
Tabelle 34: Übersicht über Schwermetallgehalte in den Rückgewinnungsprodukten bezogen auf die P-Fracht in mg/kg Phosphor	122
Tabelle 35: Zusammenfassung der typischen Konzentrationen von organischen Spurenstoffen in Klärschlamm, Klärschlammmasche und P-Rezyklaten	126
Tabelle 36: Zusammenfassung der typischen Konzentrationen von organischen Spurenstoffen in Klärschlamm, Klärschlammmasche und P-Rezyklaten	126
Tabelle 37: Zusätzliche Veränderungen des Treibhauspotentials, des kumulierten Energieaufwands und der Kosten der Szenarien gegenüber dem Status Quo bei vermehrt dezentraler statt zentraler Trocknung. Dargestellt ist die Bandbreite der Ergebnisse für die Szenarien >20k MV Bestand + PR-KSA und >20k MV Ausbau + PR-KSA	151
Tabelle 38: Zusätzliche Veränderungen des Treibhauspotentials der Szenarien bei Erhöhung oder Beschränkung der N ₂ O-Emissionen im Vergleich zum Status Quo.....	153
Tabelle 39: Zusätzliche Veränderungen des Treibhauspotentials und des kumulierten Energieaufwands der Szenarien bei Erhöhung des Gesamtwirkungsgrades der Monoverbrennung	154
Tabelle 40: Zusätzliche Veränderungen des Treibhauspotentials und des kumulierten Energieaufwands der Szenarien bei Vernachlässigung der Nebenprodukte aus der P-Rückgewinnung für die Verfahren EcoPhos und Phos4Life im Vergleich zum Status Quo	155
Tabelle 41: Mittlere Schwermetallkonzentrationen in Tiermehl. Alle Werte gerundet auf zwei signifikante Stellen	157
Tabelle 42: Mittlere Schwermetallkonzentrationen in Altholz.....	158

Tabelle 43: Überblick Fragen des Fragebogens.....	189
Tabelle 44: Median bzw. Proxy-Wert des TS-Gehalts des Klärschlammes nach einer Entwässerung je Entwässerungsaggregat für Kläranlagen kleiner und größer 20.000 EW	195
Tabelle 45 Median bzw. Proxy-Wert des TS-Gehalt des Klärschlammes nach Entsorgungsart	195
Tabelle 46 FM-Anteil von Fe & Al je Kläranlagengrößenklasse.....	197
Tabelle 47: Mittelwert und Anzahl der Beobachtungen für den Parameter des Klärschlamm-TS-Gehalts bei Klärschlamm Trocknung in Abhängigkeit des Verfahrens.....	198
Tabelle 48: Median des spezifischen Klärschlammmanfalls der TS in g pro EW und Tag in Abhängigkeit des Reinigungsverfahrens	199
Tabelle 49: Häufigste Klärschlammverwertungsart je nach Bundesland	200
Tabelle 50: Mittel- bzw. Proxy-Werte für Entsorgungsdistanz je Entsorgungsart und Bundesland für die Entsorgungsarten Fremdkompostierung und Verbrennung	202
Tabelle 51: Mittel- bzw. Proxy-Werte für Entsorgungsdistanz je Entsorgungsart.....	202
Tabelle 52: Mittelwerte der Entsorgungskosten der Fremdkompostierung je Tonne TS und FS und je Bundesland	203
Tabelle 53: Mittlere Entsorgungskosten der TS und FS je nach Entsorgungsart	204
Tabelle 54 Mittel-, Median- und gewählte Proxy-Werte für die Glühverluste je Stabilisierungsverfahren, sowie die zugrunde liegende Anzahl der Beobachtungen.....	204

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Kritische Rohstoffe in der Europäischen Union	12
Abbildung 2: Anzahl der Kläranlagen, CSB- und Phosphor-Zulauffrachten in Österreich klassifiziert nach der Ausbaugröße	14
Abbildung 3: Klärschlammverwertungs- und Entsorgungswege in Österreich	15
Abbildung 4: Klärschlammverwertungs- und Entsorgungswege der österreichischen Bundesländer im Jahre 2016	16
Abbildung 5: Ansatzpunkte für die Phosphorrückgewinnung auf der Kläranlage und aus Klärschlammasche	19
Abbildung 6: Darstellung der betrachteten Prozessgruppen und Prozesse	24
Abbildung 7: Darstellung eines Transferprozesses am Beispiel Blei (Pb) im Prozess Abwasserreinigung	27
Abbildung 8: Abbildung des Modells der Stoffflussanalyse	28
Abbildung 9: Anteil der Kläranlagen bezogen auf die Anzahl (links) bzw. Einwohnerwerte in CSB ₁₂₀ -Belastung (rechts) mit unterschiedlichen Reinigungsverfahren gestaffelt nach Kläranlagengröße (n = 348)	48
Abbildung 10: TS-Gehalt der Feuchtsubstanz in % nach Entwässerung ohne und mit Kalkzugabe (n = 238)	49
Abbildung 11: Anzahl der Anlagen bei denen die Verfahrensführung auf Bio-P ausgerichtet ist (links; n = 633), Art der für die chemische Phosphorelimination eingesetzten Fällmittel (rechts; n = 132) anteilmäßig nach Fällmittel-Wirksamkeitsmenge	50
Abbildung 12: Anteil der genutzten Fällmittel bezogen auf die Wirkstoffmenge je Kläranlagen Kategorie	51
Abbildung 13: Vergleich des theoretischen Fällmittelbedarfs, berechnet aus den Zulauffrachten (P und BSB ₅), und dem angegebenen Fällmittelverbrauch der Betreiber (n = 127). Die Gerade zeigt das 1:1 Verhältnis, die strichlierten Linien zeigen die mittlere Situation über die Gruppen mit oder ohne Bio-P. Kläranlagen mit einem Ablauf in sensible Gebiete werden als Kreuze dargestellt.	53
Abbildung 14: Zusammenhang des Klärschlamm-Trockensubstanzanfalls in t TS/a und der Belastung der Kläranlagen (als EW ₁₂₀). Die strichlierten Linien zeigen den linearen Zusammenhang für die unterschiedlichen Stabilisierungsverfahren	54
Abbildung 15: Arten der weitergehenden Klärschlammbehandlung und Anzahl der entsprechenden Anlagen (n = 150 Kläranlagen). Mehrfache Nennung möglich	55
Abbildung 16: Klärschlammverwertungs- und -entsorgungskosten der Kläranlagen bezogen auf die Feuchtsubstanz (FS; n = 185) gruppiert nach Verwertungs- bzw. Entsorgungsart	57

Abbildung 17: Klärschlammverwertungs- und -entsorgungskosten der Kläranlagen bezogen auf die Trockensubstanz (TS; n = 185) gruppiert nach Verwertungs- bzw. Entsorgungsart	58
Abbildung 18: Distanzen zur Verwertungs- bzw. Entsorgungsstelle (n = 309)	59
Abbildung 19: Anteil der Entsorgungsart je Bundesland (n = 633)	60
Abbildung 20: Glühverlust der Klärschlämme (Mittelwert aus 3 Proben) unterteilt nach Stabilisierungsverfahren und Kalkzugabe; n = 107	61
Abbildung 21: Heizwert der Klärschlämme unterteilt nach Stabilisierungsverfahren und Kalkzugabe; n = 101	62
Abbildung 22: Phosphorgehalt der Klärschlämme (Mittelwert aus 3 Proben) unterteilt nach Stabilisierungsverfahren und Kalkzugabe; n = 107	63
Abbildung 23: Übersicht über die Schwermetallgehalte von Klärschlämmen, gruppiert nach der Kläranlagengröße.	64
Abbildung 24: Beispielhafte Darstellung von zentralen versus dezentralen Rückgewinnungskonzepten	69
Abbildung 25: Beispielhafte Darstellung eines Szenarios mit entsprechender Zuordnung der Kläranlagen zu je einer Monoverbrennungsanlage. Punkte zeigen die Standorte der in das Konzept eingebundenen Kläranlagen. Karos zeigen die Standorte der Monoverbrennungsanlagen. Die farbliche Kennzeichnung beschreibt die Zuordnung jeder Kläranlage zu einer Monoverbrennungsanlage	74
Abbildung 26: Darstellung der Referenzkläranlage mit aerober Klärschlammbehandlung	76
Abbildung 27: Darstellung der Referenzkläranlage mit anaerober Klärschlammbehandlung	77
Abbildung 28: Darstellung der Referenztrochnungsprozesse für die Trocknung	81
Abbildung 29: Darstellung der spezifischen Kosten bestehender Bandtrochnungsanlagen aus dem deutschsprachigen Raum in Abhängigkeit der Verdampfungsleistung	83
Abbildung 30: Darstellung des Referenzprozesses der landwirtschaftlichen Verwertung und der Verwertung von Komposten in der Landwirtschaft	85
Abbildung 31: Darstellung des Referenzprozesses der Kompostierung und der Anwendung im Landschaftsbau	86
Abbildung 32: Darstellung des Anlagenaufbaus der Abfallverbrennungsanlagen, bei denen eine Klärschlammverwertung im Referenzzeitraum durchgeführt wurde	91
Abbildung 33: Referenzabfallverbrennungsanlage mit KS-Verbrennung	92
Abbildung 34: Darstellung des Anlagenaufbaus der Zementindustrieanlagen, bei denen eine Klärschlammverwertung im Referenzzeitraum durchgeführt wurde	92
Abbildung 35: Referenzanlage für die Mitverbrennung von Klärschlamm in Zementwerken	93

Abbildung 36: Darstellung des Anlagenaufbaus der Mitverbrennungsanlagen, bei denen Klärschlammverwertung im Referenzzeitraum durchgeführt wurde.....	93
Abbildung 37: Referenzanlage für Klärschlammmitverbrennung.....	94
Abbildung 38: Darstellung der CO ₂ -Emissionstrendlinie in Abhängigkeit des Klärschlammheizwertes	98
Abbildung 39: Darstellung des Referenzprozesses Monoverbrennung.....	100
Abbildung 40: Darstellung der spezifischen Investitionskosten von Monoverbrennungsanlagen aus dem deutschsprachigen Raum in Abhängigkeit der Kapazität.....	105
Abbildung 41: Vergleich der Kostenaufteilung einer Anlage mit 2.000 t TS/a und einer Anlage mit 35.000 t TS/a	106
Abbildung 42: Schwankung der verfügbaren P-Fracht für die Rückgewinnung bei unterschiedlichen Verfahren.....	116
Abbildung 43: Darstellung der theoretischen zu erreichenden Phosphorkonzentrationen in der simulierten Klärschlammasche	117
Abbildung 44: Abbildung des berechneten P-Rückgewinnungsgrades und des P-Recyclings über die direkte landwirtschaftliche Verwertung in Abhängigkeit des betrachteten Szenarios.....	118
Abbildung 45: Abbildung des berechneten P-Nutzungsgrades in Abhängigkeit des betrachteten Szenarios	119
Abbildung 46: Mittlere Schwermetalleinträge in landwirtschaftliche Böden Österreichs für Chrom (links) und Blei (rechts) und die potentielle Veränderung der Einträge durch die P-Rückgewinnung beim Einsatz von Produkten aus Verfahren mit und ohne Entfrachtung	121
Abbildung 47: Verbleib der Schwermetalle aus dem Zulauf der Kläranlage im Status Quo, sowie für die Szenarien >20k MV Bestand bzw. Ausbau + PR-KSA	124
Abbildung 48: Mittlere jährliche Kosten der Abwasserreinigung inklusive Klärschlamm Entsorgung nach Bundesland dargestellt pro EW ₁₂₀ (oben) und pro E (unten)	127
Abbildung 49: Kostendifferenz zwischen den Szenarien und dem Status Quo in €/(E · a)	129
Abbildung 50: Kosten der Szenarien in €/(E · a) in Abhängigkeit des P-Nutzungsgrades mit Erlösen (links) und ohne Erlöse (rechts).....	130
Abbildung 51: Kosten der Szenarien in Euro pro kg P _{rückgewonnen} in Abhängigkeit des P-Nutzungsgrades mit Erlösen (links) und ohne Erlöse (rechts)	131
Abbildung 52: Kostenschwankungen der Szenarien in Abhängigkeit der Kläranlagengrößenklasse.....	132
Abbildung 53: Darstellung der Grenzkosten pro kg P in €/kg für die Szenariengruppen MV Bestand + PR-KSA und MV Ausbau + PR-KSA	133

Abbildung 54: Kostenaufteilung der Szenarien in Abhängigkeit der derzeit vorherrschenden Klärschlammbehandlungsart.....	134
Abbildung 55: Ergebnisse für das THP im Status Quo.....	136
Abbildung 56: Differenz zwischen Szenarien und Status Quo für das THP.....	137
Abbildung 57: Gegenüberstellung vom P-Nutzungsgrad in Prozent und der in den Szenarien zum Status Quo zusätzlich anfallenden THP-Emissionen pro kg P.....	139
Abbildung 58: Ergebnisse der Wirkungskategorie KEA-gesamt im Status Quo.....	140
Abbildung 59: Differenz zwischen Szenarien und Status Quo für die Wirkungskategorie KEA-gesamt.....	141
Abbildung 60: Gegenüberstellung vom P-Nutzungsgrad in Prozent und des in den Szenarien zum Status Quo zusätzlich anfallenden KEA pro kg P.	142
Abbildung 61: Ergebnisse der Wirkungskategorie TAP im Status Quo.....	143
Abbildung 62: Differenz zwischen Szenarien und Status Quo für die Wirkungskategorie TAP	144
Abbildung 63: Gegenüberstellung vom P-Nutzungsgrad in Prozent und des in den Szenarien zum Status Quo zusätzlichen anfallenden TAP-Emissionen pro kg P.....	145
Abbildung 64: Gesamt zurückgelegte Tonnenkilometer in Abhängigkeit des Szenarios ..	146
Abbildung 65: Anzahl der zurückgelegten Transportfahrten in Abhängigkeit des Szenarios	147
Abbildung 66: Vergleich der Veränderung der Tonnenkilometer je Szenario und nach Bundesland.....	148
Abbildung 67: Vergleich der Schwermetallkonzentrationen in der resultierenden Asche bei (a) reiner Klärschlammverbrennung und (b) Verbrennung von 1 Teil Altholz mit 10 Teilen Klärschlamm	158
Abbildung 68: Darstellung der Netto-Kostendifferenz der Szenarien zum Status Quo für jede Verfahrenskombination mit den Zinssätzen von 1 % (unteres Ende), 3 % (Punkt) oder 5 % (oberes Ende).....	159
Abbildung 69: Anzahl der Kläranlagen die eine Vorklärung besitzen. Links ohne Proxy-Werte (n = 633) und rechts mit Proxy-Werte (n = 633)	192
Abbildung 70: Anzahl der Kläranlagen die eine Schlammmentwässerung haben (oben; n = 281) und Übersicht über die eingesetzten Entwässerungsaggregate (unten; n = 238)	193
Abbildung 71: Anzahl der Kläranlagen, die eine Schlammmentwässerung haben inklusive der Proxy-Werte (n = 633)	194
Abbildung 72: Klärschlamm-trocknung und Trocknungsart ohne Proxy-Werte.....	198
Abbildung 73: Gemessener Phosphorgehalt des Klärschlammes verglichen mit dem theoretischen Phosphorgehalt berechnet aus den Zu-& Ablaufdaten (n = 107).....	205

Abbildung 74: Darstellung der Szenarien.....	207
Abbildung 75: Ergebnisse der Wirkungskategorie KEA-fossil & nuklear im Status Quo....	211
Abbildung 76: Differenz zwischen Szenarien und Status Quo für die Wirkungskategorie KEA-fossil & nuklear.	212
Abbildung 77: Ergebnisse der Wirkungskategorie KEA-erneuerbar im Status Quo.	213
Abbildung 78: Differenz zwischen Szenarien und Status Quo für die Wirkungskategorie KEA-erneuerbar.	214

Literaturverzeichnis

1. AEV, 1996. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser), StF: BGBl. Nr. 210/1996.

AbfklärV, 2017. Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung.

agrarheute.com, 2021. [Datenbank] Abfrage der Preise diverser Düngemittelprodukte am 16.2.2021 um 13:00.

alibaba.com, 2021. [Datenbank] Abfrage der Preise diverser Produkte am 15.2.2021 um 16:00.

Amann, A., Zoboli, O., Krampe, J., Rechberger, H., Zessner, M., Egle, L., 2018. Environmental impacts of phosphorus recovery from municipal wastewater. *Resources, Conservation and Recycling* 130, 127–139. doi:10.1016/j.resconrec.2017.11.002

Amann, A., Zoboli, O., Rechberger, H., Zessner, M., 2016. Relevanz der P-Rückgewinnung aus Klärschlammaschen für die Schwermetallbelastung landwirtschaftlicher Böden in Österreich. TU Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Wien.

Amlinger, F., Peyr, S., Hildebrandt, U., Müsken, J., Cuhls, C., Clemens, J., 2005. Stand der Technik der Kompostierung. Richtlinie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; Kompost - Entwicklung & Beratung, Beratung für Boden und Kompost; Dr. Müsken +Partner, gewitra Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH, Wien.

Assmann, M., Bogensberger, M., Hohenauer, R., Laber, J., 2017. Die volkswirtschaftliche Bedeutung der Siedlungs- und Schutzwasserwirtschaft sowie Gewässerökologie in Österreich. ÖWAV, Quantum Institut, Büro Dr. Lengyel ZT, KPC, Wien.

Assmann, M., Dürr, K., Haberfellner-Veit, E., Laber, J., Lindtner, S., Tschiesche, U., 2015. Branchenbild der österreichischen Abwasserwirtschaft 2016. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien.

Assmann, M., Haberfellner-Veit, E., Laber, J., Lindtner, S., Tschiesche, U., 2019. Branchenbild der österreichischen Abwasserwirtschaft 2020. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien.

BAFU, 2021a. Vollzugshilfe VVEA.

BAFU, 2021b. Planung 2.1 «SwissPhosphor». Entscheidungshilfe für die Umsetzung des Phosphorrecyclings in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abteilung Abfall und Rohstoffe; Eidgenössische Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK.

Beckmann, M., Horeni, M., Scholz, R., Harnaut, T., 2002. Einfluss der Prozessführung auf den spezifischen Energieverbrauch in Verfahren der Grundstoffindustrie beim Einsatz von Ersatzbrennstoffen (No. VDI Berichte 1708). VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf.

Bertau, M., Fröhlich, P., Eschment, J., 2018. Phosphatrecycling – Königsweg zu einer nachhaltigen Phosphorversorgung, in: Verwertung von Klärschlamm. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin, S. 17.

BMLFUW, 2017a. Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2017. Teil 1. Entwurf. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

BMLFUW, 2017b. Richtlinien für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 7. Auflage. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

BMNT, 2018. Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2017. Teil 1. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

BMU, 2017. Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung - BMU-Gesetze und Verordnungen. Abgerufen am 30.06.2021 [Internetquelle]. bmu.de. URL <https://www.bmu.de/gesetz/verordnung-zur-neuordnung-der-klarschlammverwertung/> (zugegriffen 6.30.21).

Boesch, M., Hellweg, S., 2010. Identifying Improvement Potentials in Cement Production with Life Cycle Assessment. *Environmental science & technology* 44, 9143–9. doi:10.1021/es100771k

Boesch, M.E., Koehler, A., Hellweg, S., 2009. Model for Cradle-to-Gate Life Cycle Assessment of Clinker Production. *Environ. Sci. Technol.* 43, 7578–7583. doi:10.1021/es900036e

Böhmer, S., Kügler, I., Stoiber, H., Walter, B., 2007. Abfallverbrennung in Österreich. Statusbericht 2006 (REPORT No. REP-0113). Umweltbundesamt AT, Wien.

Buttmann, M., 2021. Persönliche Mitteilung am 1.2.2021.

Cencic, O., Rechberger, H., 2008. Material flow analysis with software STAN. *Journal of Environmental Engineering and Management (JEEM)* 18, 3–7.

Clara, M., Hartmann, C., Scheffknecht, C., 2016. Klärschlamm und Boden. Eintrag von Spurenstoffen auf landwirtschaftlich genutzte Böden (No. Bericht UI-05/2016). Amt der Vorarlberger Landesregierung, Bregenz und Wien.

DESTATIS, 2018. [Datenbank] Preise - Daten zur Energiepreisentwicklung (Lange Reihen von 01.2000 - 01.2018).

DG ENTR, EC, 2014. Report on Critical Raw Materials for the EU. Report of the Ad hoc Working Group on defining critical raw materials. European Commission; Directorate-General Enterprise and Industry (DG ENTR).

Diepold, V., 2020. Stoffflussanalyse zu Schwermetallen im Klärschlamm (Diplomarbeit). TU Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wien.

DMVO, 2004. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, mit der Bestimmungen zur Durchführung des Düngemittelgesetzes 1994 erlassen werden (Düngemittelverordnung 2004). StF:BGBl. II Nr. 100/2004. Fassung vom 17.7.2014: BGBl. II Nr. 181/2014.

durchblicker.at, 2021. [Datenbank] Abfrage des durchschnittlichen österreichischen Gaspreises am 15.2.2021 um 10:00.

DWA, 2012. Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). 8. überarbeitete Auflage. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), Hennef.

DWA-A 131, 2016. Arbeitsblatt DWA-A 131 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA).

DWA-A 202, 2011. Arbeitsblatt DWA-A 202 Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA).

DWA-M 366, 2013. Merkblatt DWA-M 366 Schlammwässerung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA).

DWA-M 379, 2019. DWA Merkblatt DWA-M 379 - Klärschlamm-trocknung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA).

Eder, A., Blöschl, G., Feichtinger, F., Herndl, M., Klammler, G., Hösch, J., Erhart, E., Strauss, P., 2015. Indirect nitrogen losses of managed soils contributing to greenhouse emissions of agricultural areas in Austria: results from lysimeter studies. *Nutr Cycl Agroecosyst* 101, 351–364. doi:10.1007/s10705-015-9682-9

Eder, B., 2020. Informationen Dr. B. Eder, SüdWasser GmbH, erhoben durch Vanessa Parravicini.

EEA, 2016. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016: technical guidance to prepare national emission inventories. Publications Office, Copenhagen.

Egle, L., Amann, A., Zoboli, O., Rechberger, H., Zessner, M., 2016a. Phosphorrückgewinnung aus den Klärschlammaschen Wiens. Ergänzende Voruntersuchungen und großtechnische Versuche zur Herstellung eines Düngeproduktes aus der Klärschlammasche Wiens sowie dessen agronomische Bewertung. Wien.

Egle, L., Amann, A., Zoboli, O., Rechberger, H., Zessner, M., 2016b. EcoPhos® - Phosphorsäureherstellung aus den Klärschlammaschen Wiens. Wien.

Egle, L., Rechberger, H., Krampe, J., Zessner, M., 2016c. Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *Science of The Total Environment* 571, 522–542. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.07.019

Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M., 2014a. Phosphorbilanz Österreich. Grundlage für ein nachhaltiges Phosphormanagement – gegenwärtige Situation und zukünftige Entwicklung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M., 2014b. Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

EmRegV-OW, 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-OW 2017), BGBl. II Nr. 207/2017.

ESPP, DPP, NNP, 2020. ESPP - DPP - NNP phosphorus recovery technology catalogue.

EU Parlament, 2019. Verordnung (EU) 2019/1009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 5. Juni 2019 mit Vorschriften für die Bereitstellung von EU-Düngeprodukten auf dem Markt und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 1069/2009 und (EG) Nr. 1107/2009 sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 2003/2003, OJ L.

EU-JRC, 2019. Technical proposals for selected new fertilising materials under the Fertilising Products Regulation (Regulation (EU) 2019/1009) :process and quality criteria, and assessment of environmental and market impacts for precipitated phosphate salts & derivatives, thermal oxidation materials & derivatives and pyrolysis & gasification materials. Publications Office, LU.

EUWID, 2021. Klärschlamm-Verbrennungsanlage in Wuppertal wird teurer. Abgerufen am 09.05.2021 [Internetquelle]. URL <https://www.euwid-recycling.de/news/wirtschaft/einzelansicht/Artikel/klaerschlamm-verbrennungsanlage-in-wuppertal-wird-teurer.html> (zugegriffen 5.9.21).

Franck, J., Rödinger, A., 2017. Erfahrungen vom Bau und Betrieb der Klärschlamm-Monoverbrennungsanlage Rügen. Abgerufen am 20.02.2020.

Franck, J., Schröder, L., 2015. Zukunftsfähigkeit kleiner Klärschlammverbrennungsanlagen, in: Energie aus Abfall. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, S. 457–476.

Goedkoop, W., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., de Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Ministerie Van Volkshuisvesting, Den Haag.

Grech, H., 2020. Persönliche Mitteilung zu Altholzmengen und Qualität am 01.12.2020. Im Auftrag des BMK.

Gutjahr, M., Niemann, K., 2014. Abgasreinigung für Mono-Klärschlammverbrennungsanlagen, in: Energie aus Abfall. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, S. 693–712.

Haberkern, B., Maier, W., Schneider, U., 2008. Steigerung der Energieeffizienz auf Kommunalen Kläranlagen (Forschungsbericht No. 205.26). Umweltbundesamt.

Heidecke, P., Six, J., Lehrmann, F., 2018. Stand der Klärschlamm-trocknung und Klärschlammverbrennung in Deutschland. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 2018, 694–702. doi:10.3242/kae2018.08.003

Horeschy, L., 2020. Kostenvergleich von Klärschlammmonoverbrennungsanlagen (Bachelorarbeit). TU Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wien.

Horn, A., 2019. Klärschlammverbrennung in Rostock: Schweizer Planer erhalten Zuschlag. Abgerufen am 22.02.2020. Ostsee Zeitung.

Hutchings, N., Webb, J., Amon, B., 2019. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. 3.D Crop production and agricultural soils. EMEP; European Environment Agency, 20.

IFA, 2016. Data Basis on Production, Import, Export, Consumption of Fertilizers in Countries around the World.

IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge; New York.

IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. Japan.

ISO 14040, 2006. Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework.

ISO 14044, 2006. International Standard ISO 14044: environmental management - Life Cycle Assessment - requirements and guidelines. International Standardisation Organisation, Geneva.

Johansson, K., Perzon, M., Fröling, M., Mossakowska, A., Svanström, M., 2008. Sewage sludge handling with phosphorus utilization – life cycle assessment of four alternatives. *Journal of Cleaner Production* 16, 135–151. doi:10.1016/j.jclepro.2006.12.004

Karpf, R., Wiedl, A., 2018. Abgasreinigung hinter Klärschlammverbrennungsanlagen, in: *Energie aus Abfall*. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin, S. 733–748.

Kratz, S., Vogel, C., Adam, C., 2019. Agronomic performance of P recycling fertilizers and methods to predict it: a review. *Nutr Cycl Agroecosyst*. doi:10.1007/s10705-019-10010-7

Kraus, F., Seis, W., 2015. P-REX Project: Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency (No. Deliverable 9.1: Quantitative risk assessment of potential hazards for humans and the environment: quantification of potential hazards resulting from agricultural use of the manufactured fertilizers).

Kraus, F., Zamzow, M., Conzelmann, L., Remy, C., Kleyböcker, A., Seis, W., Miehe, U., Hermann, L., Hermann, R., Kabbe, C., 2019a. Ökobilanzieller Vergleich der P-Rückgewinnung aus dem Abwasserstrom mit der Düngemittelproduktion aus Rohphosphaten unter Einbeziehung von Umweltfolgeschäden und deren Vermeidung 393.

Kraus, F., Zamzow, M., Hoffmann, C., Bessai, A.-K., Fischinger, S., Muskolus, A., Kabbe, C., 2019b. Einsatzmöglichkeiten für Nährstoffrezyklate im Ökolandbau (nurec4org). Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Bioland Beratung, Institut für Agrar- und Stadökologische Projekte, P-REX Environment. Gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Berlin.

Krenn, P., Parfuß, M., Ziegler, W., Schöngrundner, W., Wolkerstorfer, G., 2019. Kraftwerksstandort Mellach. Umwelterklärung 2019. Ergänzungsblätter. VERBUND Thermal Power GmbH & Co KG, Wildon.

KREUTZER FISCHER & PARTNER, 2016. Nah- und Fernwärme - Preisanalyse. Analyse des Angebots aus Konsumentenperspektive in Wien, Niederösterreich und der Steiermark.

Krüger, O., Fattah, K.P., Adam, C., 2016. Phosphorus recovery from the wastewater stream—necessity and possibilities. *Desalination and Water Treatment* 57, 15619–15627. doi:10.1080/19443994.2015.1103315

Kügler, I., Öhlinger, A., Walter, B., 2004. Dezentrale Klärschlammverbrennung (Berichte No. BE-260). Umweltbundesamt, Wien.

Kupper, T., 2008. Belastung und Quellen organischer Schadstoffe im Klärschlamm und ihre Bedeutung im Zusammenhang mit dem Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in der Schweiz. *Österr Wasser- und Abfallw* 60, 45–54. doi:10.1007/s00506-008-0151-4

Lampert, C., Tesar, M., Thaler, P., 2011. Klimarelevanz und Energieeffizienz der Verwertung biogener Abfälle (KEVBA) (No. Report REP-0353). Umweltbundesamt, Wien.

Lehrmann, F., 2013. Überblick über die thermische Klärschlammbehandlung - Trocknung, Monoverbrennung und Mitverbrennung, in: *Energie aus Abfall*. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, S. 901–926.

LfU, 2020a. Emissionsjahresbericht 2019. Gut Großlappen München. Bayerisches Landesamt für Umwelt, München.

LfU, 2020b. Emissionsjahresbericht 2019. Emter GmbH Altenstadt. Bayerisches Landesamt für Umwelt, München.

LfU, 2020c. Emissionsjahresbericht 2019. Steinhäule, Neu-Ulm. Bayerisches Landesamt für Umwelt, München.

LfU, 2015. Rückholbarkeit von Phosphor aus kommunalen Klärschlämmen. Abschlussbericht. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.

LfU, 2011. Analyse und Verteilungsverhalten von perfluorierten Chemikalien und anderen persistenten organischen Spurenstoffen in Klärschlamm und Boden. Bayerisches Landesamt für Umwelt, München.

Lindtner, S., 2019. ÖAWV-Abwasser Benchmarking. Benchmarking Workshop 2019.

Lindtner, S., 2018. Benchmarking für Kläranlagen. Öffentlicher Bericht 2018. ÖWAV, k2W, Wien.

Linz AG, 2007. Reststoffheizkraftwerk / RHKW Linz. Einreichunterlagen gemäß UVP-G 2000. Teil B: Umweltverträglichkeitserklärung. Zusammenfassender Bericht. Linz AG, Linz.

Mauschitz, G., 2019. Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie Berichtsjahr 2019 35.

MDR, 2019. Anlage zur Verarbeitung von Klärschlamm: 80 Millionen Euro werden investiert. Abgerufen am 19.02.2020. MDR Sachsen-Anhalt.

Mehr, J., Hellweg, S., 2018a. Studie zum ökologischen Vergleich der Produktion von Phosphorsäure aus Klärschlammasche mittels Phos4life-Verfahren mit der Primärproduktion von P-Säure aus Rohphosphat. ETH Zürich, Zurich, Switzerland.

Mehr, J., Hellweg, S., 2018b. Studie zum ökologischen Vergleich der Produktion von Phosphorsäure aus Klärschlammasche mittels Phos4life-Verfahren mit der Primärproduktion von P-Säure aus Rohphosphat. ETH Zürich, Institut für Umweltingenieurwissenschaften, Gruppe Ökologisches Systemdesign, Zürich.

Miehe, U., Stüber, J., Remy, C., Langer, M., Godehardt, M., Boulestreau, M., 2013. Oxeram 2: Optimization of flocculation for tertiary filtration processes and evaluation of sustainability of tertiary wastewater treatment. Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Berlin.

Morf, L., 2018. Schlussbericht: Verfahrenstechnische Marktanalyse für die Phosphor-Rückgewinnung aus dem Abwasserpfad. Kanton Zürich, Baudirektion, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL), Zürich.

NDR, 2019. Beim Helmstedt wird bald Klärschlamm verbrannt. Abgerufen am 19.02.2020. NDR 1 Niedersachsen.

Nebocat, G., 2016. Studie „Vertiefende Untersuchung zu den technischen Möglichkeiten der thermischen Klärschlamm-Verwertung in Mecklenburg-Vorpommern“. Pöyry Deutschland; Ministerium für Wirtschaft, Bau und Tourismus, Mecklenburg-Vorpommern, Hamburg.

Neubauer, M., Brandstätter, C., Lampert, C., 2019. Auswertung Klärschlammbehandlung, Interner Projektbericht. Umweltbundesamt AT, Wien.

Obernberger, I., 1997. Aschen aus Biomassefeuerungen - Zusammensetzung und Verwertung. VDI Bericht 1319 - Thermische Biomassenutzung - Technik und Realisierung 199–222.

ÖWAV, 2018. ÖWAV ExpertInnenpapier Kritische Ressource Phosphor. Erstellt durch die AG 1 „Klärschlamm und tierische Nebenprodukte in einem optimierten P-Management“ des ÖWAV Arbeitsausschusses „Klärschlammplattform“. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien.

ÖWAV, 2014. ÖWAV Positionspapier. Klärschlamm als Ressource. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien.

Parravicini, V., Böhler, D.S., Emile, V.E., Amann, D.A., Svardal, A.K., Krampe, J., 2020. Ein nachhaltiges Konzept für die kommunale Abwasserreinigung der Zukunft. TU Wien, Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, Wien.

Plank, H., Wiesgickl, S., Roitzsch, T., 2018. Genehmigungsrechtliche Aspekte für die thermische Klärschlammverwertung am Standort Halle-Lochau, in: Verwertung von Klärschlamm. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin, S. 19.

PONDUS, 2020. Heizwert von Schlämmen. Abgerufen am 10.1.2020.

Rapf, M., Hans-Dieter Huber, Neuerer, M., 2016. Klärschlammstudie RMHKW Böblingen - Studie über die Machbarkeit einer Mono-Klärschlammverbrennungsanlage am Standort des RMHKW Böblingen mit dem Ziel der Phosphorrückgewinnung aus der Verbrennungasche. doi:10.13140/RG.2.2.24422.16960

Rechberger, H., Klonk, J., Lederer, J., 2008. Sustainable and Safe Re-use of Municipal Sewage Sludge for Nutrient Recovery. Deliverable D14 Report on ecological assessment of sewage sludge management options. Institute for Water Quality, Resources and Waste Management, Vienna University of Technology, Vienna.

Rechberger, H., Klonk, J., Lederer, J., 2007. SUSAN - Sustainable and Safe Re-use of municipal sewage sludge for nutrient recovery. Deliverable D14. Report on ecological assessment of sewage sludge management options. Institute of Water Quality, Resources and Waste Management. Vienna University of Technology. Vienna.

Remy, C., Cazalet, D., 2018. Deliverable 5.5 - Recommendations for ecoefficient new concepts of energy positive WWTP. EU Project Powerstep, Horizon 2020 Framework Programme, Grant Agreement Number N. 641661.

Remy, C., Jossa, P., 2015. Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency. Deliverable D 9.2 Life Cycle Assessment of selected processes for P recovery from sewage sludge, sludge liquor or ash. EU P-Rex Project.

Salzer, F., Flachberger, H., 2018. Projekt „XMercury“ zur Quecksilber-Entfrachtung im Zementklinkerprozess – Schlussbetrachtungen zu Einsatzmöglichkeiten und -grenzen. Berg Huettenmaenn Monatsh 163, 297–304. doi:10.1007/s00501-018-0756-2

Scheffknecht, C., 2005. Klärschlammkompost. Abbauverhalten von Schadstoffen während der Kompostierung (No. Bericht UI-1/2005). Umweltinstitut des Landes Vorarlberg, Bregenz.

Schinkel, A., Haase, B., 2019. Wohin mit dem Schlamm aus Hannovers Kläranlage? Abgerufen am 19.02.2020. Hannover Allgemeine.

Schlafflützel, M., Wehrli, M., Wiederkehr, P., Stengele, D., Thalmann, J., 2018. Zentrale Klärschlammverwertung Werdhölzli. Jahresbericht 2017. ERZ Entsorgung + Recycling Zürich, Zürich.

Schlumberger, S., 2019. Phosphor-Mining aus Klärschlammmasche. Abschlussbericht zu Händen der Baudirektion des Kantons Zürich. Stiftung Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung (ZAR), Hinwil.

SER, 2020. Straubinger Entwässerung und Reinigung: Fragen und Antworten. Abgerufen am 18.02.2020.

Statistik Austria, 2021. [Datensatz] Jahresdurchschnittsbevölkerung 1981-2020 nach Geschlecht, breiten Altersgruppen und Staatsangehörigkeit. Abgerufen am 01.02.2021.

Stenzel, F., Jung, R., Wiesgickl, S., Dexheimer, K., Eißing, M., Mundt, M., 2019. Arzneimittelrückstände in Rezyklaten der Phosphorrückgewinnung aus Klärschlämmen (TEXTE No. 31/2019). Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits-, und Energietechnik UMSICHT, WESSLING GmbH, im Auftrag des Umweltbundesamtes Deutschland, Dessau-Roßlau.

Stoiber, T., Evans, S., Naidenko, O.V., 2020. Disposal of products and materials containing per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A cyclical problem. *Chemosphere* 260, 127659. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.127659

Suess, E., Berg, M., Bouchet, S., Cayo, L., Hug, S.J., Kaegi, R., Voegelin, A., Winkel, L.H.E., Tessier, E., Amouroux, D., Buser, A.M., 2020. Mercury loads and fluxes from wastewater: A nationwide survey in Switzerland. *Water Research* 175, 115708. doi:10.1016/j.watres.2020.115708

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

Umweltbundesamt, 2020. [Datenbank] Kohlendioxid-Emissionsfaktoren für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990 - 2018.

Umweltbundesamt, 2019a. Austria's Informative Inventory Report (IIR) 2019. Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution and Directive (EU) 2016/2284 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants (Report No. REP-0678). Umweltbundesamt AT, Wien.

Umweltbundesamt, 2019b. Austria's National Inventory Report 2019. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol (Report No. REP-0677). Umweltbundesamt AT, Wien.

Umweltbundesamt, 2018a. Klärschlamm-entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt DE, Dessau-Roßlau.

Umweltbundesamt, 2018b. Evaluation und Minderung klimarelevanter Gase aus Abfallverbrennungsanlagen. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

VERA, Hamburg Wasser, 2021. Emissionsdaten VERA. Klärschlammverbrennung Klärwerk Hamburg. Kontinuierlich gemessene Emissionen. Abgerufen am 7.2.2021; 14:00 [Internetquelle]. URL http://www.verahamburg.de/Emissionen_kont.html

VVEA, 2016. Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (Abfallverordnung, VVEA).

Wehrli, M., Wiederkehr, P., Stengele, D., Thalmann, J., 2017. Zentrale Klärschlammverwertung Werdhölzli. Jahresbericht 2016. ERZ Entsorgung + Recycling Zürich, Zürich.

Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., Weidema, B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. [Used Version 3.6]. Int J Life Cycle Assess 21, 1218–1230. doi:10.1007/s11367-016-1087-8

Wolf, S., 2019. Energiebilanzen und Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen von Klärschlamm-trocknungsanlagen - Ein Vergleich marktüblicher Systeme (Master's Thesis). TU Wien, Institute for Water Quality and Resource Management, Wien.

Zeschmar-Lahl, B., Schönberger, H., Waltisberg, J., 2020. Abfallmitverbrennung in Zementwerken (Sachverständigen-gutachten No. Texte 202/2020). Umweltbundesamt.

Zhou, K., Remy, C., Kabbe, C., Barjenbruch, M., 2019. Comparative environmental life cycle assessment of phosphorus recovery with different generations of the AirPrex® systems. Int. J. Environ. Sci. Technol. 16, 2427–2440. doi:10.1007/s13762-018-1881-x

Zoboli, O., 2016. Novel approaches to enhance regional nutrients management and monitoring applied to the Austrian phosphorus case study (Dissertation). TU Wien, Vienna.

Zoboli, O., Zessner, M., Rechberger, H., 2016. Supporting phosphorus management in Austria: Potential, priorities and limitations. *Science of The Total Environment* 565, 313–323. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.04.171

Zunzer, U., Oerter, M., Ebertsch, G., Zwick, R., 2007. Abschlussbericht. Möglichkeiten und Grenzen der SNCR-Technik bei einer klassischen Drehrohrofenanlage der Zementindustrie. Forschungsinstitut der Zementindustrie (vdz); Märker Zement GmbH; Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU, Hsg.), Augsburg.

Abkürzungen

As	Arsen
BAWP	Bundesabfallwirtschaftsplan
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
Ca	Kalzium
Cd	Kadmium
Cu	Kupfer
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
EW	Einwohnerwert, sofern nicht anders angegeben handelt es sich um die EW bezogen auf den CSB ₁₂₀
EW _{Ausbau}	Ausbaugröße der Kläranlage nach Bescheid, festgelegt als Einwohnerwert
GRAN	Klärschlammgranulierung durch Trocknung
Hg	Quecksilber
K	Kalium
KA	Kläranlage
KOMPE	Kompostierung (eigen) des Klärschlammes am Kläranlagenstandort
KOMPf	Kompostierung (fremd) des Klärschlammes durch Fremdanbieter
KS	Klärschlamm
KSA	Klärschlammmasche
KVR	Kostenvergleichsrechnung
LAWE	Direkte landwirtschaftliche Klärschlammverwertung (entwässert)
LAWN	Direkte landwirtschaftliche Klärschlammverwertung (nass)
LCA	Life-Cycle-Assessment oder auch Ökobilanzierung
MAP	Magnesium-Ammonium-Phosphat (Dünger)
MITV	Mitverbrennung
MONV	Monoverbrennung
MULV	Abfallverbrennung
N	Stickstoff
ÖWAV	Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
P	Phosphor

SBR	Blei
PS	Primärschlamm
PYRO	Klärschlammpyrolyse
SBR	Sequencing-Batch-Reaktor
SFA	Stoffflussanalyse
ÜSS	Überschussschlamm
VEDG	Vererdung des Klärschlammes
ZMTW	Zementwerk
Zn	Zink

Anhang A – Fragebogen

Folgende Informationen wurden im Rahmen der Erhebung abgefragt:

Tabelle 43: Überblick Fragen des Fragebogens

STAMMDATEN ANLAGENAUFBAU

S1 Besitzt die Anlage eine Vorklärung?

S2 Reinigungsverfahren der Anlage?

S3 Besitzt die Anlage ein Aggregat zur Klärschlamm entwässerung?

S3-1 Welches Aggregat wird zur Entwässerung angewandt?

S3-2 Welcher Entwässerungsgrad wird erreicht (Trockensubstanz)?

S4 Besitzt die Anlage eine Klärschlamm trocknung?

S4-1 Welche Art von Trocknungsanlage ist vorhanden?

S5 Besitzt die Anlage ein Schlamm lager?

S5-1 Kapazität des Schlamm lagers?

PHOSPHORENTFERNUNG

P1 Besitzt die Anlage ein Bio-P-Becken?

P2 Wird auf der Anlage Phosphor chemisch gefällt?

P2-1 Welches Fällmittel wird überwiegend zur chemischen Phosphorfällung eingesetzt?

P2-2 Fällmittelverbrauch pro Jahr?

KLÄRSCHLAMMBEHANDLUNG, VERWERTUNG UND -ENTSORGUNG

KS1 Welche Form der Klärschlamm aufbereitung findet statt?

KS2 Wieviel Klärschlamm fällt auf der Kläranlage pro Jahr an (Stand 2017)

KS3-1 Welche Verwertung bzw. Entsorgung des Klärschlamm wird vorgenommen?

KS3-2 Bei Kompostierung: bitte geben Sie den entsprechenden Kompostierer und die vermutete Art der Verwertung an (Landschaftsbau, Rekultivierung, Landwirtschaft,...).

KS3-3 Bei Abgabe an Entsorger: bitte geben Sie den entsprechenden Entsorger und die vermutete Art der Entsorgung/Verwertung an.

KS-4 Phosphorgehalt der letzten 3 Klärschlammzeugnisse

KLÄRANLAGENAUSBAU UND PHOSPHORRÜCKGEWINNUNG

R1 Sind in den nächsten Jahren die Umsetzung weiterer Baumaßnahmen/Anschaffungen auf der Kläranlage geplant? (z.B. Bau einer Faulung, Anschaffung eines Trockners, Anschaffung eines Entwässerungsaggregats, Bau einer Monoverbrennungsanlage, ...)

R2 Gab es zur Phosphorrückgewinnung bereits Ideen/Konzeptstudien/Ansätze zur Umsetzung auf Ihrer Anlage? Wenn ja welche? (Sollten Unterlagen vorhanden sein, bitten wir Sie diese auch mitzuschicken, oder eine Zusammenfassung zur Verfügung zu stellen.)

R3 Möchten Sie uns im Zusammenhang mit der hier durchgeführten Studie noch etwas mitteilen?

Anhang B – Festlegungen zur Quantifizierung des Referenzzustandes der Abwasserreinigung bei Kläranlagen ohne vorhandenem Datensatz

In diesem Anhang wird die Berechnung der Proxy-Werte für Kläranlagen ohne Datensätze im Detail erklärt.

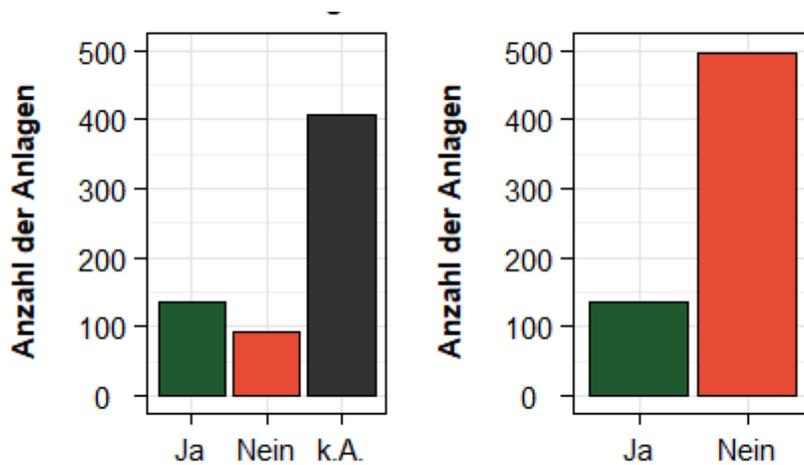
Proxy-Wert: Reinigungsverfahren

Alle Kläranlagen mit unbekanntem Reinigungsverfahren (RVF) sind $< 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ (ausgenommen 1 Kläranlage). Da das häufigste Reinigungsverfahren in dieser Gruppe „*Belebung mit aerober Schlammstabilisierung*“ ist (siehe Abbildung 9, Seite 48), wurde dies bei fehlenden Werten in den Parameter des Reinigungsverfahren (RVF) als Proxy-Wert eingetragen.

Proxy-Wert: Vorklärung ja/nein

Eine Vorklärung findet bei rund 60 % der Kläranlagen statt (Abbildung 69, links). Es wurde angenommen, dass alle Kläranlagen mit unbekannter Vorklärung auch keine Vorklärung besitzen. Im rechten Diagramm der Abbildung 69 sehen sie die Anzahl der Kläranlagen mit Vorklärung inklusive der Proxy-Werte.

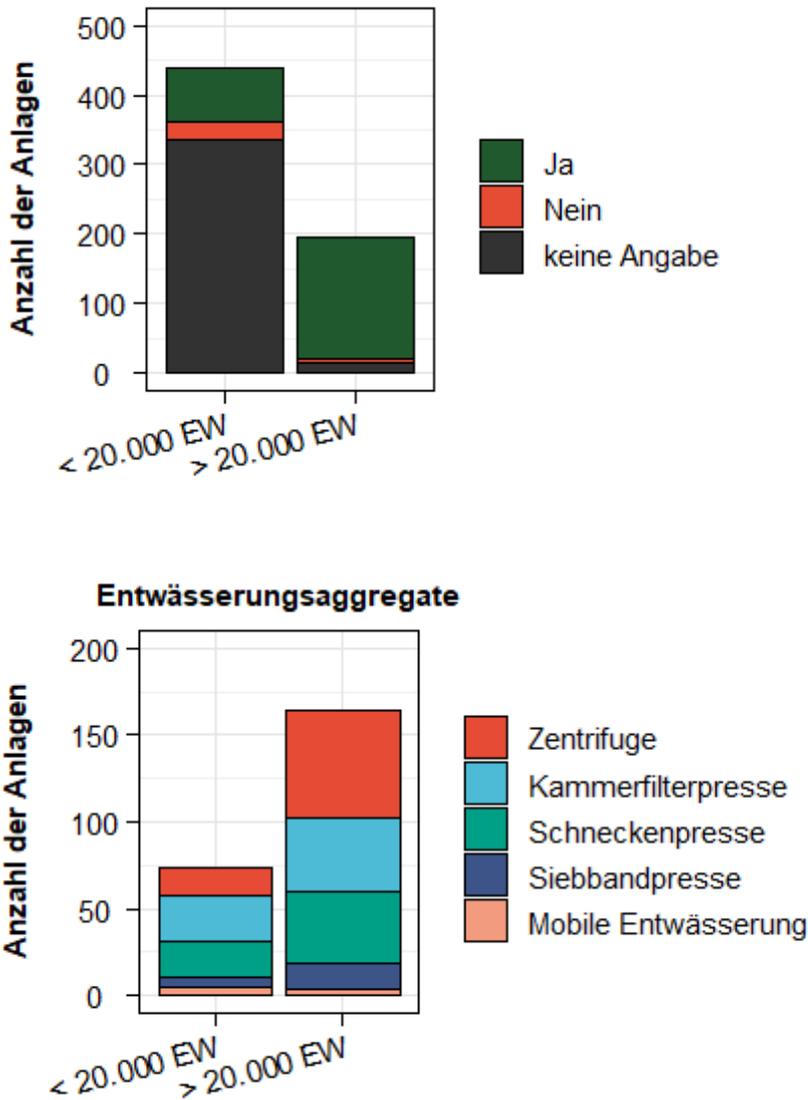
Abbildung 69: Anzahl der Kläranlagen die eine Vorklärung besitzen. Links ohne Proxy-Werte (n = 633) und rechts mit Proxy-Werte (n = 633)



Proxy-Wert: Entwässerung ja/nein

Auf der überwiegenden Mehrzahl der befragten Kläranlagen $> 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ wird der Klärschlamm entwässert (Abbildung 70, oben). Eine Nassschlammabfuhr findet generell nur bei Anlagen $< 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ statt, wobei in dieser Kategorie wenige Angaben zur Entwässerung erhoben werden konnten. Am häufigsten werden auf Kläranlagen $> 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ für die Entwässerung Zentrifugen verwendet (Abbildung 70, unten). Auch Kammerfilter- und Schneckenpressen sind in ähnlichem Umfang im Einsatz, während Siebbandpressen und andere Verfahren selten angewandt werden. Auf Kläranlagen $< 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ überwiegen Kammerfilter- und Schneckenpressen vor den Zentrifugen.

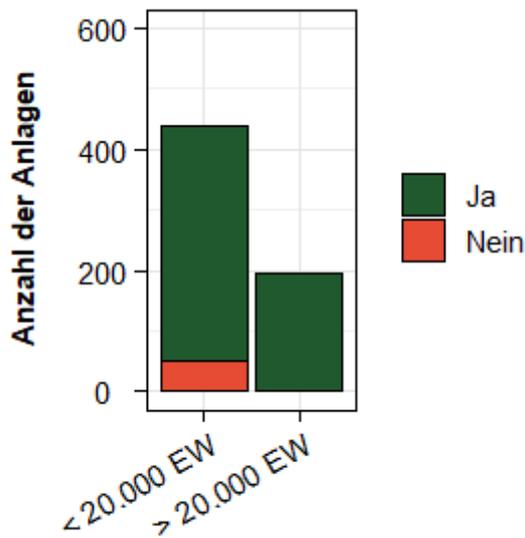
Abbildung 70: Anzahl der Kläranlagen die eine Schlammentwässerung haben (oben; n = 281) und Übersicht über die eingesetzten Entwässerungsaggregate (unten; n = 238)



© TU Wien

Für Kläranlagen, bei denen unklar ist ob eine Entwässerung erfolgt, wurde die Klärschlammverwertungsart verwendet, um dies zu klassifizieren. Wenn also eine Kläranlage als Entsorgungsart „Landwirtschaft nass“ angab, folgt daraus, dass der Klärschlamm der Anlage nicht entwässert wird und die Entwässerung wurde auf „Nein/FALSE“ gesetzt. Ausgenommen ist, wenn auch eine Entsorgungsmenge für den entwässerten Klärschlamm angegeben wurde. Dann wurde, wie für Kläranlagen mit anderen Verwertungsarten, angenommen, dass der Klärschlamm entwässert wird und der Parameter der Entwässerung wurde auf „Ja/TRUE“ gesetzt.

Abbildung 71: Anzahl der Kläranlagen, die eine Schlammentwässerung haben inklusive der Proxy-Werte (n = 633)



© TU Wien

Proxy-Wert: Parameter des TS-Gehalts des Klärschlammes

Die Hälfte aller Kläranlagen und 98 % aller KA < 20.000 EW_{Ausbau} haben keinen Wert zum TS-Gehalt des Klärschlammes eingetragen. Um für zukünftige Berechnungen einen vollständigen Datensatz zu besitzen, werden Proxy-Werte in die Parameter der Klärschlamm-Trockensubstanz nach den folgenden Kriterien eingesetzt. Für Kläranlagen deren Entwässerungsaggregat bekannt, aber keine Entwässerungs-TS angegeben ist, wird der gerundete Median der Entwässerungs-TS je Entwässerungskategorie als Proxy-Wert eingesetzt. Dabei wird in Kläranlagen größer und kleiner 20.000 EW_{Ausbau} unterschieden. Tabelle 44 zeigt die verwendeten Proxy-Werte.

Für Kläranlagen, deren Entwässerungsaggregat nicht bekannt ist, wurde der gerundete Median in Abhängigkeit der Entsorgungsart gemäß Tabelle 45 eingesetzt. Hierbei wurde der TS-Gehalt nach der Nassschlammverwertung in der Landwirtschaft, der landwirtschaftlichen Verwertung von mit Kalk entwässertem Klärschlamm und nach den sonstigen Entsorgungsverfahren unterschieden.

Tabelle 44: Median bzw. Proxy-Wert des TS-Gehalts des Klärschlammes nach einer Entwässerung je Entwässerungsaggregat für Kläranlagen kleiner und größer 20.000 EW

Entwässerungsaggregat	Median des TS-Gehalts für KA < 20.000 EW ₁₂₀ in %	Median des TS-Gehalts für KA ≥ 20.000 EW ₁₂₀ in %
Zentrifuge	23	26
Kammerfilterpresse	31	27
Kammerfilterpresse + Kalk	29	35
Schneckenpresse	23	24
Schneckenpresse + Kalk	NA	30
Siebbandpresse	17	21
Mobile Entwässerung	22	32

Tabelle 45 Median bzw. Proxy-Wert des TS-Gehalt des Klärschlammes nach Entsorgungsart

Parameter	Median	Entsorgungsarten
TS-Gehalt des Klärschlammes vor Entwässerung (KS_TS_oEntw)	3,0	LAWN = Landwirtschaft, nass
TS-Gehalt des Klärschlammes nach Entwässerung mit Kalkzugabe (KS_TS_Entw_Kalk)	34	LAWE = Landwirtschaft, entwässert
TS-Gehalt des Klärschlammes nach Entwässerung (KS_TS_Entw)	26	GRAN, VERB, VEDG, LASB, LAGER, KOMPF, KOMPE, ENTS

Für Kläranlagen, die **keine Entwässerung** besitzen, und für die kein Wert in den Parameter des TS-Gehalt des nicht entwässerten Klärschlammes eingetragen war, wurde der gerundete Median aller Kläranlagen ohne Entwässerung von 3,3 % als Proxy-Wert eingesetzt.

Proxy-Wert: Reinigungsbecken zur erhöhten biologischen Phosphorentfernung (Bio-P) ja/nein

Es wurde angenommen, dass alle Kläranlagen für die keine Informationen über das Vorhandensein eines Bio-P-Beckens vorliegen auch keines besitzen. Daher wurde für diese Kläranlagen der Parameter der erhöhten biologischen Phosphorentfernung auf „Nein/FALSE“ gesetzt.

Proxy-Wert: Parameter der chemischen Phosphorentfernung ja/nein

Es wurde angenommen, dass alle Kläranlagen eine chemische Phosphorentfernung besitzen, da ohne diese die geforderten Ablaufgrenzwerte in Österreich nicht eingehalten werden können. Daher wurde für alle Kläranlagen ohne Informationen zur Phosphorentfernung der Parameter der chemischen Phosphorentfernung entsprechend auf „Ja/TRUE“ gesetzt.

Proxy-Wert: Parameter des Fällmittelbedarfs (Wirksubstanz)

Der Anteil an Anlagen mit Nutzung von Al-Fällmittel sinkt tendenziell mit zunehmender Kläranlagengröße (Abbildung 12). Für die Fällung mit Kalziumfällmitteln wird kein Proxy-Wert bestimmt, da es hier nur eine Kläranlage mit dieser Fällungsart gibt. Die Proxy-Werte für die Mengen des Fällmittelbedarfs an Fe & Al wurden aus dem theoretischen Fällmittelbedarf berechnet. Dieser wiederum wurde über die P- und BSB₅-Zulauffrachten, entnommen aus dem Emissionsregister für Oberflächenwasserkörper (EmRegV-OW, 2017), berechnet. Dabei wurde der Fällmittelbedarf in Mol berechnet und über die jeweilige molare Masse M in die Wirksubstanzmenge in t Wirksubstanz pro Jahr umgerechnet.

- Für Kläranlagen mit bekannter Fällmittelart wurde die jeweilige Molare Masse (für Eisen 56 g/mol, für Aluminium 27 g/mol) verwendet. Für Fällmittel auf Fe- oder Al-Basis wird die gesamte Mol-Menge in den jeweiligen Stoff umgerechnet, für Kombiprodukte (auf Al+Fe Basis) wurde der Median der Zusammensetzung (Al = 71 %, Fe = 29 %) bestimmt und anteilmäßig der Wirksubstanzbedarf an Al und Fe berechnet.
- Für alle anderen Fälle wurde ein „theoretisches“ durchschnittliches Kombiprodukt (auf Al+Fe Basis) erstellt, basierend auf der Häufigkeit der Nutzung von Al und Fe je

nach Größenklasse (Tabelle 46). Hier wurde der jeweilige Fe- & Al-Anteil bestimmt und anteilmäßig der Wirkstoffbedarf an Al und Fe berechnet.

Tabelle 46 FM-Anteil von Fe & Al je Kläranlagengrößenklasse

Fällmittel	< 20.000 EW _{Ausbau}	20.000 bis < 50.000 EW _{Ausbau}	≥ 50.000 EW _{Ausbau}
Al	36%	24%	17%
Fe	64%	76%	83%

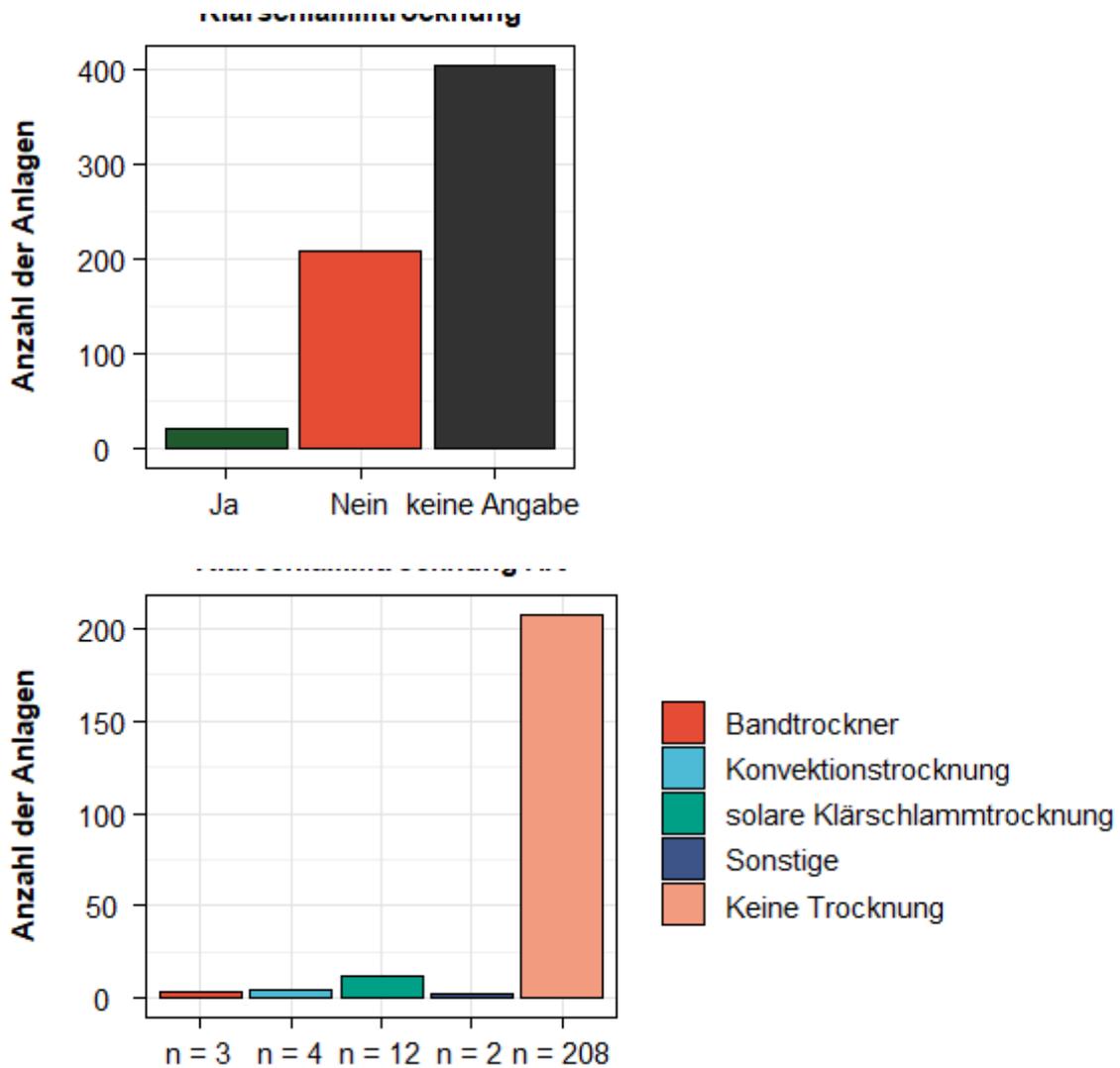
Proxy-Wert: Parameter der weitergehenden Klärschlammaufbereitung (insbesondere Kalkzugabe)

Für alle Kläranlagen mit Entsorgungsart „*Landwirtschaft entwässert*“ und einem ungewöhnlich hohem Entwässerungsgrad ($\geq 30\%$) wurde angenommen, dass eine Kalkzugabe bei der Entwässerung erfolgt und diese bisher nicht bekannt war. Dies trifft auch auf alle Kläranlagen zu, deren Proxy-Entsorgungsart nach Tabelle 49 mit „*Landwirtschaft entwässert*“ festgelegt wurde. Daher wurde für diese Kläranlagen mit fehlenden Angaben zur weitergehenden Klärschlammaufbereitungsart der Parameter der weitergehenden Klärschlammaufbereitung auf „*Kalkzugabe bei oder nach Entwässerung*“ geändert. Dies trifft auf 137 Kläranlagen zu, 96 % davon sind kleiner 20.000 EW_{Ausbau}. Daraus folgend wurde für diese Kläranlagen auch der Parameter der Reinigungsverfahren auf mit bzw. ohne Kalkzugabe sowie die Entwässerungskategorie angepasst.

Proxy-Wert: Parameter der Klärschlamm Trocknung – TS Gehalt

Die wenigsten Kläranlagen besitzen eine Trocknung des Klärschlammes (siehe Abbildung 72). Daher wurde angenommen, dass Kläranlagen ohne Angaben über die Klärschlamm Trocknung auch keine besitzen. Für Kläranlagen mit bekannter Trocknungsart aber unbekanntem Klärschlamm-TS-Gehalt nach der Trocknung wurde der Proxy-TS-Gehalt gemäß dem jeweiligen Mittelwert der Trocknungsarten definiert (Tabelle 47).

Abbildung 72: Klärschlamm-trocknung und Trocknungsart ohne Proxy-Werte



© TU Wien

Tabelle 47: Mittelwert und Anzahl der Beobachtungen für den Parameter des Klärschlamm-TS-Gehalts bei Klärschlamm-trocknung in Abhängigkeit des Verfahrens

Klärschlamm-Trocknungsart	Mittelwert des TS-Gehalts in %	Beobachtungen N
solare Klärschlamm-trocknung	71	9
Bandrockner	73	2
Konvektionstrocknung	84	2
Sonstige	52	1

Proxy-Wert: Parameter des Klärschlammanfalls als Trockensubstanz (TS)

Zur Bestimmung der Proxy-Werte für den Parameter des Klärschlamm-TS-Anfalls wurde wie folgt vorgegangen: Wie in Abbildung 14 (Seite 54) ersichtlich, liegt eine gute lineare Korrelation zwischen der CSB-Belastung und dem KS-Anfall einer Anlage vor. Ausgehend von den CSB-Zulaufmengen der Anlagen aus dem EmRegV-OW (2017) wurden die tatsächlichen Einwohnerwerte (EW) auf CSB-Basis für jede Kläranlage berechnet (mit $120 \text{ g CSB}/(\text{EW}\cdot\text{d})$). Der spezifische KS-Anfall der TS in g pro EW und Tag errechnet sich aus dem Bezug des erhobenen KS-Anfalls der TS auf die jeweilige EW_{120} -Belastung und die Tage pro Jahr. Für die Berechnung der Proxy-Werte wurde der Median des spezifischen KS-Anfalls aus den Grunddaten erhoben, wobei dabei zwischen vier Kategorisierungen des Stabilisierungsverfahrens (aerob/anaerob und mit/ohne Kalk) unterschieden wurde (Tabelle 48).

Tabelle 48: Median des spezifischen Klärschlammanfalls der TS in g pro EW und Tag in Abhängigkeit des Reinigungsverfahrens

Stabilisierungsverfahren	Median des spezifischen KS-Anfalls der TS in $\text{g}/(\text{EW}_{120}\cdot\text{d})$
Aerobe Schlammstabilisierung	48
Aerobe Schlammstabilisierung + Kalk	61
Anaerobe Schlammstabilisierung	37
Anaerobe Schlammstabilisierung + Kalk	57

Für die Kläranlagen mit unbekanntem Klärschlammanfall wurde dieser schließlich durch Verschneidung der EW_{120} mit dem entsprechenden Proxy-Wert je Reinigungsverfahren berechnet. Da alle Kläranlagen mit Reinigungsverfahren "Sonstige / keine Angabe" in die Kategorie $< 20.000 \text{ EW}_{\text{Ausbau}}$ fallen und das vorherrschende Reinigungsverfahren in dieser Gruppe die aerobe Stabilisierung ist, wurde der spezifische Klärschlammanfall für diese Anlagen nach der Kategorie „*aerobe Schlammstabilisierung*“ angesetzt, und der entsprechende Proxy-Wert verwendet.

Proxy-Wert: Parameter des Klärschlammanfalls als Feuchtsubstanz (FS)

Der Parameter des Klärschlammanfalls als Feuchtsubstanz wurde aus dem KS-Anfall der TS und dem zuvor festgelegten TS-Gehalt der Feuchtsubstanz des Klärschlammes berechnet. Sofern für Kläranlagen die Feuchtsubstanz in m³ bekannt war, wurde diese 1:1 als Feuchtsubstanz in t übernommen, da auch für die Grunddaten nicht dezidiert bekannt war, ob diese Werte tatsächlich über das Volumen erhoben wurde, oder ebenso 1:1 aus der Feuchtmasse umgerechnet wurden.

Proxy-Wert: Parameter der Entsorgungsart

Für Kläranlagen, für die die Klärschlammverwertungsart nicht bekannt war, wurde in den Parameter der Entsorgungsart die häufigste Entsorgungsart je nach Bundesland als Proxy-Wert eingesetzt (siehe Tabelle 49). Ausnahme war eine Kläranlage in Niederösterreich, auf der der Klärschlamm nicht entwässert wird und daher die Klärschlammverwertungsart als „Landwirtschaft nass“ angenommen wurde. Des Weiteren wurde die Entsorgungsart „Entsorgung“ durch die häufigste Entsorgungsart je Bundesland ersetzt, sofern die zugehörige Entsorgungsart nicht aus anderen Daten identifiziert werden konnte.

Tabelle 49: Häufigste Klärschlammverwertungsart je nach Bundesland

Bundesland	Häufigste Entsorgungsart
Burgenland	LAWN = Landwirtschaft nass
Kärnten	KOMPF = Kompostierung bei Fremdanbieter
Niederösterreich	KOMPF = Kompostierung bei Fremdanbieter
Oberösterreich	LAWE = Landwirtschaft entwässert
Salzburg	VERB = Verbrennung
Steiermark	LAWE = Landwirtschaft entwässert
Tirol	KOMPF = Kompostierung bei Fremdanbieter
Vorarlberg	GRAN = Granulierung

Proxy-Wert: Parameter der Entsorgungsmengen TS & FS

Für fehlende Einträge im Parameter der Entsorgungsmenge ($t_{TS/a}$ und $t_{FS/a}$) wurde der berechnete Klärschlammfall übernommen.

Proxy-Wert: Parameter der Entsorgungsdistanz

Als Grundlage für die Verwertungs- bzw. Entsorgungswege wurden die Angaben aus den Teilnehmerbericht, der Bundesländerdaten und der UBA-Klärschlammauswertung verwendet. Die dabei angegebenen Zieladressen wurden in GPS-Koordinaten umgewandelt und mittels Google Maps die realen Transportdistanzen berechnet. Da diese GPS-Distanzen eine höhere Genauigkeit haben, wurden diese gegenüber den anderen Quellen (etwa Teilnehmerbericht) vorgezogen. In einem weiteren Schritt wurden die Distanzen zu eventuell vorhandenen Zwischenlagern oder Biogasanlagen zu den anderen Verwertungswegen der jeweiligen Kläranlage addiert.

Für die Entsorgungsdistanz wurden für Anlagen mit „*Fremdkompostierung*“ und „*Verbrennung*“, aufgrund ausreichender Datenlage und stark variierenden Distanzen dieser beiden Entsorgungsarten, Proxy-Distanzen je Bundesland verwendet. Diese wurden als Mittelwert über die vorhandenen Daten zu den Entsorgungsdistanzen je Bundesland berechnet (Tabelle 50). Die Bundesländer Liste ist deshalb nicht vollständig, da es nicht für jede Entsorgungsart Daten je Bundesland gibt. Für die fehlenden Bundesländer und alle anderen Entsorgungsarten wurden die Proxy-Distanzen als Mittelwert über alle Bundesländer je Entsorgungsart berechnet und statt den fehlenden Werten angesetzt (Tabelle 51).

Tabelle 50: Mittel- bzw. Proxy-Werte für Entsorgungsdistanz je Entsorgungsart und Bundesland für die Entsorgungsarten Fremdkompostierung und Verbrennung

Bundesland	Mittlere Entsorgungsdistanz bei Fremdkompostierung in km	Mittlere Entsorgungsdistanz bei Verbrennung in km
Burgenland	37	-
Kärnten	51	29
Niederösterreich	57	56
Salzburg	-	140
Steiermark	60	75
Tirol	290	180
Vorarlberg	33	140

Tabelle 51: Mittel- bzw. Proxy-Werte für Entsorgungsdistanz je Entsorgungsart

Entsorgungsart	Mittlere Entsorgungsdistanz in km
ARA	28
ENTS	310
GRAN	36
KOMPE	1,1
KOMPF	120
LAWE	15
LAWN	4,6
MBA	140
PYRO	85
VERB	130

Proxy-Wert: Parameter der Entsorgungskosten TS & FS

In einem ersten Schritt wurde der Mittelwert der Entsorgungskosten für jeden Entsorgungsstandort mit bekannten Kosten berechnet (kann aufgrund des Datenschutzes nicht dargestellt werden). Bei Kläranlagen mit bekanntem Entsorgungsstandort aber unbekanntem Entsorgungskosten wurde dann der Kosten-Mittelwert des jeweiligen Standortes als Proxy der Kosten eingesetzt. In einem zweiten Schritt wurden, aufgrund einer ausreichenden Anzahl an Werten, die mittleren Entsorgungskosten für die Entsorgungsart „Fremdkompostierung“ je Bundesland berechnet (siehe Tabelle 52) und entsprechend nach dem Bundesland als Proxy der Kosten eingesetzt. Für die restlichen Anlagen mit unbekanntem Entsorgungskosten wurden Proxy-Werte anhand der mittleren Kosten je Entsorgungsart (Tabelle 53) eingesetzt. Für die Entsorgungsarten „Mechanisch-Biologische-Aufbereitung“ und „Vererdung“ wurde aufgrund fehlender Werte der Proxy-Wert der „Fremdkompostierung“ angesetzt.

Tabelle 52: Mittelwerte der Entsorgungskosten der Fremdkompostierung je Tonne TS und FS und je Bundesland

Bundesland	Mittlere Entsorgungskosten der TS in €/t	Mittlere Entsorgungskosten der FS in €/t
Burgenland	160	53
Kärnten	240	60
Niederösterreich	240	60
Steiermark	270	68
Tirol	260	67
Vorarlberg	290	73

Tabelle 53: Mittlere Entsorgungskosten der TS und FS je nach Entsorgungsart

Entsorgungsart	Mittlere Entsorgungskosten der TS in €/t	Mittlere Entsorgungskosten der FS in €/t
ARA	78	23
ENTS	230	61
GRAN	380	76
KOMPE	180	43
KOMPF	250	64
LAWE	93	26
LAWN	160	5,9
PYRO	370	88
VERB	290	75

Proxy-Wert: Parameter Glühverlust

Der Glühverlust ist maßgeblich beeinflusst von dem auf der Kläranlage eingesetzten Stabilisierungsverfahren (siehe auch Abbildung 20, Seite 61). Daher wurden die Proxy-Glühverluste aus den vorhandenen Werten gruppiert nach dem Stabilisierungsverfahren gebildet (Tabelle 54) und entsprechend angewandt.

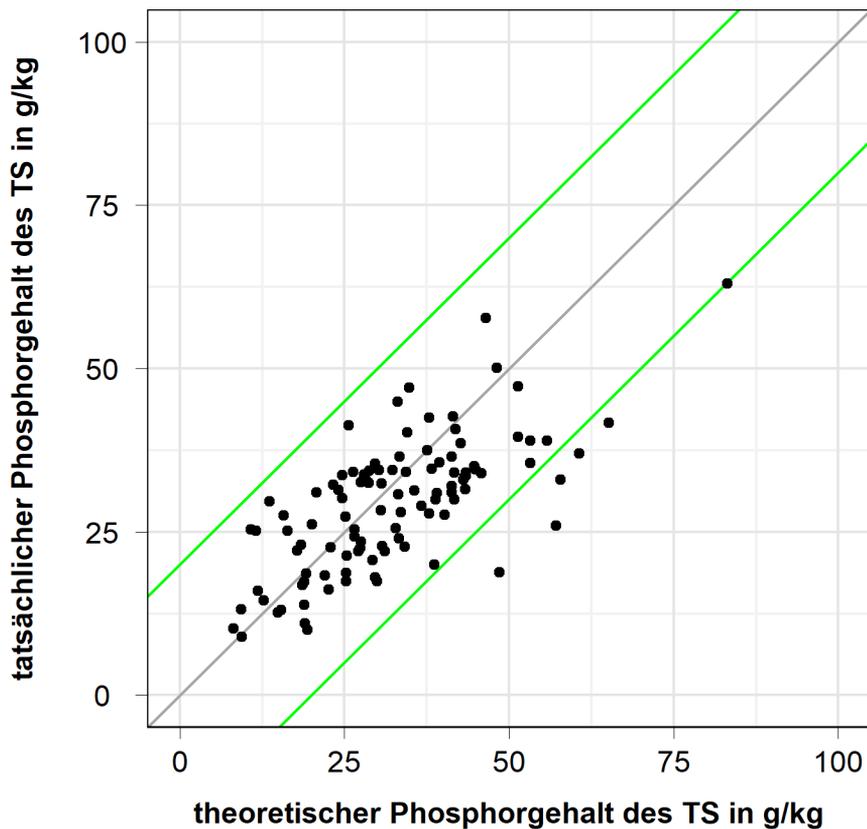
Tabelle 54 Mittel-, Median- und gewählte Proxy-Werte für die Glühverluste je Stabilisierungsverfahren, sowie die zugrunde liegende Anzahl der Beobachtungen

Stabilisierungsverfahren	Mittelwert GV in %	Median GV in %	Proxy-Wert GV in %	N
Anaerobe Schlammstabilisierung	59	59	59	54
Aerobe Schlammstabilisierung	69	71	71	23
Aerobe Schlammstabilisierung + Kalk	38	36	36	12
Anaerobe Schlammstabilisierung + Kalk	33	34	34	15
Sonstige / keine Angabe	51	55	51	3

Proxy-Wert: Parameter Phosphorgehalt

Der P-Gehalt des Klärschlammes ist maßgeblich beeinflusst durch die P-Fracht im Kläranlagenzu- und -ablauf und die erhobenen gemessenen Werte stimmen gut mit der auf der Kläranlagen entfernten P-Fracht überein (Abbildung 73). Daher wurde für alle Kläranlagen der Phosphorgehalt aus den Zu- & Ablaufdaten aus dem EmRegV-OW (2017) sowie der TS-Menge des Klärschlammes berechnet.

Abbildung 73: Gemessener Phosphorgehalt des Klärschlammes verglichen mit dem theoretischen Phosphorgehalt berechnet aus den Zu- & Ablaufdaten (n = 107)



Transportleistung (tkm)

Die Transportleistung in Tonnenkilometer (t·km) wurden berechnet durch Multiplikation der jeweiligen Entsorgungsdistanz i mit der entsprechenden Feuchtsubstanz-Entsorgungsmenge für jeden Entsorgungsweg j einer Anlage.

Unterteilung der Entsorgungsart Verbrennung in Unterkategorien

Die Entsorgungsart „*Verbrennung*“ wurde zur besseren Analyse in Unterkategorien unterteilt. Dabei wurde nach dem Entsorgungsort unterschieden in die Verbrennung in kommunalen Abfallverbrennungsanlagen, in der Mitverbrennung, im Zementwerk und in der Monoverbrennung. Bei unbekanntem Entsorgungsort wurde angenommen, dass es sich bei der Art der Verbrennung um eine kommunale Abfallverbrennungsanlage handelt.

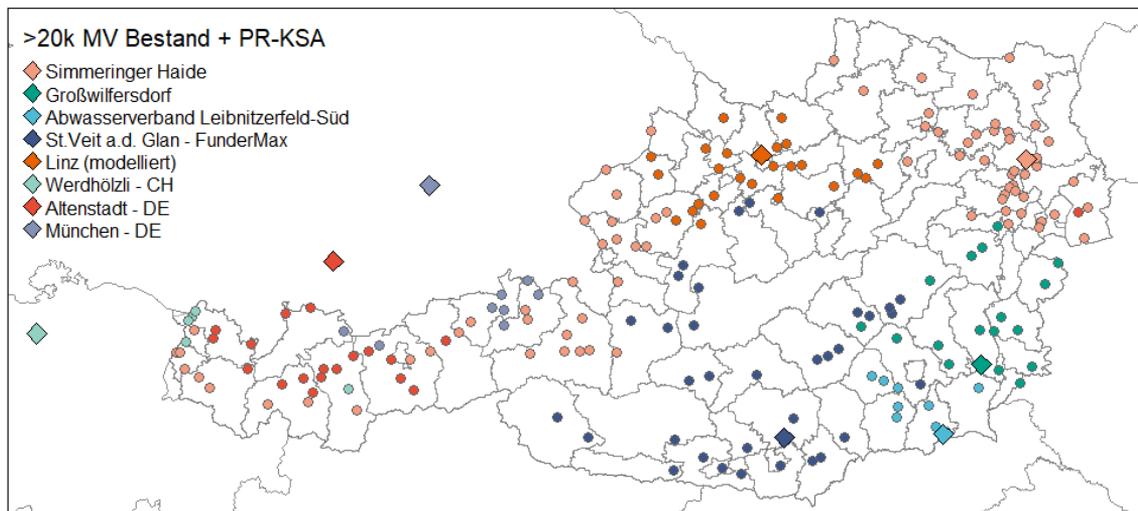
Proxy-Wert: Schwermetallkonzentrationen in Klärschlamm

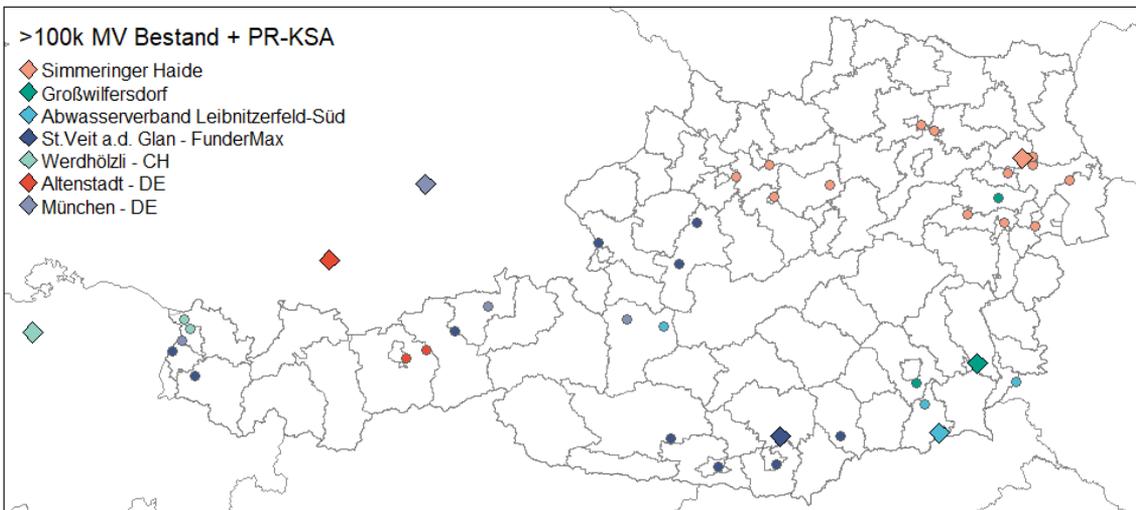
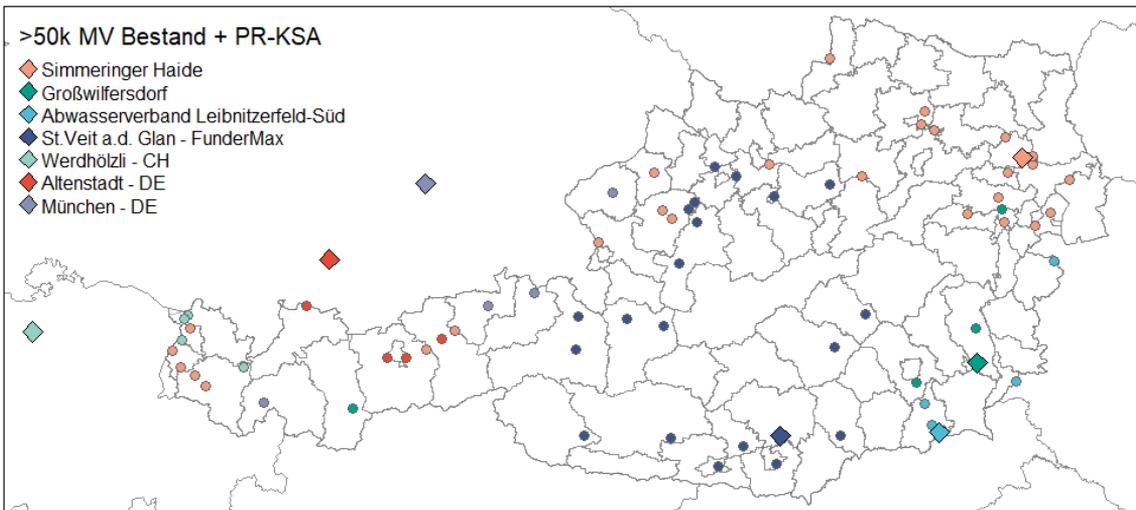
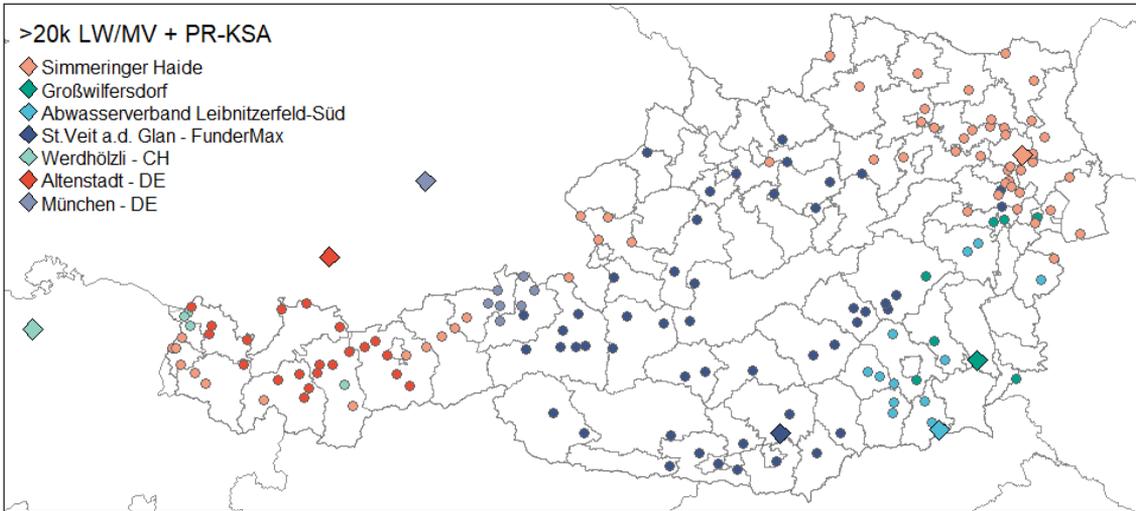
Die Wahl der Proxy-Konzentrationen für die betrachteten Schwermetalle erfolgte auf Basis der verfügbaren Daten. War die Datenreihe für ein Schwermetall ausreichend wurde der Median der jeweiligen Schwermetallkonzentration je nach Reinigungsverfahren verwendet. War dies aufgrund der geringen Anzahl an verfügbaren Werten nicht möglich wurde der Median aus allen Werten gebildet. Bei weniger als neun Datenpunkten wurde anstatt des Medians außerdem der Mittelwert verwendet.

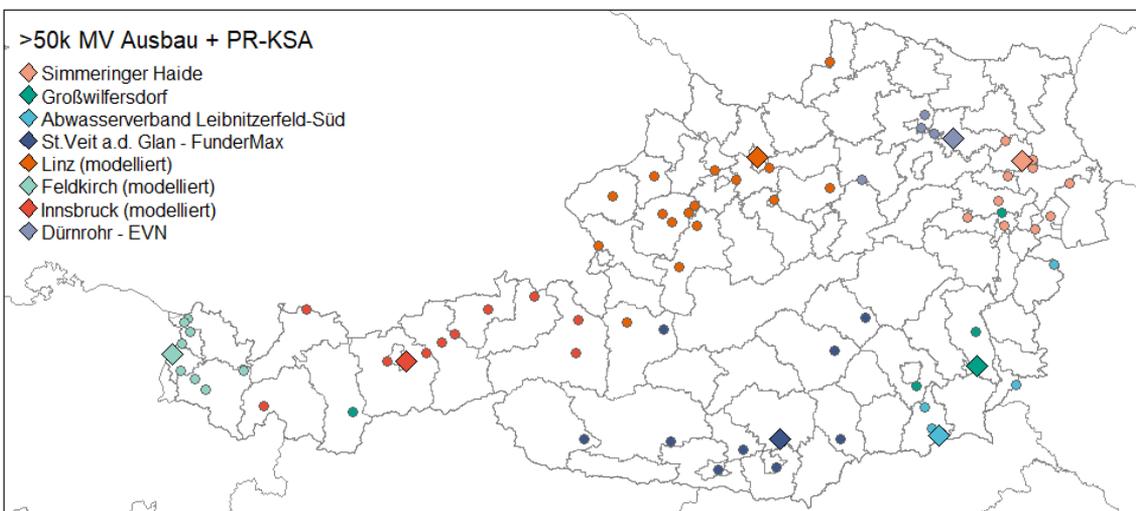
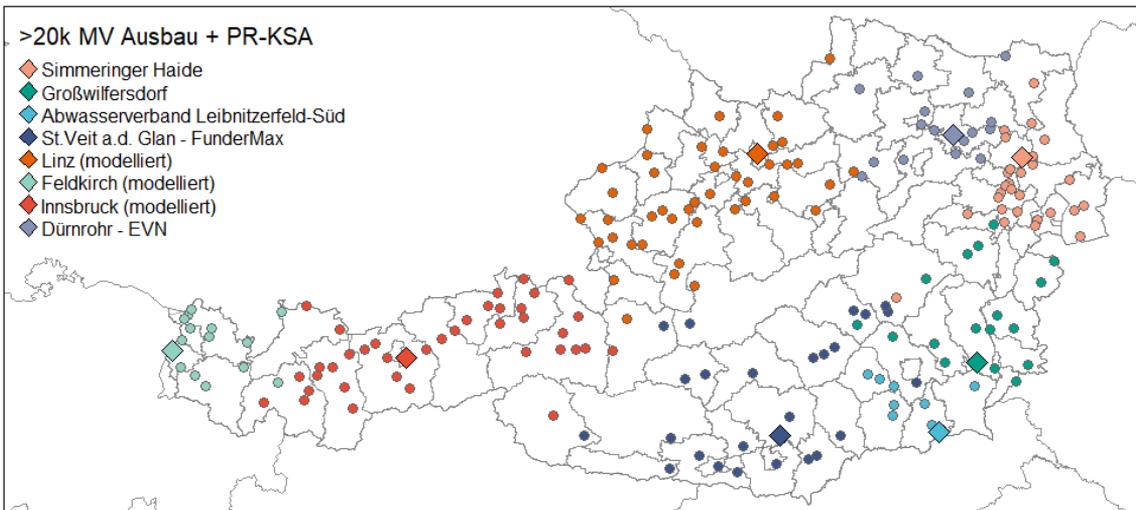
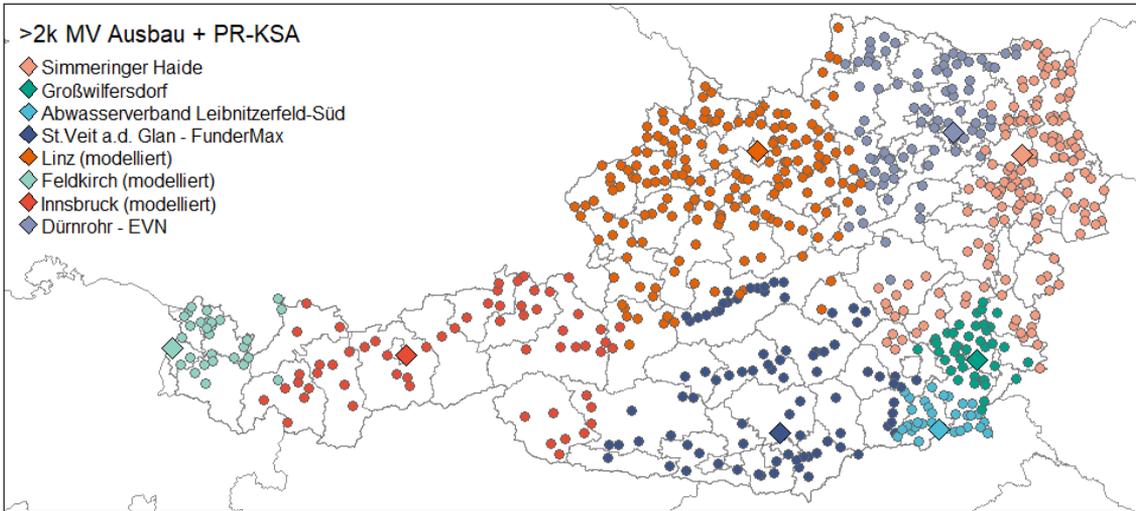
Anhang C – Szenarien

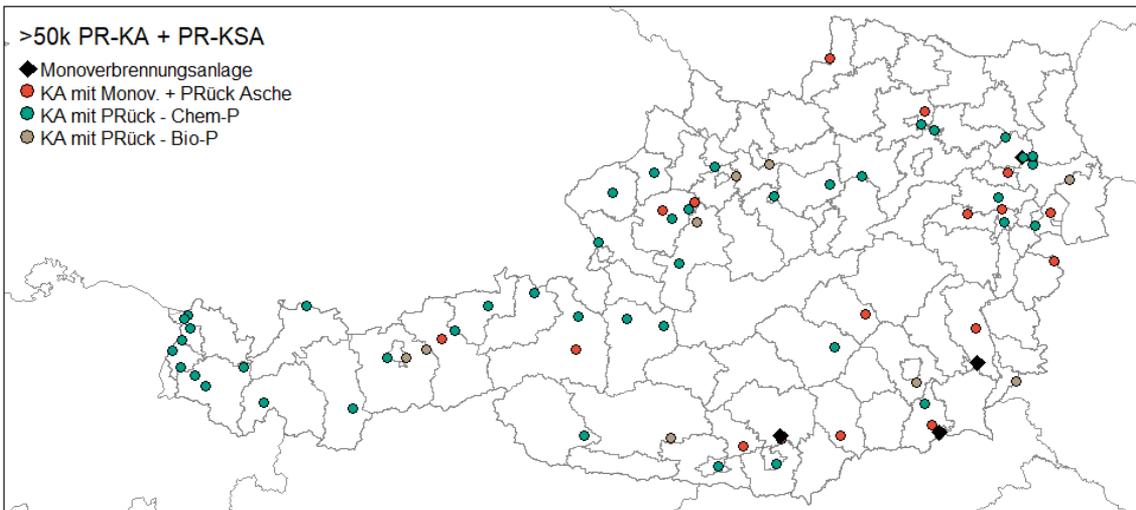
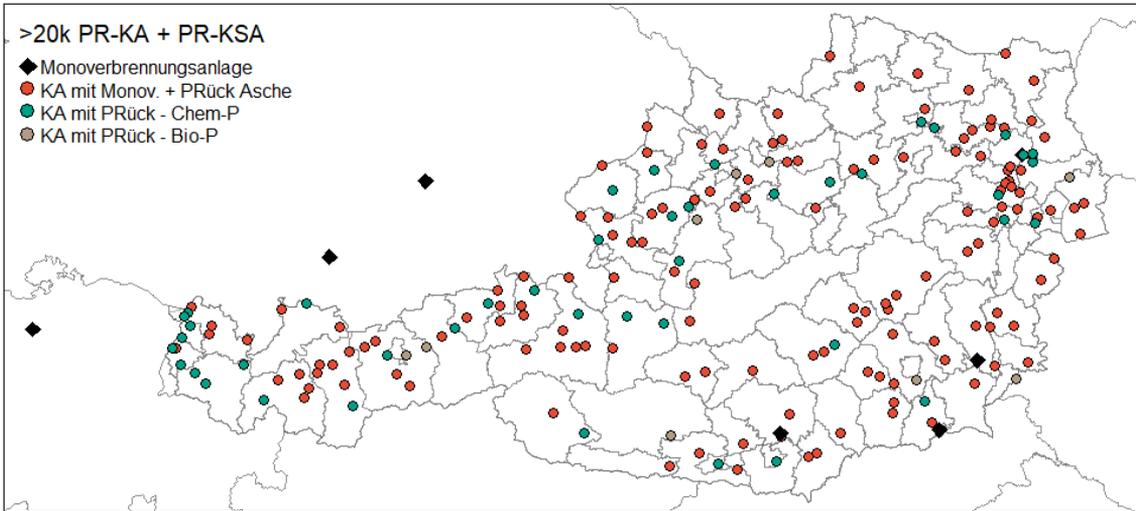
Die folgenden Abbildungen zeigen die Auslegung aller betrachteten Szenarien. Die Punkte zeigen die Standorte der in das Konzept eingebundenen Kläranlagen. Karos zeigen die entsprechenden Standorte der Monoverbrennungsanlagen, die für das jeweilige Szenario angesetzt wurden. Die farbliche Kennzeichnung beschreibt die Zuordnung jeder Kläranlage zu einer Monoverbrennungsanlage. Für die Mischszenarien mit Rückgewinnung sowohl auf der Kläranlage als auch aus der Klärschlammasche (PR-KA + PR-KSA) ist jeweils angegeben welche Kläranlagen am Ort der Kläranlage rückgewinnen (KA mit P-Rückgewinnung aus Klärschlamm mit chemischer P-Fällung oder mit Bio-P Entfernung) und welche ihren Schlamm zur Monoverbrennung liefern.

Abbildung 74: Darstellung der Szenarien



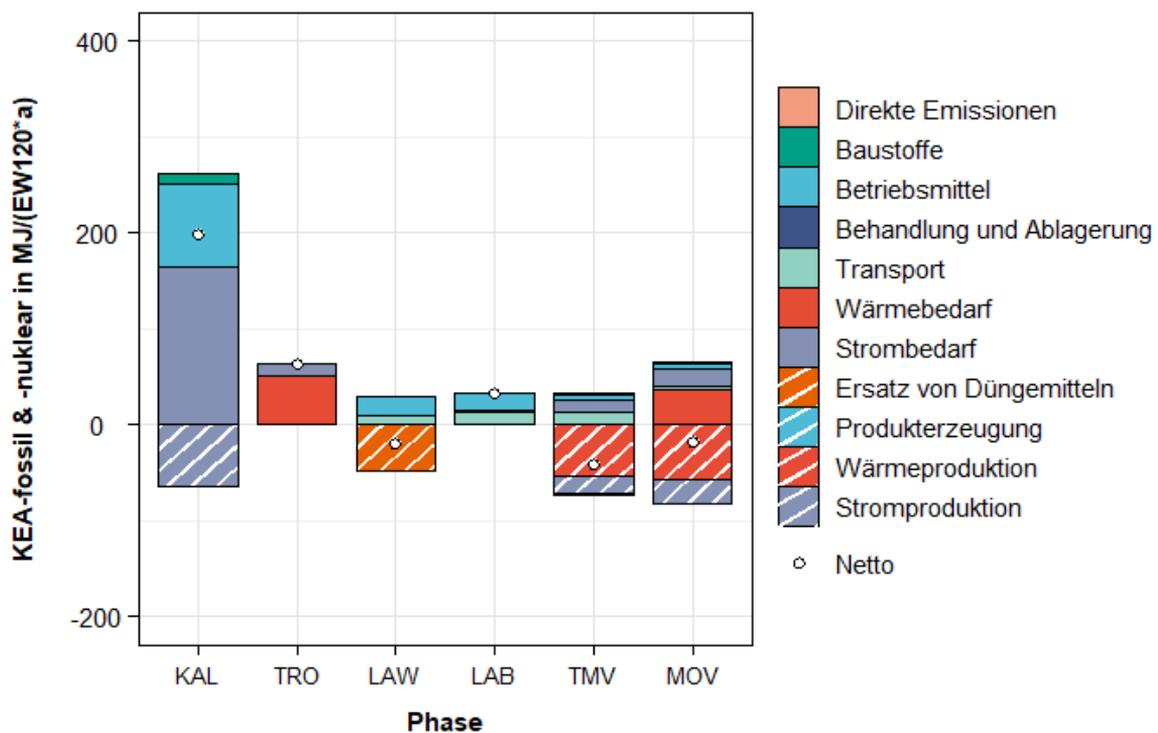






Anhang D – Ergebnisse der Ökobilanz für die Kategorien KEA-erneuerbar und KEA-fossil & nuklear

Abbildung 75: Ergebnisse der Wirkungskategorie KEA-fossil & nuklear im Status Quo.



© TU Wien

Abbildung 76: Differenz zwischen Szenarien und Status Quo für die Wirkungskategorie KEA-fossil & nuklear.

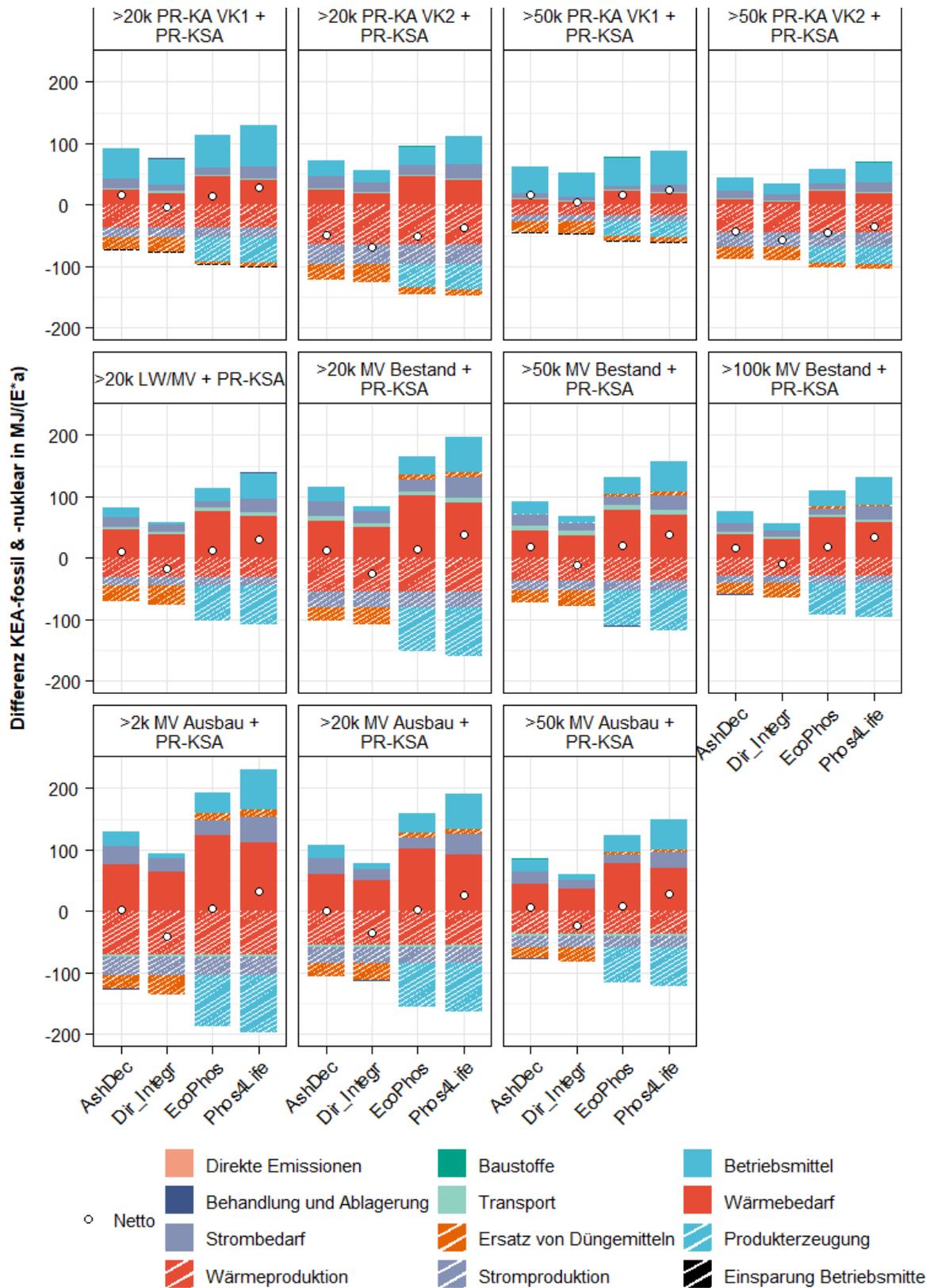
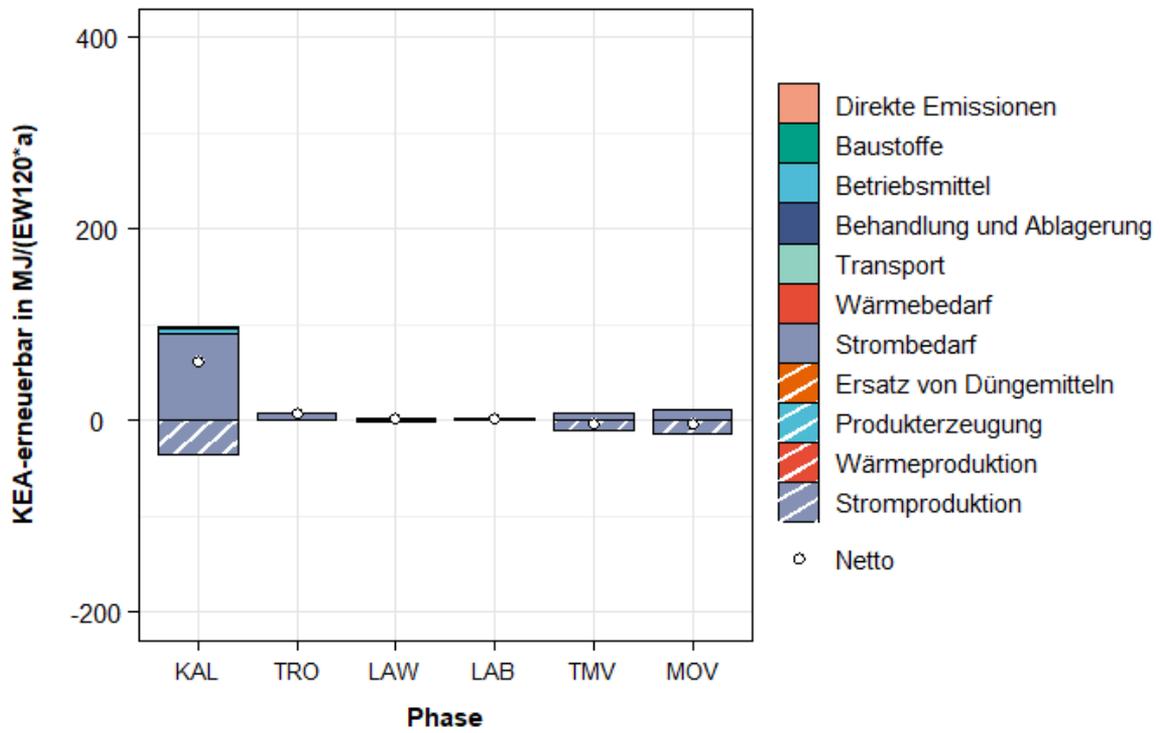
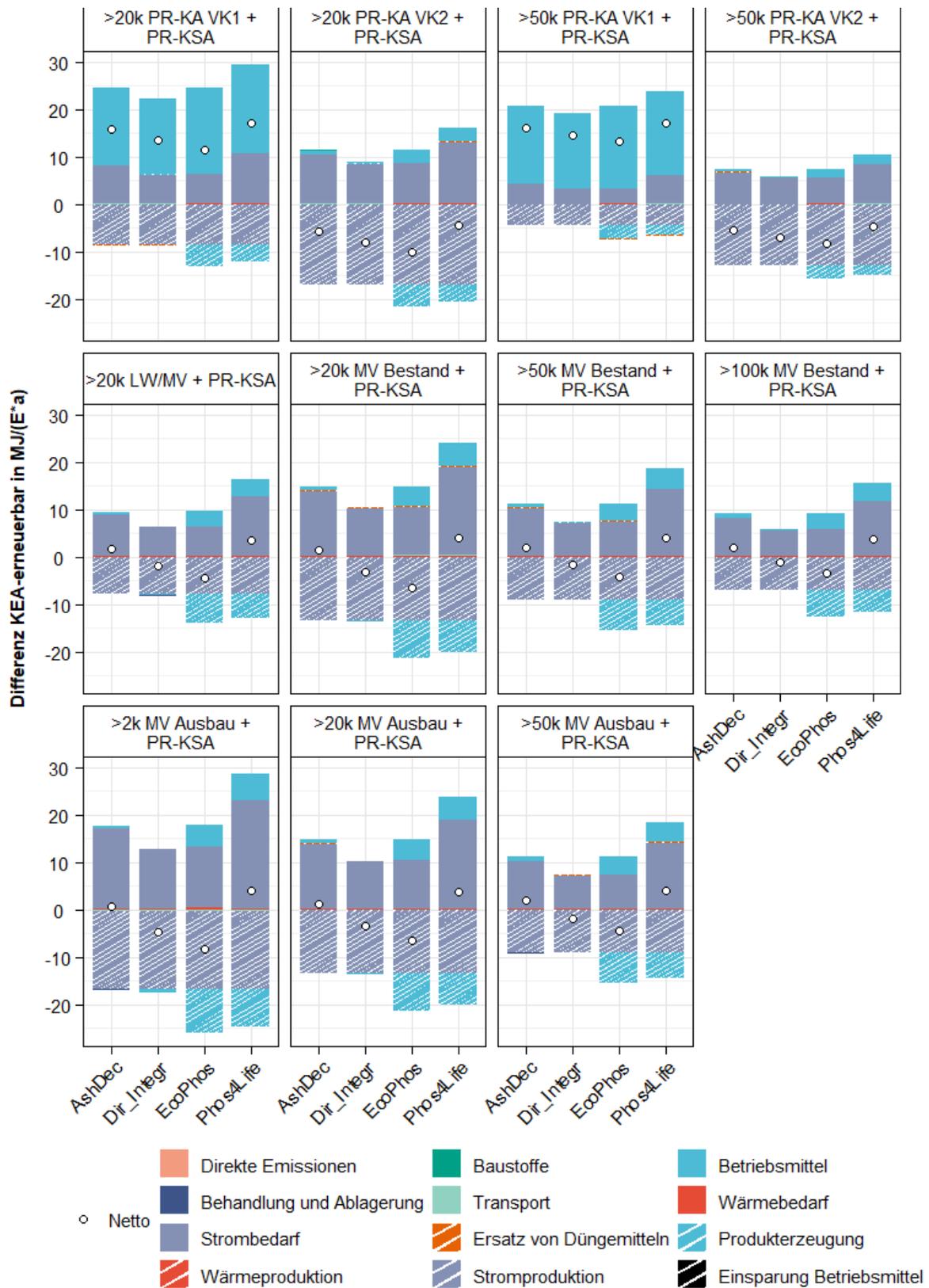


Abbildung 77: Ergebnisse der Wirkungskategorie KEA-erneuerbar im Status Quo.



© TU Wien

Abbildung 78: Differenz zwischen Szenarien und Status Quo für die Wirkungskategorie KEA-erneuerbar.



**Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und
Technologie**

Radetzkystraße 2, 1030 Wien

+43 1 711 62 65-0

v3@bmk.gv.at

bmk.gv.at