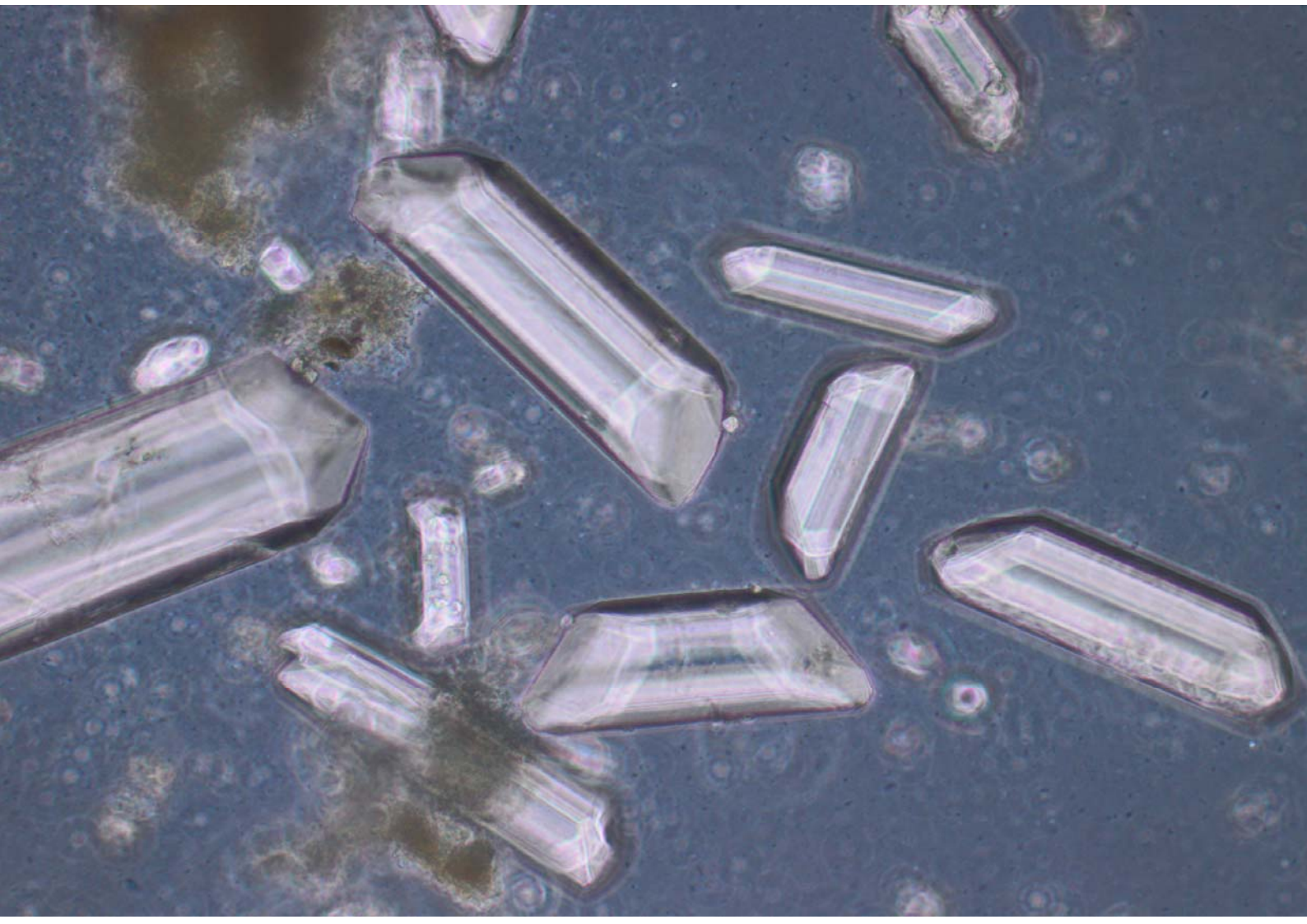




Endbericht Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser





Nachhaltig für Natur und Mensch / Sustainable for nature and mankind

Lebensqualität / Quality of life

Wir schaffen und sichern die Voraussetzungen für eine hohe Qualität des Lebens in Österreich /
We create and we assure the requirements for a high quality of life in Austria

Lebensgrundlagen / Bases of life

Wir stehen für versorgende Verwaltung und verantwortungsvolle Nutzung der Lebensgrundlagen
Boden, Wasser, Luft, Energie und biologische Vielfalt. / *We stand for a preventive conservation as
well as responsible use of soil, water, air, energy and biodiversity*

Lebensraum / Living environment

Wir setzen uns für eine umweltgerechte Entwicklung und den Schutz der Lebensräume in Stadt
und Land ein. / *We support environmentally friendly development and the protection of living
environments in urban and rural areas.*

Lebensmittel / Food

Wir sorgen für die nachhaltige Produktion insbesondere sicherer und hochwertiger Lebensmittel
und nachwachsender Rohstoffe. / *We ensure sustainable production in particular of safe and high-
quality food as well as renewable resources*

Impressum

Medieninhaber, Herausgeber, Copyright:
Bundesministerium für Land- und
Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft,
Sektion VIIWasser
Marxergasse 2, 1030 Wien

Alle Rechte vorbehalten

Gesamtkoordination:

AutorInnen:
DI Lukas Egle
Univ.Prof. DI. Dr.techn. Helmut Rechberger
Ao.Univ.Prof. DI Dr.techn. Matthias Zessner

Wien, Februar 2014

Layout:
ZS communication + art GmbH

Bildnachweis, Produktion und Druck:
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft

**Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier mit
Pflanzenfarben.**

Kurzfassung

Phosphor (P) ist eine lebensnotwendige und gleichzeitig endliche Ressource, wobei Österreich über keine P-Lagerstätten verfügt und P-haltige Düngemittel vollständig importieren muss. Gleichzeitig kann kommunales Abwasser als eine potentielle und häufig ungenutzte P-Ressource betrachtet werden. Eine Rückführung des P über eine direkte Verwertung des anfallenden Klärschlammes in der Landwirtschaft findet aufgrund möglicher Umweltrisiken (Schwermetalle, organische Spurenstoffe und pathogene Keime) vielfach keine Akzeptanz. Daher wurden in den letzten Jahren zahlreiche technologische Ansätze mit dem Ziel der Rückgewinnung reiner P-Verbindungen aus den Teilströmen von Kläranlagen entwickelt, die im Rahmen dieser Arbeit nach einer eigens entwickelten Methodik zusammenfassend nach technischen, ökologischen und ökonomischen Kriterien bewertet werden. Damit werden Grundlagen geschaffen, an denen sich ein zukünftiges, optimiertes P-Management orientieren kann. Diese Studie zeigt, dass beispielsweise Technologien zur P-Rückgewinnung aus dem Schlammwasser bereits heute problemlos einsetzbar sind, unter gewissen Voraussetzungen wirtschaftlich sind und gleichzeitig ein reines sowie häufig sehr gut pflanzenverfügbares Endprodukt erzeugt wird. Allerdings wird nur ein kleiner Teilstrom bedient, womit diesen Technologien in Anbetracht der größtmöglichen Nutzung des abwasserbürtigen P keine Bedeutung zukommt. Nennenswert sind für diese Technologien ausserdem die für Kläranlagen betrieblichen Vorteile wie z.B. die Vermeidung von Inkrustationen und Reduktion der Nährstoffrückbelastung. Für Verfahren aus dem Klärschlamm gilt, dass diese entweder weit von einer wirtschaftlichen Betriebsführung entfernt (nasschemische Ansätze) oder technisch schwer zu beherrschen sind (nassoxidative Ansätze) und aufgrund zahlreicher Unsicherheiten keine Prognosen hinsichtlich ihres zukünftigen Entwicklungspotentials möglich sind. Festzuhalten ist, dass der Ressourcenaufwand oftmals nicht in Relation zum Rückgewinnungspotential, sowohl bezogen auf die Technologie als auch im nationalen Kontext, steht. Hinsichtlich der metallurgischen Verfahren ist noch weiterer Forschungsbedarf gegeben, wobei das Potential dieser Technologie hinsichtlich einer zukünftigen Umsetzung durchaus gegeben ist. Mit dem Ziel einer größtmöglichen Nutzung des abwasserbürtigen P wäre zukünftig eine Rückgewinnung von P aus Klärschlammaschen anzustreben. Eine Vermischung mit P-armen Aschen sollte dabei vermieden werden. Die dafür erforderlichen Strukturen wie z.B. Monoverbrennungsanlagen müssten in Österreich allerdings erst noch ausgebaut werden. Die technologischen Ansätze zur Rückgewinnung aus der Asche reichen von nasschemischen Verfahren mit sehr guter bis mäßiger Schwermetallentfrachtung und vergleichsweise geringerem Rückgewinnungspotential, thermochemischen Verfahren zur gezielten Schwermetallentfrachtung mit hohem Rückgewinnungspotential aber eher schlechter Pflanzenverfügbarkeit über Verfahren mit dem Ziel der Verbesserung der Pflanzenverfügbarkeit ohne Schwermetallentfernung. Zudem besteht die Möglichkeit der Integration der Klärschlammaschen in bestehende, industrielle Prozesse (Düngemittelindustrie und P_4 -Erzeugung). Welche der verfügbaren Technologien zur Behandlung der Klärschlammasche schlussendlich zum Einsatz kommen, ist von den Forderungen an die Wirtschaftlichkeit, Schwermetallentfrachtung und Pflanzenverfügbarkeit abhängig. Vorteil einer Strategie mit Monoverbrennung des Klärschlammes ist zum einen die Möglichkeit der Nutzung weiterer P-reicher Stoffströme (z.B. Tiermehl) und zum anderen die Zwischenlagerung der Asche mit dem Ziel einer späteren Rückgewinnung („Österreichische Phosphormine“).

Abstract

Phosphorus (P) is an essential and at the same time finite resource, whereas Austria owns no P-deposits and P-containing fertilizers have to be imported. At the same time municipal waste water can be seen as a potential but often unused P-resource. Due to potential environmental risks (heavy metals, organic pollutant and germs) application of sewage sludge or composts from sewage sludge to agriculture is not widely used in Austria. Internationally several technological approaches have been developed within the last years to enable recovery of P from different streams from a waste water treatment plant (WWTP). Within this study these technologies will be comparatively assessed in respect to technical, environmental and economic criteria using a methodology specifically developed for this purpose. Therefore this study can serve as a starting point on which considerations an optimization of P-management in the future can be based. This study show, that P-recycling technologies from return water from sludge thickening and dewatering can be easily implemented and economically operated under certain preconditions. Further on, these technologies produce a product with very little contamination and in addition for some technologies with very good plant availability. As return water from sludge thickening and dewatering contains only a small part of P entering the WWTP, the potential P-recovery with these technologies is low. Therefore, these technologies are not qualified to serve as an essential element of a strategy that aims at high rates of P-recovery from waste water. Worth mentioning for these technologies are the operational advantages as avoidance of incrustation and reduction of nutrient backcharge within the WWTP, which could support an implementation under certain circumstance. The results for technologies for P-recovery from sewage sludge show, that they are either far away from an economic operation (wet-chemical approaches) or are technically hard to control (wet-oxidation approaches) or a prognosis on their future recycling potential is actually not possible due to missing confirmed information (metallurgic approaches). It should be noted that the resource demand does not corresponds with the recycling potential, both related to the technology and on the national context. For the metallurgic approach further research is necessary, whereas the potential with regard on a future implementation is clearly given. The most promising technologies in order to achieve high P-recycling rates are technologies with recovery from sewage sludge ashes. As prerequisite for implementation, incineration of sewage sludge without mixing with other substrates poor in P is required. The required structures as e.g. mono-incineration plants in Austria would have to be expanded. The available technological approaches for recovery range from (i) wet-chemical approaches with very good or moderate heavy metal depollution and comparably lower recycling potential, via (ii) thermo-chemical approaches with systematic heavy metal depollution, high recycling potential but restricted plant availability of the recycling product to (iii) approaches with the aim of an improvement of the plant availability of the ash but without specific heavy metal depollution. Furthermore the integration of sewage sludge ash to existing industrial processes as fertilizer industry and P₄-generation is feasible. Which of the available technologies for treatment of sewage sludge ash should be favored depends on the demands on economic factors, heavy metal removal and plant availability. A big advantage of a strategy with incineration of the sewage sludge is the possibility for co-incineration and P-recovery with other P-rich substances as meat and bone meal and the possibility of a temporary storage of the P-rich ash, from where P could be recovered later on (“Austrian Phosphorus Mine”).

Inhaltsverzeichnis

1	Anlass, Ziel und Abgrenzung der Studie	24
2	Einführung Thematik Phosphor	26
2.1	Natürlicher P-Bedarf	26
2.2	Zukünftige Herausforderungen	27
2.2.1	Endlichkeit	28
2.2.2	Ungleiche Verteilung	30
2.2.3	Qualität der Lagerstätten	31
2.2.4	Verfügbarkeit Schwefelsäure und Energie	31
2.2.5	Preisentwicklung	32
2.2.6	Umweltauswirkungen	33
2.2.7	Soziale Gerechtigkeit: Verantwortung gegenüber Entwicklungsländern	33
2.2.8	Situation in Österreich	34
2.3	Grundlagen der Abwasserreinigung (im speziellen P-Elimination)	35
2.3.1	Phosphor(-verbindungen) im Abwasser	35
2.3.2	Phosphorelimination in Abwasserreinigungsanlagen	35
2.3.3	Stand der Technik der Klärschlammbehandlung	39
2.3.4	Verwertung, weitergehende Behandlung und Entsorgung des Klärschlammes in Österreich	42
2.4	Grundlagen der P-Rückgewinnung	47
2.4.1	Ziele	47
2.4.2	Einsatzorte und P-Rückgewinnungspotential	47
2.4.3	Eigenschaften der Stoffflüsse	48
2.4.4	Ablauf und Schlammwasser	50
2.4.5	Rückgewinnung aus Faul- und Klärschlamm	53
2.4.6	Rückgewinnung aus Klärschlammasche	57
2.4.7	Auswahlkriterien der zu bewertenden Verfahren	60
3	Methodenentwicklung zur ganzheitlichen Technologiebewertung	66
3.1	Ziele	66
3.2	Technik–Technische Grundlagen	67
3.2.1	Bewertungskriterien Technologie	67
3.2.2	Stoffflussmodelle	69

3.2.3	Baukastensystem	70
3.3	Ökologische Bewertung.....	71
3.3.1	Systemgrenze.....	71
3.3.2	Parameterauswahl.....	72
3.3.3	Stoffflussanalyse (SFA)	72
3.3.4	Energiebilanz	74
3.3.5	Sachbilanz	74
3.3.6	Indirekte Emissionen GEMIS- bzw. ProBas Datenbank.....	75
3.3.7	Funktionelle Einheit	76
3.3.8	Berücksichtigung der Unsicherheit der Datengrundlage.....	76
3.4	Definition der Referenzprozesse	78
3.4.1	Referenzkläranlage.....	78
3.4.2	Thermische Behandlung Klärschlamm.....	84
3.4.3	Behandlung spezieller Reststoffe	89
3.4.4	Transport	91
3.4.5	Gutschriften	93
3.4.6	Zusammenfassung	94
3.5	Charakterisierung und Bewertung des Endprodukts.....	95
3.5.1	Klassifizierung.....	95
3.5.2	Nährstoffgehalte	96
3.5.3	Anorganische Verunreinigungen	97
3.5.4	Hygiene und organische Verunreinigungen	100
3.5.5	Handhabung	100
3.6	Ökonomische Bewertung	102
3.6.1	Jahreskosten (gesondert für ein Verfahren).....	102
3.6.2	Kapitalwertmethode.....	105
3.6.3	Jahreskosten (gesamte Prozesskette)	106
3.6.4	Jahreskosten Kläranlagen unterschiedlicher Belastung.....	106
3.6.5	Sensitivitätsanalyse	107
4	Ergebnisse.....	109
4.1	P-Rückgewinnung Ablauf(1) und Schlammwasser (2).....	109
4.1.1	Auswahl Verfahren	109

4.1.2	Datengrundlage	110
4.1.3	Bewertung Technologie	111
4.1.4	Bewertung Ökologie	116
4.1.5	Bewertung Endprodukt	128
4.1.6	Bewertung Ökonomie	134
4.1.7	Zusammenfassung	144
4.2	Rückgewinnung Faul- bzw. Klärschlamm (3,4,5,6)	149
4.2.1	Auswahl Verfahren	149
4.2.2	Datengrundlage	149
4.2.3	Bewertung Technologie	151
4.2.4	Bewertung Ökologie	160
4.2.5	Bewertung Endprodukt	174
4.2.6	Bewertung Ökonomie	182
4.2.7	Zusammenfassung	192
4.3	Rückgewinnung Klärschlammasche (7)	198
4.3.1	Auswahl Verfahren	198
4.3.2	Datengrundlage	199
4.3.3	Bewertung Technologie	200
4.3.4	Bewertung Ökologie	206
4.3.5	Bewertung Endprodukt	223
4.3.6	Bewertung Ökonomie	233
4.3.7	Zusammenfassung	243
5	Kriterien Technologieauswahl	249
5.1	Rückgewinnungspotential	250
5.2	Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext	252
5.3	Kosten	256
5.4	Schwermetallentfrachtung	262
5.5	Endprodukt	263
5.5.1	Klassifizierung	263
5.5.2	Nährstoffgehalte und monetärer Wert	264
5.5.3	Löslichkeit	265
5.5.4	Düngewirksamkeit	266

5.5.5	Düngewirksamkeit in Relation zum Rückgewinnungspotential	267
5.5.6	Anorganische Verunreinigungen	269
5.5.7	Organische Verunreinigungen und Hygiene	272
5.5.8	Lagerbarkeit und direkte landwirtschaftliche Nutzung.....	273
5.6	Gasförmige Emissionen und kumulierter Energieaufwand	274
5.7	Gruppierung.....	280
5.7.1	Prioritätengruppe***	280
5.7.2	Beobachtungsgruppe**	283
5.7.3	BioP-Gruppe*	285
5.7.4	Keine Gruppenzuordnung	286
6	Zusammenfassung.....	289
7	Anhang	293
7.1	Weiterführende Informationen	293
7.2	Referenzsystem.....	295
7.2.1	Güterflussanalyse	295
7.2.2	Stoffflussanalyse.....	296
7.2.3	Energiebilanz	297
7.2.4	Transport	298
7.2.5	Zusammenfassung Referenzsystem.....	298
7.3	GEMIS und ProBas Datenbank (indirekte Emissionen der eingesetzten Ressourcen).....	301
7.4	Kosten der eingesetzten Ressourcen	308
8	Literatur.....	309

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Phosphorkreislauf natürlich (grün), historisch betrachtet (blau), aktuell (rot)	27
Abbildung 2: Historischer P-Erzabbau und Bevölkerungsentwicklung sowie Prognosen.....	28
Abbildung 3: Weltweite P-Erz Reserven in Mio.t (Logarithmische Darstellung)	29
Abbildung 4: Weltweiter P-Erz Abbau in Mio. t/a.....	29
Abbildung 5: P-Peak und P-Plateau	30
Abbildung 6: Preisentwicklung Schwefel (S), Schwefelsäure (H ₂ SO ₄) und Phosphor (P).....	32
Abbildung 7: Errechnete Phosphor Preisentwicklung auf Basis verschiedener Mineraldüngerprodukte (TSP und DAP) sowie Rohphosphat	33
Abbildung 8: Phosphorgipshalde (links) und obertägiger Phosphaterzabbau (rechts).....	33
Abbildung 9: Entwicklung Düngemittelabsatz P Reinnährstoff in Österreich.....	34
Abbildung 10: Fließschema einer einstufigen mechanisch-biologischen Kläranlage	36
Abbildung 11: Stoffwechselprozesse der vermehrten biologischen Phosphorelimination	37
Abbildung 12: Ablauf der vermehrten biologischen Phosphatelimination	38
Abbildung 13: Prozessskizze Klärschlammbehandlung Schlammlinie	40
Abbildung 14: Konvektions- und Kontakt Trocknungsverfahren	42
Abbildung 15: Prozessskizze Klärschlammverwertung, -behandlung und -entsorgung	42
Abbildung 16: Anteil der Verwertungs-, Behandlungs-, und Entsorgungswege kommunaler KS in Österreich (BMLFUW, 2012).....	43
Abbildung 17: P-Rückgewinnung in kommunalen Kläranlagen, modifiziert nach Montag (2008)	48
Abbildung 18: Abhängigkeit PO ₄ -P- bzw. Ca-Konzentration und pH auf Löslichkeit von Mg (links) und Ca (rechts).....	50
Abbildung 19: Abhängigkeit der PO ₄ -P und NH ₄ -N-Löslichkeit vom pH-Wert	51
Abbildung 20: Phasen der MAP-Kristallisation (P.C.S, 2010).....	52
Abbildung 21: Prozessschritte zur Rückgewinnung von P aus Klärschlamm	54
Abbildung 22: P-Rücklösung in Abhängigkeit des pH-Wertes und Rücklösung Schwermetalle (pH 2) 55	
Abbildung 23: Nasschemische Verfahren zur Rückgewinnung aus der Klärschlammasche inkl. SM-Abtrennung	57
Abbildung 24: P- und SM-Rücklösung aus der KS-Asche bei saurem Aufschluss (Pinnekamp et al., 2011).....	57
Abbildung 25: SM-Entfrachtung der KS-Asche mit thermochemischem Verfahren.....	58
Abbildung 26: Erstellung des STAN-Modells mit qualitativen In- und Outputflüssen am Beispiel PHOXNAN	70
Abbildung 27: Definition der Systemgrenzen zur Technologiebewertung	71
Abbildung 28: Definition Parameter und Transferkoeffizienten für Stoffflussanalyse (SFA).....	73
Abbildung 29: Prinzip der Stoffflussanalyse	73
Abbildung 30: Ansatz zur Erhebung direkter und indirekter Emissionen	75
Abbildung 31: Auszug GEMIS-Datenbank globale Emissionen für 1 kg Phosphor	76
Abbildung 32: SFA Modell Referenzkläranlage mit Detail Schlammbehandlung	79
Abbildung 33: Güterflüsse Referenzkläranlage mit Detail Schlammbehandlungsprozesse	80

Abbildung 34: Energiebedarf Referenzkläranlage	82
Abbildung 35: Energiebilanz Abwasser- und Klärschlammbehandlung Referenzkläranlage	83
Abbildung 36: SFA Modell der Referenzmonoverbrennung.....	84
Abbildung 37: Güterflüsse Referenz Monoverbrennung	85
Abbildung 38: Oberer und unterer Heizwert Klärschlamm in Abhängigkeit des TS-Gehaltes.....	88
Abbildung 39: Energiebilanz Verbrennung Klärschlamm.....	89
Abbildung 40: Energie- und Kostenaufwand spezielle Reststoffbehandlung.....	90
Abbildung 41: Energie- und Kostenaufwand Reststoff- und Untertagedeponie.....	91
Abbildung 42: Österreichweite Übersicht Klärschlammaufkommen (t TS), Anlagenkapazität Wirbelschichtöfen und Reststoffdeponie	92
Abbildung 43: Charakterisierung und Bewertung Sekundärdünger.....	95
Abbildung 44: Schema Bewertung Ökonomie.....	102
Abbildung 45: Grundlage monetärer Wert (Wert Reinnährstoffe).....	105
Abbildung 46: Prozesse Kostenrechnung gesamte Prozesskette	106
Abbildung 47: Entwicklung Investitionskosten und P-Fracht in Abhängigkeit der Kläranlagengröße (Beispiel PRISA Verfahren).....	107
Abbildung 48: Rückgewinnungspotential der Rückgewinnungstechnologien aus Schlammwasser und Ablauf.....	113
Abbildung 49: Zielpfade von Phosphor und Schwermetalle für die gesamte Prozesskette; Verfahren Schlammwasser und Ablauf.....	118
Abbildung 50: Stoffflussanalyse Schwermetallfrachten im Produkt (in % bezogen auf Input Kläranlage)	119
Abbildung 51: CO ₂ -Emissionen Rückgewinnungstechnologien Schlammwasser/Ablauf.....	120
Abbildung 52: KEA Rückgewinnungstechnologien Schlammwasser/Ablauf	121
Abbildung 53: SO ₂ -Emissionen Rückgewinnungstechnologien Schlammwasser/Ablauf	121
Abbildung 54: Indirekte Schwermetallemissionen in Luft (g/a) Rückgewinnungstechnologien Schlammwasser/Ablauf.....	122
Abbildung 55: Indirekte Schwermetallemissionen in Wasser (mg/a) Rückgewinnungstechnologien Schlammwasser/Ablauf.....	122
Abbildung 56: Einwohner- und produktspezifische CO ₂ -Emissionen gesamte Prozesskette (Schlammwasser/Ablauf).....	124
Abbildung 57: Einwohner- und produktspezifische SO ₂ -Emissionen gesamte Prozesskette (Schlammwasser/Ablauf).....	124
Abbildung 58: Gasemissionen über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem (Schlammwasser/Ablauf).....	125
Abbildung 59: Abweichende Gasemissionen in Relation zur Gesamtsituation in kg bzw. g/kg P _{rückg.} (Schlammwasser/Ablauf).....	125
Abbildung 60: Einwohner- und produktspezifischer KEA gesamte Prozesskette (Schlammwasser/Ablauf).....	126
Abbildung 61: Veränderung KEA über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem (Schlammwasser/Ablauf)	126

Abbildung 62: Veränderung KEA über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem (Schlammwasser/Ablauf)	127
Abbildung 63: Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser bzw. Ablauf.	128
Abbildung 64: Nährstoffgehalte der Endprodukte aus Schlammwasser und Ablauf.....	128
Abbildung 65: Extraktionsversuche Endprodukte aus Schlammwasser und Ablauf.....	129
Abbildung 66: Düngewirkung Sekundärprodukte aus dem Schlammwasser/Ablauf auf sauren und basischen Böden im Vergleich zu einem handelsüblichen Mineraldünger (1-jährige Versuche)	130
Abbildung 67: Monetärer Wert Endprodukte Schlammwasser/Ablauf	130
Abbildung 68: Schwermetallgehalte Endprodukte Schlammwasser/Ablauf und Grenzwerte DüngemittelVO (mg/kg TS)	131
Abbildung 69: Nährstoffbezogene Schwermetallgehalte in Endprodukten der Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser/Ablauf im Vergleich zum Referenzdünger SSP	132
Abbildung 70: Schadeinheit für Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser/Ablauf.....	132
Abbildung 71: Referenzbodenmethode, Aufbringungshäufigkeit, begrenzendes Schwermetall und Cd-Faktor im Vergleich zur Referenzdüngung.....	133
Abbildung 72: Referenzbodenmethode, Aufbringungshäufigkeit, begrenzendes Schwermetall und Cd-Faktor im Vergleich zur Referenzdüngung ohne die Berücksichtigung von Zn und Cu	133
Abbildung 73: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Schlammwasser/Ablauf (100.000 EW).....	136
Abbildung 74: Kostenaufgliederung Verfahren Schlammwasser/Ablauf (100.000 EW)	136
Abbildung 75: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Schlammwasser/Ablauf (Variation Kläranlagenbelastung)	137
Abbildung 76: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten bzw. reduzierte Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Schlammwasser/Ablauf (100.000 EW).....	138
Abbildung 77: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Schlammwasser/Ablauf (500.000 EW).....	139
Abbildung 78: Kostenaufgliederung Ostara® für Ausbaugröße 100.000–500.000 EW	140
Abbildung 79: Absolute Veränderung der Kosten für die gesamte Prozesskette in Relation zur Ausbaugröße (ohne Einsparung)	142
Abbildung 80: Prozentuelle Veränderung der Kosten für die gesamte Prozesskette in Relation zur Ausbaugröße (ohne Einsparungen und Erlöse).....	142
Abbildung 81: Absolute Veränderung der Jahreskosten im Vergleich zum Referenzsystem unter Berücksichtigung der möglichen Schwankungsbereiche	143
Abbildung 82: Kosten für Rückgewinnung von Phosphor in Relation zum Referenzsystem (Einfluss Anlagengröße, ohne Einsparungen und Erlöse)	143
Abbildung 83: Kosten bzw. Erlöse für Rückgewinnung von Phosphor in Relation zum Referenzsystem (Einfluss Anlagengröße inkl. Einsparungen und Erlöse).....	144
Abbildung 84: Verfahrensansätze zur Rückgewinnung von P aus Faul- und Klärschlamm	152

Abbildung 85: P-Rücklösung in Abhängigkeit des pH-Wertes (n=25) Untersuchungen aus der Pilotanlage Stuttgarter Verfahren (Preyl, 2013)	155
Abbildung 86: Rückgewinnungspotential der Rückgewinnungstechnologien aus Faul- bzw. Klärschlamm	156
Abbildung 87: Zielpfade von Phosphor und Schwermetall für die gesamte Prozesskette; Verfahren Klärschlamm	163
Abbildung 88: Stoffflussanalyse Schwermetallfrachten im Produkt (in % bezogen auf Input Kläranlage)	164
Abbildung 89: Stoffflussanalyse Schwermetallfrachten auf Böden nur MEPHREC® (in % bezogen auf Input Kläranlage)	164
Abbildung 90: CO ₂ -Emissionen Rückgewinnungstechnologien Faul- und Klärschlamm (blau: GEMIS-Datenbank; orange; EcoInvent-Datenbank)	166
Abbildung 91: KEA Rückgewinnungstechnologien Faul- und Klärschlamm (blau: GEMIS-Datenbank; orange; EcoInvent-Datenbank)	167
Abbildung 92: SO ₂ -Emissionen Rückgewinnungstechnologien Faul- und Klärschlamm (blau: GEMIS-Datenbank; orange; EcoInvent-Datenbank)	167
Abbildung 93: Indirekte Schwermetallemissionen in Luft (g/a) Rückgewinnungstechnologien Faul- und Klärschlamm	168
Abbildung 94: Indirekte Schwermetallemissionen in Wasser (mg/a) Rückgewinnungstechnologien Faul- und Klärschlamm	169
Abbildung 95: Einwohner- und produktspezifische CO ₂ -Emissionen gesamte Prozesskette (Faul- und Klärschlamm)	171
Abbildung 96: Einwohner- und produktspezifische SO ₂ -Emissionen gesamte Prozesskette (Faul- und Klärschlamm)	171
Abbildung 97: CO ₂ - und SO ₂ -Emissionen über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem (Faul- und Klärschlamm)	172
Abbildung 98: Abweichende Gasemissionen in Relation zur Gesamtsituation in kg bzw. g/kg P _{rückg.}	172
Abbildung 99: Einwohner- und produktspezifischer KEA gesamte Prozesskette	173
Abbildung 100: Veränderung KEA über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem	173
Abbildung 101: Veränderung KEA über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem	174
Abbildung 102: Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus dem Faul-bzw. Klärschlamm	175
Abbildung 103: Nährstoffgehalte der Endprodukte einer Rückgewinnung aus Faul- und Klärschlamm	175
Abbildung 104: Extraktionsversuche Endprodukte aus Faul- und Klärschlamm	176
Abbildung 105: Düngewirkung der Sekundärprodukte aus dem Klärschlamm auf sauren und basischen Böden im Vergleich zu einem handelsüblichen Mineraldünger (1-jährige Versuche)	177
Abbildung 106: Monetärer Wert Endprodukte Faul- und Klärschlamm	177
Abbildung 107: Schwermetallgehalte Endprodukte Faul- und Klärschlamm und Grenzwerte DüngemittelVO (mg/kg TS)	178

Abbildung 108: Nährstoffbezogene Schwermetallgehalte in Endprodukten der Rückgewinnungsverfahren aus dem Faul- und Klärschlamm.....	179
Abbildung 109: Schadeinheit für Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus dem Faul- und Klärschlamm.....	179
Abbildung 110: Referenzbodenmethode, Aufbringungshäufigkeit, begrenzendes Schwermetall und Cd-Faktor im Vergleich zur Referenzdüngung.....	180
Abbildung 111: Referenzbodenmethode, Aufbringungshäufigkeit, begrenzendes Schwermetall und Cd-Faktor im Vergleich zur Referenzdüngung.....	181
Abbildung 112: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Faul- und Klärschlamm (100.000 EW)	183
Abbildung 113: Kostenaufgliederung Verfahren Faul- und Klärschlamm (100.000 EW).....	184
Abbildung 114: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Faul- und Klärschlamm (Variation Kläranlagenbelastung).....	185
Abbildung 115: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Faul- und Klärschlamm (100.000 EW)	186
Abbildung 116: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Faul- und Klärschlamm (500.000 EW)	187
Abbildung 117: Absolute Veränderung der Kosten für die gesamte Prozesskette in Relation zur Ausbaugröße (ohne Einsparung)	190
Abbildung 118: Prozentuelle Veränderung der Kosten für die gesamte Prozesskette in Relation zur Ausbaugröße (ohne Einsparungen und Erlöse).....	190
Abbildung 119: Absolute Veränderung der Jahreskosten im Vergleich zum Referenzsystem unter Berücksichtigung der möglichen Schwankungsbereiche	191
Abbildung 120: Kosten bzw. Erlöse für Rückgewinnung von Phosphor in Relation zum Referenzsystem (Einfluss Anlagengröße, ohne Einsparungen und Erlöse).....	191
Abbildung 121: Kosten bzw. Erlöse für Rückgewinnung von Phosphor in Relation zum Referenzsystem (Einfluss Anlagengröße inkl. Einsparungen und Erlöse).....	192
Abbildung 122: Verfahrensansätze zur Rückgewinnung von P aus Klärschlammasche.....	199
Abbildung 123: Rückgewinnungspotential der Rückgewinnungstechnologien aus Klärschlammasche	203
Abbildung 124: Zielpfade von Phosphor und Schwermetallen für die gesamte Prozesskette; nasschemische Verfahren mit Mischen; Klärschlammasche	209
Abbildung 125: Rücklöseverhalten von P, Schwermetallen, Fe, Al und Ca mittels Salzsäure bei pH 2	209
Abbildung 126: Zielpfade von Phosphor und Schwermetallen für die gesamte Prozesskette; nasschemische Verfahren mit Extraktion; Klärschlammasche	210
Abbildung 127: Zielpfade von Phosphor und Schwermetallen für die gesamte Prozesskette; thermochemisches Verfahren; Klärschlammasche	211
Abbildung 128: Zielpfade von Phosphor und Schwermetallen für die gesamte Prozesskette; thermoelektrisch; Klärschlammasche.....	211

Abbildung 129: Stoffflussanalyse Schwermetallfrachten im Produkt (in % bezogen auf Input Kläranlage)	212
Abbildung 130: CO ₂ -Emissionen Rückgewinnungstechnologien Klärschlammasche (rot: GEMIS-Datenbank; orange; EcolInvent-Datenbank).....	214
Abbildung 131: KEA Rückgewinnungstechnologien Klärschlammasche (rot: GEMIS-Datenbank; orange; EcolInvent-Datenbank)	215
Abbildung 132: SO ₂ -Emissionen Rückgewinnungstechnologien Klärschlammasche	216
Abbildung 133: <i>SO₂-Emissionen ausgewählter Rückgewinnungstechnologien Klärschlammasche (rot: GEMIS-Datenbank; orange; EcolInvent-Datenbank)</i>	216
Abbildung 134: Indirekte Schwermetallemissionen in Luft (g/a) Rückgewinnungstechnologien Klärschlammasche	217
Abbildung 135: Indirekte Schwermetallemissionen in Wasser (mg/a) Rückgewinnungstechnologien Klärschlammasche	217
Abbildung 136: Einwohner- und produktspezifische CO ₂ -Emissionen gesamte Prozesskette (Klärschlammasche) (rot: GEMIS-Datenbank; orange; EcolInvent-Datenbank).....	219
Abbildung 137: Einwohner- und produktspezifische SO ₂ -Emissionen gesamte Prozesskette (Klärschlammasche) (rot: GEMIS-Datenbank; orange; EcolInvent-Datenbank).....	220
Abbildung 138: Gasemissionen über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem (Klärschlammasche).....	220
Abbildung 139: Abweichende Gasemissionen in Relation zur Gesamtsituation in kg bzw. g/kg P _{rückg.}	221
Abbildung 140: Einwohner- und produktspezifischer KEA gesamte Prozesskette (rot: GEMIS-Datenbank; orange; EcolInvent-Datenbank).....	221
Abbildung 141: Veränderung KEA über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem.....	222
Abbildung 142: Veränderung KEA über die gesamte Prozesskette absolut in Relation zum Referenzsystem.....	222
Abbildung 143: Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammasche	223
Abbildung 144: Nährstoffgehalte der Endprodukte aus Klärschlammasche.....	224
Abbildung 145: Extraktionsversuche Endprodukte aus Faul- und Klärschlamm	225
Abbildung 146: Düngewirkung Sekundärprodukte aus der Asche auf sauren und basischen Böden im Vergleich zu einem handelsüblichen Mineraldünger (1-jährige Versuche) (Römer, 2013, Frossard, 2013).....	226
Abbildung 147: Monetärer Wert Endprodukte Klärschlammasche	227
Abbildung 148: Schwermetallgehalte Endprodukte Klärschlammasche und Grenzwerte DüngemittelVO (mg/kg TS).....	228
Abbildung 149: Nährstoffbezogene Schwermetallgehalte in Endprodukten der Rückgewinnungsverfahren Klärschlammasche	229
Abbildung 150: Schadeinheit für Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammasche	229

Abbildung 151: Referenzbodenmethode, Aufbringungshäufigkeit, begrenzendes Schwermetall und Cd-Faktor im Vergleich zur Referenzdüngung	231
Abbildung 152: Referenzbodenmethode, Aufbringungshäufigkeit, begrenzendes Schwermetall und Cd-Faktor im Vergleich zur Referenzdüngung	231
Abbildung 153: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Klärschlammasche (15.000 bzw. 30.000 t Asche/a)	235
Abbildung 154: Kostenaufgliederung Verfahren Klärschlammasche	236
Abbildung 155: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Klärschlammasche	238
Abbildung 156: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten industrielle Prozess zur Rückgewinnung von P aus der Klärschlammasche	238
Abbildung 157: Absolute Veränderung der einwohnerspezifischen Jahreskosten für die gesamte Prozesskette (mit und ohne Einsparungen)	241
Abbildung 158: Prozentuelle Veränderung der einwohnerspezifischen Jahreskosten für die gesamte Prozesskette (mit und ohne Einsparungen)	241
Abbildung 159: Absolute Veränderung der Jahreskosten im Vergleich zum Referenzsystem unter Berücksichtigung der möglichen Schwankungsbereiche	242
Abbildung 160: Absolute Veränderung der produktspezifischen Kosten für die gesamte Prozesskette (ohne und mit Einsparungen)	243
Abbildung 161: Zusammenfassung und Auswahlkriterium Rückgewinnungspotential	250
Abbildung 162: Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext mit Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser	253
Abbildung 163: Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext mit nasschemischen Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm	254
Abbildung 164: Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext mit nassoxidativen und metallurgischen Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm	254
Abbildung 165: Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext mit nasschemischen Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammasche	255
Abbildung 166: Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext mit elektrochemischen und-thermischen sowie nasschemischen Mischverfahren aus der Klärschlammasche	255
Abbildung 167: Zusammenfassung Verfahrenskosten aller Rückgewinnungsverfahren	257
Abbildung 168: Zusammenfassung Abweichung der einwohnerspezifischen Kosten gegenüber Referenzsystem	259
Abbildung 169: Zusammenfassung Kosten für die Rückgewinnung von 1 kg P bei Berücksichtigung der gesamten Prozesskette	260
Abbildung 170: Zusammenfassung Abweichung der einwohnerspezifischen Kosten gegenüber Referenzsystem (maximale Einsparungen und Erlöse)	261
Abbildung 171: Zusammenfassung Kosten für die Rückgewinnung von 1 kg P bei Berücksichtigung der gesamten Prozesskette (maximale Einsparungen und Erlöse)	261
Abbildung 172: Zusammenfassung der Nährstoffgehalte der Endprodukte	264
Abbildung 173: Zusammenfassung monetärer Wert der Endprodukte	265

Abbildung 174: Zusammenfassung der Ergebnisse von Löslichkeitsversuchen auf Basis verschiedener Extraktionsmitteln	266
Abbildung 175: Zusammenfassung der Ergebnisse von einjährigen Düngewirksamkeitsversuchen aus unterschiedlichen Quellen	267
Abbildung 176: Zusammenfassung der Ergebnisse von Löslichkeitsversuchen auf Basis verschiedener Extraktionsmitteln	268
Abbildung 177: Zusammenfassung Cd-Gehalte bezogen auf den Phosphorgehalt	269
Abbildung 178: Zusammenfassung Ergebnisse Schadeinheitenmodell zur vergleichenden Bewertung der Schwermetallgehalte der verschiedenen Endprodukte.....	270
Abbildung 179: Zusammenfassung Ergebnisse Referenzboden: Darstellung der Ausbringungshäufigkeit und limitierendes Element	271
Abbildung 180: Ergebnisse Referenzboden: Ausbringungshäufigkeit und Häufigkeit der Ausbringung in Relation zum Cd-Gehalt des Singlesuperphosphates (SSP).....	271
Abbildung 181: Zusammenfassung der Veränderung der treibhausrelevanten Emissionen (kg CO ₂ /(EW*a)) in Relation zum Referenzsystem.....	275
Abbildung 182: Zusammenfassung produktspezifische Emissionen (kg CO ₂ /kg P) gesamte Prozesskette.....	276
Abbildung 183: Zusammenfassung der Veränderung der Emissionen mit Versauerungspotential (g SO ₂ /(EW*a)) in Relation zum Referenzsystem	277
Abbildung 184: Zusammenfassung produktspezifische Emissionen (g SO ₂ /kg P) gesamte Prozesskette.....	277
Abbildung 185: Zusammenfassung der Veränderung der Emissionen mit Versauerungspotential (kWh/(EW*a)) in Relation zum Referenzsystem	278
Abbildung 186: Zusammenfassung produktspezifischer KEA (kWh/kg P) gesamte Prozesskette.....	278
Abbildung 187: Zusammenfassung Prioritätengruppe	280
Abbildung 188: Zusammenfassung Beobachtungsgruppe	283
Abbildung 189: Zusammenfassung Bio-P Gruppe Einsatz optional	285
Abbildung 190: Referenzsystem Abwasserreinigung und thermische Klärschlammbehandlung	295
Abbildung 191: Ergebnis Güterflussanalyse Referenzsystem	296
Abbildung 192: P-Stoffflussanalyse Referenzsystem	297
Abbildung 193: Energiebilanz Referenzsystem.....	297
Abbildung 194: Ergebnisse P- und Schwermetallpfad aus SFA für Referenzsystem.....	299
Abbildung 195: Zusammenfassung Ergebnis der ökologischen Bewertung Referenzsystem.....	300
Abbildung 196: Zusammenfassung der ökonomischen Bewertung Referenzsystem.....	300

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Gelöste und gebundene Phosphorverbindungen im Abwasser	35
Tabelle 2: Maximale P-Ablaufkonzentration in Abhängigkeit der Größenklasse der ARA.....	35
Tabelle 3: Klärschlamm Desintegrationsverfahren	41
Tabelle 4: Ausgewählte Nährstoffgehalte von Klärschlämmen (g/kg TS).....	44
Tabelle 5: (Schwer-) Metallgehalte von Klärschlämmen (g/kg TS).....	44
Tabelle 6: Organische Verunreinigungen - Konzentration und Herkunft	45
Tabelle 7: Hormonell wirksame Substanzen in entwässertem Klärschlamm (mg/kg TS).....	46
Tabelle 8: Gegenüberstellung der möglichen Einsatzorte von P-Rückgewinnungsverfahren in bzw. im Anschluss an kommunalen Kläranlagen	48
Tabelle 9: Übersicht Rückgewinnungsverfahren flüssige Phase	53
Tabelle 10: Übersicht Rückgewinnung Klärschlamm.....	56
Tabelle 11: Übersicht Rückgewinnung Klärschlammasche	59
Tabelle 12: Bewertung Zugang zu Informationen	60
Tabelle 13: Gewichtung Verfügbarkeit der Technologie	61
Tabelle 14: Gewichtung der Pflanzenverfügbarkeit	61
Tabelle 15: Bewertung Einhaltung der Grenzwerte Verunreinigungen.....	61
Tabelle 16: Bewertung der Wirtschaftlichkeit	62
Tabelle 17: Gewichtung der Kriterien	62
Tabelle 18: Bewertung der Verfahren nach den Auswahlkriterien.....	63
Tabelle 19: Finale Auswahl der zu bewertenden Rückgewinnungsverfahren	64
Tabelle 20: Kriterien zur technischen Bewertung von Rückgewinnungstechnologien.....	67
Tabelle 21: Definition Entwicklungsstand eines Rückgewinnungsverfahrens	68
Tabelle 22: Treibhaus- und Versauerungspotential ausgewählter Gase	72
Tabelle 23: Bewertung der Datengrundlage und deren Unsicherheit.....	77
Tabelle 24: Datengrundlagen Referenzkläranlage.....	79
Tabelle 25: Güterflüsse Referenzkläranlage (in m ³ /(EW*a) bzw. kg/(EW*a)).....	80
Tabelle 26: Transferkoeffizienten SM und org. Verunreinigungen Abwasserreinigung und Schlammbehandlung.....	81
Tabelle 27: Transferkoeffizienten SM und org. Verunreinigungen Detail Schlammbehandlung	81
Tabelle 28: Schwermetallgehalte und Gehalte org. Verunreinigungen des Referenzklärschlammes ..	82
Tabelle 29: Aufgliederung Energie Referenzkläranlage.....	82
Tabelle 30: Kostenaufgliederung Referenzkläranlage	82
Tabelle 31: Wirkungsgrade BHKW.....	83
Tabelle 32: Güterflüsse Monoverbrennung (kg/(EW*a)).....	85
Tabelle 33: Chemikalienbedarf Rauchgasreinigung	85
Tabelle 34: Ausgewählte direkte Luftemissionen Wirbelschichtfeuerung	86
Tabelle 35: Transferkoeffizienten SM und org. Verunreinigungen Monoverbrennung	87
Tabelle 36: P- und Schwermetallgehalte sowie Gehalte org. Verunreinigungen der monoverbrannten Referenzklärschlammasche	87

Tabelle 37: Weitere Nährstoffe monoverbrannten Klärschlammasche.....	87
Tabelle 38: Klärschlamm-und Einwohnerspezifische Kosten der Verbrennungsoptionen inkl. Ascheentsorgung.....	88
Tabelle 39: Transferkoeffizienten SM und org. Verunreinigungen Behandlung spezieller Reststoffe..	90
Tabelle 40: Transferkoeffizienten SM und org. Verunreinigungen für Reststoff und Untertagedeponierung.....	91
Tabelle 41: Referenzprozess Transport.....	92
Tabelle 42: Klärschlammaufkommen, Länderanteil und durchschnittliche Distanz zur nächsten Wirbelschichtfeuerungsanlagen	92
Tabelle 43: Unterteilung Distanz und Anteil des Klärschlamm.....	93
Tabelle 44: Transportdistanzen zu Klärschlamm bzw. Aschebehandlung, Verwertung oder Entsorgung	93
Tabelle 45: Berechnungsschema Transport	93
Tabelle 46: Substitution Gasemissionen Bereitstellung Energie [g/kWh]	94
Tabelle 47: Substitution Gasemissionen Bereitstellung Düngemittel [g/kg Nährelement]	94
Tabelle 48: Zusammenfassung ausgewählter Parameter Referenzsystem	94
Tabelle 49: Klassifizierung Sekundärprodukte	95
Tabelle 50: Bewertung der Löslichkeit der Sekundärprodukte.....	96
Tabelle 51: Bewertung der P-Aufnahme der Sekundärprodukte	97
Tabelle 52: Berechnung Schadeinheit am Beispiel handelsüblichen Mineraldünger (SSP).....	98
Tabelle 53: Ergebnis phosphorbezogenen Schadeinheit handelsüblichen Mineraldünger (SSP).....	98
Tabelle 54: Eigenschaften Boden für die Referenzbodenmethode.....	98
Tabelle 55: Hintergrundkonzentration Referenzbodenmethode	99
Tabelle 56: Schwermetallkonzentrationen Singlesuperphosphat	99
Tabelle 57: Auswertung Referenzbodenmethode (SM als kg SM/kg P).....	99
Tabelle 58: Theoretische Aufbringungsmenge Singlesuperphosphat (SM als mg/kg TS)	99
Tabelle 59: Qualitativer Hygieneparameter.....	100
Tabelle 60: Qualitativer Parameter organische Verunreinigungen	100
Tabelle 61: Qualitativer Parameter organische Verunreinigungen	101
Tabelle 62: Aufgliederung der Betriebskosten	103
Tabelle 63: Erlöse aus der Erzeugung elektrischer und thermischer Energie.....	104
Tabelle 64: Monetärer Wert Reinnährstoffe	105
Tabelle 65: Schema Berechnung Kapitalwertmethode	106
Tabelle 66: Zusammenfassung Kosten für Hilfsmittel, Rohstoffe, Entsorgung und Behandlung sowie Transport	108
Tabelle 67: Übersicht Bewertung der Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser und Ablauf	110
Tabelle 68: Übersichtstabelle Datengrundlage Rückgewinnungsverfahren Schlammwasser und Ablauf	111
Tabelle 69: Ergebnisse der Stoffflussanalysen P-Rückgewinnungspotential Verfahren Schlammwasser	113

Tabelle 70: Zusammenfassung Grundlagen Rückgewinnungsverfahren Schlammwasser/Ablauf	115
Tabelle 71: Entwicklungsstand und zukünftiges (Entwicklungs-)Potential.....	116
Tabelle 72: Zusammenfassung Bewertung Technologie Verfahren Schlammwasser/Ablauf	116
Tabelle 73: Grundlagen für die ganzheitliche Darstellung der ökologischen Bewertungskriterien	123
Tabelle 74: Zusammenfassung Bewertung Endprodukte Schlammwasser/Ablauf	134
Tabelle 75: Ökonomische Bewertung Verfahren und betrachtete Varianten.....	135
Tabelle 76: Zusammenfassung ganzheitliche Kostenrechnung.....	141
Tabelle 77: Zusammenfassung ökologische Bewertungskriterien.....	145
Tabelle 78: Zusammenfassende Darstellung der wesentlichen Bewertungskriterien Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser und Ablauf	147
Tabelle 79: Ansätze zur Entfernung der Schwermetalle, anfallende Reststoffe und Verbleib der Schwermetalle	154
Tabelle 80: Ergebnisse der Stoffflussanalysen: P-Rückgewinnungspotential Verfahren Faul- bzw. Klärschlamm für eine Referenzkläranlage mit 100.000 EW (gerundet).....	156
Tabelle 81: Zusammenfassung Grundlagen Rückgewinnungsverfahren Faul- und Klärschlamm (I).	157
Tabelle 82: Zusammenfassung Grundlagen Rückgewinnungsverfahren Faul- und Klärschlamm (II)	158
Tabelle 83: Entwicklungsstand und zukünftiges (Entwicklungs-)Potential.....	159
Tabelle 84: Zusammenfassung Bewertung Technologie Verfahren Faul- bzw. Klärschlamm	160
Tabelle 85: Schwefelsäurebedarf in Abhängigkeit vom pH-Wert bei der nasschemischen P-Rücklösung	160
Tabelle 86: Bedarf an Fällmitteln bzw. Komplexbildner zur Entfernung bzw. Komplexierung unerwünschter Störionen im Rückgewinnungsprozess	161
Tabelle 87: Zusammenfassung Ressourcenbedarf der nasschemischen Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm in mg/kg TS.....	161
Tabelle 88: Zusammenfassung Ressourcenbedarf der nassoxidativen Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm in mg/kg TS.....	161
Tabelle 89: Zusammenfassung Energiebedarf der Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm (kWh/kg TS).....	162
Tabelle 90: Grundlagen für die ganzheitliche Erfassung der ökologischen Bewertungskriterien	169
Tabelle 91: Zusammenfassung Bewertung Endprodukte Faul- und Klärschlamm	181
Tabelle 92: Ökonomische Bewertung Verfahren und Datengrundlage.....	182
Tabelle 93: Zusammenfassung ganzheitliche Kostenrechnung.....	189
Tabelle 94: Zusammenfassung ökologische Bewertungskriterien (GEMIS-Datenbank)	194
Tabelle 95: Zusammenfassung Kosten Rückgewinnungsverfahren (100.000 EW).....	195
Tabelle 96: Zusammenfassende Darstellung der wesentlichen Bewertungskriterien Rückgewinnungsverfahren aus dem Faul- bzw. Klärschlamm	196
Tabelle 97: Ansätze zur Entfernung der Schwermetalle, anfallende Reststoffe und Verbleib der Schwermetalle	202
Tabelle 98: Ergebnisse der Stoffflussanalysen P-Rückgewinnungspotential Verfahren Klärschlamm für eine Referenzkläranlage mit 100.000 EW	203
Tabelle 99: Zusammenfassung Grundlagen Rückgewinnungsverfahren Klärschlamm (I)	204

Tabelle 100: Zusammenfassung Grundlagen Rückgewinnungsverfahren Klärschlammasche (II)	205
Tabelle 101: Entwicklungsstand und zukünftiges (Entwicklungs-)Potential.....	206
Tabelle 102: Zusammenfassung Bewertung Technologie Verfahren Klärschlammasche	206
Tabelle 103: Säurebedarf in kg/kg Asche in Abhängigkeit des nasschemischen Verfahrens	207
Tabelle 104: Basenbedarf in kg/kg Asche und eingesetzte Fällmittel.....	207
Tabelle 105: Ressourcenbedarf für die verschiedenen Ash Dec® Szenarien	207
Tabelle 106: Elektrischer und Primärenergiebedarf für Rückgewinnungsverfahren aus der Asche...	208
Tabelle 107: Detaillierte Darstellung Entfrachtungsleistung Schwermetalle.....	211
Tabelle 108: Reststoffe und Abwässer der Rückgewinnungsprozesse aus dem Klärschlamm und mögliche Gutschriften.....	213
Tabelle 109: Grundlagen für die ganzheitliche ökologische Bewertung	218
Tabelle 110: Zusammenfassung Bewertung Endprodukte Faul- und Klärschlamm	232
Tabelle 111: Investitionskosten Rückgewinnungsverfahren Klärschlammasche.....	233
Tabelle 112: Wert Herstellerangaben im Vergleich zum monetären Wert.....	237
Tabelle 113: Zusammenfassung ganzheitliche Kostenrechnung.....	240
Tabelle 114: Zusammenfassung ökologische Bewertungskriterien.....	245
Tabelle 115: Zusammenfassung Kosten Rückgewinnungsverfahren.....	246
Tabelle 116: Zusammenfassende Darstellung der wesentlichen Bewertungskriterien Rückgewinnungsverfahren aus der Asche.....	247
Tabelle 117: Zusammenfassung der Ergebnisse der Stoffflussanalysen P-Rückgewinnungspotential alle Verfahren (gerundet) bezogen auf P-Input Referenzkläranlage	251
Tabelle 118: Gruppierung der Ausbaugrößen der kommunalen österreichischen Kläranlagen und Anteil an der tatsächlichen Belastung	252
Tabelle 119: Zusammenfassung der Annahmen zur Kostenberechnung über die gesamte Prozesskette Variante 1	258
Tabelle 120: Zusammenfassung der Annahmen zur Kostenberechnung über die gesamte Prozesskette Variante 2	260
Tabelle 121: Zusammenhang Rückgewinnungspotential und Schwermetallentfrachtung bei Verfahren aus der Klärschlammasche	262
Tabelle 122: Detaillierte Darstellung Entfrachtungsleistung Schwermetalle.....	263
Tabelle 123: Klassifizierung der Endprodukte.....	264
Tabelle 124: Zusammenstellung vorhandener Daten zu organischen Spurenstoffe in Endprodukten von P-Rückgewinnungsverfahren	273
Tabelle 125: Körnung und Erscheinungsbild der Endprodukte.....	273
Tabelle 126: Zusammenfassung Pro- und Contra Beobachtungsgruppe: Nasschemisches Mischverfahren RecoPhos®.....	281
Tabelle 127: Zusammenfassung Pro- und Contra Prioritätengruppe: Nasschemische Extraktionsverfahren Asche.....	281
Tabelle 128: Zusammenfassung Pro- und Contra Prioritätengruppe: Düngemittelindustrie	281
Tabelle 129: Zusammenfassung Pro- und Contra Prioritätengruppe: Thermochemische Ascheentfrachtung Ash Dec®	282

Tabelle 130: Zusammenfassung Pro- und Contra Beobachtungsgruppe: Thermoelektrisch Thermphos®.....	284
Tabelle 131: Zusammenfassung Pro- und Contra Beobachtungsgruppe: Metallurgisch MEPHREC®	284
Tabelle 132: Zusammenfassung Pro- und Contra keine Gruppenzuordnung: REM-NUT®	287
Tabelle 133: Zusammenfassung Pro- und Contra keine Gruppenzuordnung: nasschemische Verfahren Klärschlamm	287
Tabelle 134: Zusammenfassung Pro- und Contra keine Gruppenzuordnung: Aqua Reci®	287
Tabelle 135: Zusammenfassung Pro- und Contra Beobachtungsgruppe: Nassoxydation PHOXNAN	288
Tabelle 136: Zusammenfassung Pro- und Contra keine Gruppenzuordnung: Aqua Reci®	288
Tabelle 137: Rückgewinnungsverfahren ohne Erkennbares zukünftiges Potential	288
Tabelle 138: Systeminterne Flüsse und Hilfsmittel (Sachbilanz)	296
Tabelle 139: Energieerträge Referenzsystem	297
Tabelle 140: Zusammenfassung der Transportparameter und Emissionen für Referenzsystem.....	298
Tabelle 141: Zusammenfassung der gasförmigen Emissionen Referenzsystem	298
Tabelle 142: Zusammenfassung direkte und indirekte Emissionen Gewässer und Luft aus Referenzsystem.....	299
Tabelle 143: Zusammenfassung kumulierter Energieaufwand [kWh/(EW*a)] Referenzsystem.....	299
Tabelle 144: Zusammenfassung Kosten Referenzsystem.....	300

Abkürzungsverzeichnis

/(EW*a)	pro Einwohnerwert und Jahr
/kg P _{rückg.}	pro kg rückgewonnenen Phosphor
CaP	Calciumphosphat
CSB	Chemisch-biologischer Sauerstoffbedarf
EW	Einwohnerwert
E	Einwohner
FS	Feuchtsubstanz
KS	Klärschlamm
MAP	Magnesiumammoniumphosphat
NPK	Stickstoff-Phosphor-Kalium-Dünger
P	Phosphor (elementar)
PO ₄ ³⁻	Orthophosphat
P ₂ O ₅	Phosphorpentoxid (1 kg P ₂ O ₅ = 0,436 kg P)
SE	Schadeinheit
SSP	Singlesuperphosphat
TS	Trockensubstanz
TK	Transferkoeffizienten
TSP	Triplesuperphosphat

Einheiten

kWh	Kilowattstunden (=3,6 MJ)
MJ	Megajoule (=0,28 kWh)
L	Liter
t	Tonnen (10 ⁶ g)
kg	Kilogramm (10 ³ g)
g	Gramm (10 ⁰)
mg	Milligramm (10 ⁻³ g)
µg	Mikrogramm (10 ⁻⁶ g)
ng	Nanogramm (10 ⁻⁹ g)

Vorbemerkung

Die in der Studie verwendeten maskulinen oder femininen Diktionen dienen der leichteren Lesbarkeit und sind sinngemäß immer auch für das jeweils andere Geschlecht gültig.

1 Anlass, Ziel und Abgrenzung der Studie

Eine Rückführung des Phosphors (P) über eine direkte Verwertung des bei der Abwasserreinigung anfallenden Klärschlammes findet aufgrund möglicher Umweltrisiken (Schwermetalle, organische Spurenstoffe und pathogene Keime) vielfach keine Akzeptanz. Bei großen Kläranlagen können mit der Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft auch die hohen Anforderungen an die Entsorgungssicherheit nicht wirtschaftlich erfüllt werden. Daher wurden und werden derzeit eine Vielzahl von Verfahren entwickelt, die zum Ziel haben, abwasserbürtigen P in relativ reiner Form wiederzugewinnen. Es werden dabei unterschiedlichste Ansätze gewählt, die einerseits von nasschemischen zu thermochemischen Verfahren reichen und andererseits durch Kristallisation oder Fällung den P aus der wässrigen bzw. der Schlammphase oder der Asche zu gewinnen versuchen. Daten zu diesen Verfahren liegen in unterschiedlicher Qualität und Form teilweise öffentlich oder nicht öffentlich vor. Auf Basis von Recherchen, Anlagenbesichtigungen und damit dem direkten Kontakt zu Betreibern und Entwicklern soll der Wissenstand und damit die Datengrundlage so weit verbessert werden, dass eine Vergleichbarkeit der Verfahren möglich ist. Dies umfasst sowohl das technische Verständnis als auch verlässliche Stoff-, Güter- und Energiebilanzen. Bisher ist es für den Gesetzgeber nicht einfach, fundierte Vorgaben für den zukünftigen Umgang mit P zu erarbeiten, da nicht klar ist, welche Technologien mit welcher Leistungsfähigkeit hinsichtlich P-Wiedergewinnung, Schadstoffentfrachtung und -zerstörung als auch Energieausbeute zur Verfügung stehen und wie die gesicherte Entsorgung der Reststoffe erfolgen wird.

Projektziele

Ziel des Projektes ist es die Grundlagen zu schaffen, an denen sich ein optimiertes österreichweites Phosphormanagement orientieren kann. Insbesondere soll der Schwerpunkt auf der Entwicklung einer methodischen Vorgehensweise zur technisch-naturwissenschaftlichen Bewertung von Verfahren zur P-Rückgewinnung in einem Bewilligungsverfahren geschaffen werden. Zu diesem Zweck sollen folgende Fragestellungen behandelt werden:

- Darstellung der Bedeutung des abwasserbürtigen Phosphors im nationalen Zusammenhang (Erstellen einer detaillierten nationalen P-Bilanz)
- Entwicklung einer problem- und standortbezogenen Methodik zur technischen, ökologischen und ökonomischen Bewertung von Verfahren zur Gewinnung des Phosphors aus dem Abwasser samt der Anpassung der P-Entfernung aus dem Abwasser und der gesicherten Entsorgung der Reststoffe
- Definition jener technisch-naturwissenschaftlichen und ökonomischen Informationen, die vorliegen müssen, um eine Bewertung der Verfahren durchführen zu können
- Erhebung der notwendigen Informationen und Daten (Sachbilanz) zur Bewertung der Verfahren
- Anwendung der entwickelten Methodik für konkrete Verfahren und zusätzliche ökonomische Bewertung dieser Verfahren



Im Rahmen der Erfassung der P-Flüsse in Österreich und damit der Darstellung des Stellenwertes des Abwassers am österreichischen P-Haushalt wurde eine detaillierte P-Bilanz erarbeitet, die aufgrund ihres Umfangs aus dieser Studie ausgegliedert und als eigenständiger Bericht veröffentlicht wird („P-Bilanz Österreich, Grundlage für ein nachhaltiges Phosphormanagement–gegenwärtige Situation und zukünftige Entwicklung“).

Zusätzlich wurde aufgrund unzureichender Daten ein nasschemisches Verfahren mit Komplexierung der Schwermetalle zur Rückgewinnung von P aus dem Klärschlamm untersucht. Der Fokus lag dabei auf dem Verhalten der Schwermetalle im Rückgewinnungsprozess und die möglichen Auswirkungen einer Rückführung des anfallenden schwermetallhaltigen Überstandes auf eine Kläranlage. Dazu wurden über einen Zeitraum von knapp 1 ½ Jahren eine Kläranlage im Labormaßstab betrieben und die Überstände aus dem Rückgewinnungsprozess zurück in die Kläranlage geführt. Die Ergebnisse fließen generell in die Bewertung der nasschemischen Verfahren und speziell in die Bewertung des Stuttgarter Verfahrens mit ein. Ein technischer Bericht wird sowohl auf der Homepage des Lebensministeriums (www.lebensministerium.at) als auch der Homepage des Instituts für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft online verfügbar sein (<http://iwr.tuwien.ac.at>).

Mit dem Ziel der Schaffung der technischen, ökologischen und ökonomischen Grundlagen für die ausgewählten Rückgewinnungsverfahren wird für jedes Verfahren mit Ausnahme des LEACHPHOS®-Verfahrens (Daten erst kurz vor Fertigstellung des Berichtes erhalten) ein getrennter Bericht mit detaillierter Beschreibung der technischen Grundlagen, der verwendeten Datengrundlage und den Ergebnissen der verschiedenen Bewertungskriterien verfasst. Diese Verfahrensberichte werden ebenfalls online verfügbar sein.

2 Einführung Thematik Phosphor

»Lebewesen können sich vermehren, bis der Phosphor vollständig verbraucht ist. Unerbittlich kommt dann das Ende, und niemand kann es verhindern«

»Wir können Kohle durch Kernkraft ersetzen, Holz durch Kunststoffe, Fleisch durch Hefe, Freundlichkeit durch Isolation—aber für Phosphor gibt es keinen Ersatz«

Isaac Asimov (Biochemiker, 1959)

Phosphor ist ein essentieller und gleichzeitig nicht substituierbarer Nährstoff für alle Lebewesen und ein Schlüsselement in zahlreichen physiologischen und biochemischen Prozessen. Beispielhaft ist P ein wichtiger Bestandteil der DNA bzw. RNA, spielt beim Energiestoffwechsel in Form von Adenosintriphosphat (ATP) eine bedeutende Rolle, dient als pH-Puffer im Blut und ist Hauptbestandteil der Knochen und Zähne in Form von Hydroxylapatit ($(\text{Ca}_5\text{PO}_4)_3\text{OH}$). Die empfohlene Tagesdosis für den Menschen liegt bei rund 0,6–0,7 g. Überschüssiger Phosphor wird über Urin und Fäzes ausgeschieden. Als problematisch ist Phosphor hinsichtlich der Gewässer, im speziellen in Fließgewässern und Seen, anzusehen. P ist dort zumeist das limitierende Element für das Pflanzenwachstum (z.B. Algen). Zu hohe Einträge führen zur Eutrophierung der betroffenen Gewässer und schließlich zu erhöhtem Algenwachstum. Anthropogene Einflüsse sind z.B. durch ungereinigte Abwässer oder Dünger- und Bodeneintrag aus landwirtschaftlichen Flächen zu beobachten. Punktuelle Emissionen können durch die Errichtung von Kläranlagen mit gezielter P-Elimination reduziert werden. Ein Großteil des im Abwasser enthaltenen Phosphor wird dabei über biologische sowie chemisch-physikalische Prozesse über den Klärschlamm entfernt. Diffuse Emissionen aus der Landwirtschaft können durch geeignete Bewirtschaftungsmethoden und gezielte Erosionsschutzmaßnahmen reduziert werden (Schröder et al., 2011).

2.1 Natürlicher P-Bedarf

Der für Pflanzen und damit in der Nahrungsmittelproduktion notwendige Phosphor entstammt ursprünglich aus der Gesteinsverwitterung (z.B. Apatitgesteine). In einem natürlichen System gelangen die P-haltigen Ausscheidungen von Lebewesen bzw. abgestorbene Pflanzen zurück auf den Boden und stehen nach verschiedenen Abbauprozessen wieder als Nährstoffe zur Verfügung. Der Austrag von Phosphor aus dem Boden erfolgt über Erosionsprozesse. Historisch betrachtet wurden auch die menschlichen Ausscheidungen aufgrund der lokalen Produktion und des Konsums im Kreislauf geführt. Mit der Sesshaftwerdung des Menschen, dem damit verbundenen Trend der Urbanisierung und im Besonderen der Einführung und Entwicklung der Abwassersentsorgung sowie der Abfallwirtschaft wurde der P-Kreislauf fundamental verändert (Ashley et al., 2011). Ein Großteil der menschlichen P-haltigen Ausscheidungen, aber teilweise auch Abfälle pflanzlicher und tierischer Herkunft stehen der Nahrungsmittelproduktion nicht mehr zur Verfügung. Letzte Senke ist in diesem Fall die Abfallwirtschaft (z.B. Deponie). Zu P-Verlusten aus der Landwirtschaft in die Gewässer kommt es durch Erosion und Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden. Vor allem bei Böden mit hohen P-Gehalten, steilem Hanggefälle und geringer Pflanzenbedeckung (Ackerflächen) ist mit erhöhten Verlusten zu rechnen. Für die Nahrungsmittelproduktion in der Landwirtschaft wird Phosphor in Form von organischen (z.B. Gülle) und mineralischen Düngern aufgebracht. Während die



Güllennutzung Teil des landwirtschaftlichen Stoffkreislaufes ist, dienen Mineraldünger dazu, Verluste von P aus dem System Landwirtschaft wieder auszugleichen. Gerade im Hinblick auf mineralische Dünger verfügt Österreich, wie alle europäischen Länder, mit Ausnahme von Finnland mit überschaubaren Lagerstätten, über keine nennenswerten mineralischen P-Lagerstätten, weshalb der Bedarf an Phosphaterzen bzw. phosphorhaltigen Mineraldüngern zu 100 % durch Importe gedeckt wird. Darüber hinaus wird Phosphor auch in großem Ausmaß über Futtermittel nach Europa bzw. Österreich importiert (siehe P-Bilanz Österreich). Daraus folgt eine Abhängigkeit von den globalen P-Märkten und den phosphorexportierenden Ländern. Die zukünftigen Herausforderungen zur Sicherung der P-Versorgung und die unmittelbar damit verbundene Sicherstellung der Ernährung sind vielfältig.

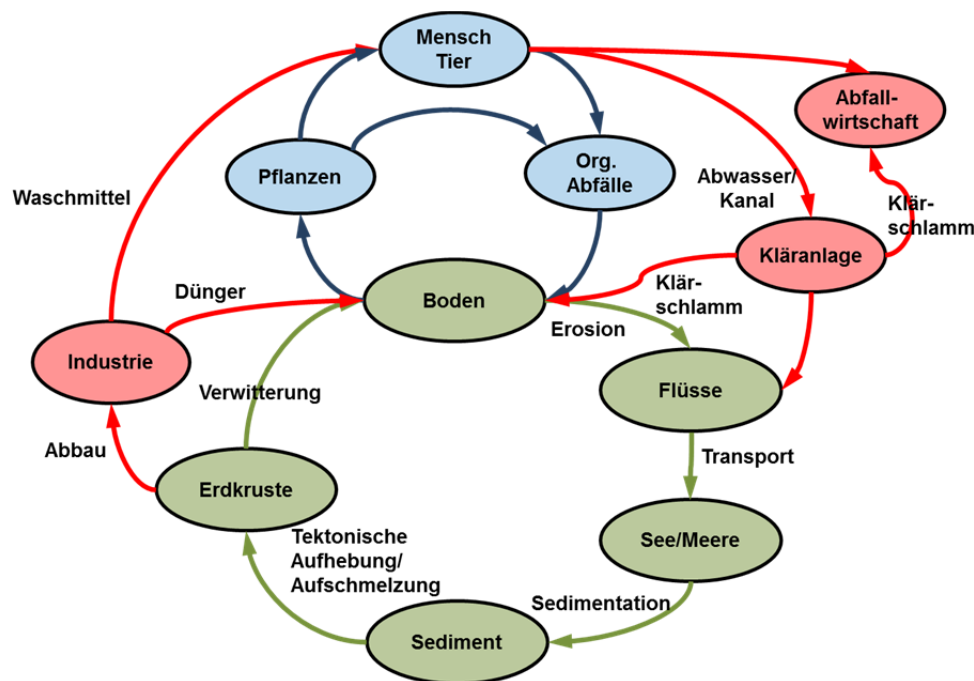


Abbildung 1: Phosphorkreislauf natürlich (grün), historisch betrachtet (blau), aktuell (rot)

2.2 Zukünftige Herausforderungen

Ein bedeutender Anteil der weltweit hohen Ernteerträge und parallel dazu die Grundlagen zur Ernährung der Weltbevölkerung sind auf den Einsatz von phosphorhaltigen mineralischen Düngern zurückzuführen. Angesichts der dominanten Rolle phosphorhaltiger Mineraldünger am globalen Gesamtphosphorangebot (80–90 % des abgebauten Erzes wird für die Düngemittelproduktion eingesetzt (Johnston, 2000)) ist es offensichtlich, dass die zukünftige Nachfrage nach P vor allem durch die Entwicklungen im Bereich der Landwirtschaft geprägt sein wird. Seit den 60er Jahren steigt der P-Verbrauch, mit Ausnahme des Einbruchs Ende der 80er Jahre mit dem Zusammenbruch der Sowjetunion, stetig an (Abbildung 2) (IFA, 2011; Cordell et al., 2011; Cordell et al., 2009). Die Entwicklung der Landwirtschaft wiederum wird einerseits durch das prognostizierte Bevölkerungswachstum (UN, 2008) und andererseits durch Veränderungen der Ernährungsgewohnheiten infolge der stetigen Verbesserung des Lebensstandards in Schwellen- und Entwicklungsländern angetrieben. Während der Verbrauch an P-haltigen Mineraldüngern in vielen wirtschaftlich hoch entwickelten Ländern wie z.B. in Österreich seit Jahren tendenziell abnimmt (Abbildung 9), sind in anderen Teilen der Welt steigende P-Verbräuche zu beobachten (IFA, 2011).

Insgesamt steigt damit der P-Bedarf in der Landwirtschaft. Eine Tendenz, die sich in den nächsten Jahrzehnten voraussichtlich fortsetzen wird. Prognosen für das Jahr 2050 gehen von einer jährlichen Produktion von ~260 Mio. t Rohphosphat bzw. Phosphaterz aus. Das entspricht einem jährlichen Nachfragewachstum von 1–1,5 % (FAO, 2000). Allerdings steht der prognostizierten steigenden Nachfrage eine erschöpfliche, im Sinne einer Endlichkeit der Lagerstätten, Ressource gegenüber.

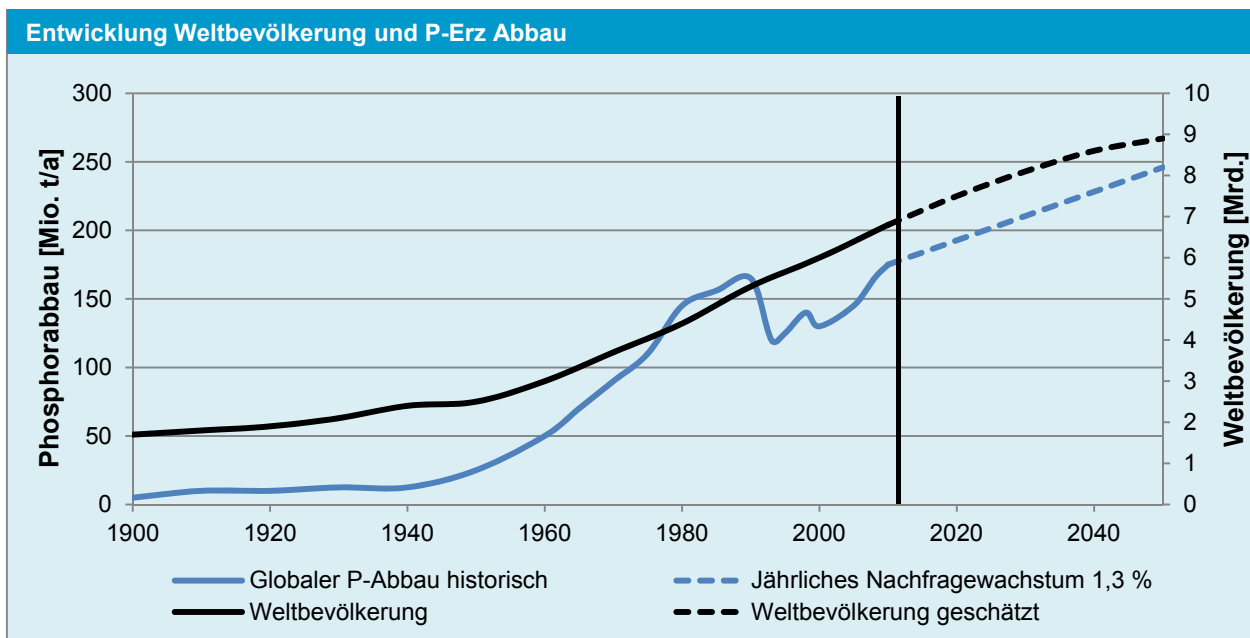


Abbildung 2: Historischer P-Erzabbau und Bevölkerungsentwicklung sowie Prognosen

2.2.1 Endlichkeit

P-Erz kann mit verschiedenen Methoden gewonnen werden. Als wirtschaftlich abbauwürdig wird Phosphaterz gegenwärtig bei Kosten von 35–40 \$/t betrachtet. Bis vor wenigen Jahren lagen die Abschätzungen zu den wirtschaftlich abbauwürdigen P-Reserven zwischen 11 und 16 Mrd. t (USGS, 2010; Wagner, 2005; Smil, 2000). Neue Technologien und Verfahren und/oder Preisveränderungen an den Rohstoffmärkten lassen die damals nicht abbauwürdigen Reserven als abbauwürdig erscheinen. Hohe Rohstoffpreise fördern Neuexplorationen und die Ausbeutung bisher wirtschaftlich nicht abbauwürdiger Lagerstätten. Aufgrund neuer Explorationen sowie Neubewertung von vormals marginal bzw. semi-marginal abbauwürdigen Lagerstätten zu abbauwürdigen Reserven in Marokko, Syrien, Brasilien und Australien stiegen die Reserven innerhalb von zwei Jahren von 5,7 Mrd. t auf ~60 Mrd. t (USGS, 2012, IFDC, 2011; USGS; 2010) (Abbildung 3). Im Vergleich dazu werden jährlich ca. 200 Mio. t P-Erz abgebaut. Der Hauptanteil der weltweiten P-Erz Produktion konzentriert sich derzeit auf China, Marokko und die U.S.A. (Tabelle 4).

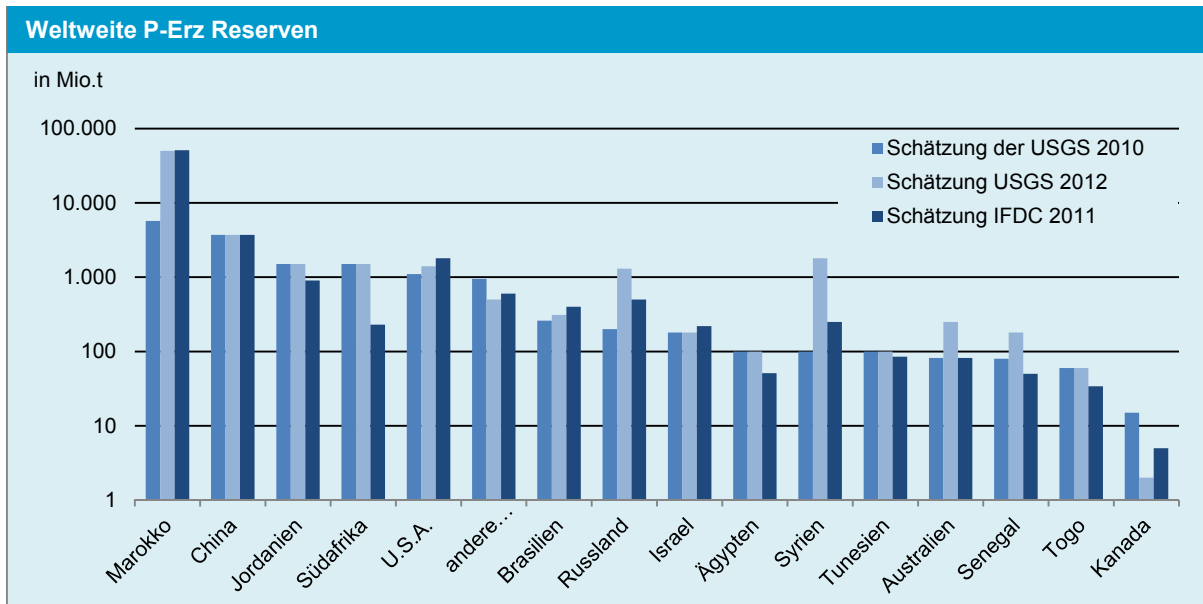


Abbildung 3: Weltweite P-Erz Reserven in Mio.t (Logarithmische Darstellung)

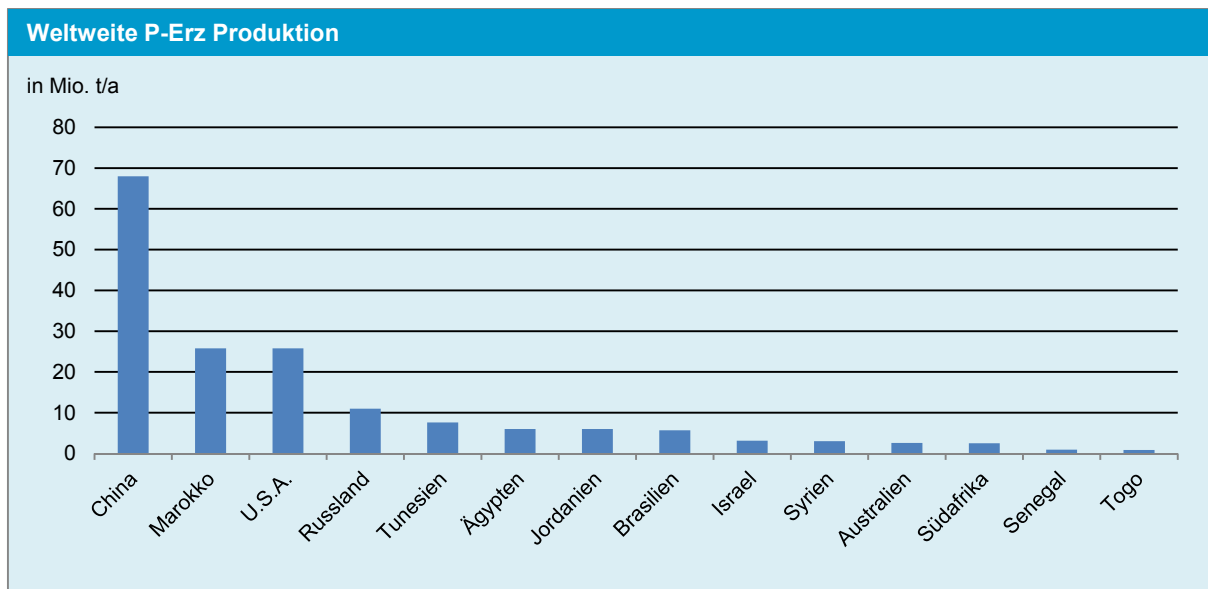


Abbildung 4: Weltweiter P-Erz Abbau in Mio. t/a

2.2.1.1 Statische Lebensdauer

Im Zusammenhang mit der Endlichkeit verschiedener Ressourcen wird häufig der Begriff statische Lebensdauer bzw. Reichweite als Kennzahl für die Erschöpfbarkeit einer Ressource genannt. Die Aussage(kraft) dieser Kennzahl ist jedoch gering. Sie gibt lediglich die Zeitspanne für nicht erneuerbare Rohstoffe an, die sich aus dem gegenwärtigen Abbau und den derzeit wirtschaftlich abbauwürdigen Reserven errechnet. Sie kann als Maßzahl für den Erkundungs- und Innovationsbedarf gesehen werden.

$$\text{Statische Lebensdauer} = \frac{\text{abbauwürdige Reserven}}{\text{gegenwärtigen Abbau}}$$

Die statische Lebensdauer als eine dynamische Kennzahl wird jedoch stark von zahlreichen Faktoren wie z.B. Erschließung neuer Lagerstätten, Preisentwicklung der Rohstoffe, neue technologische Entwicklungen und geopolitischer Situationen beeinflusst. Verdeutlicht wird diese Dynamik am Beispiel der Neuexploration

und Neubewertung von Lagerstätten in Marokko im Jahr 2010. Entgegen der Berechnungen einer möglichen Verknappung in 90 Jahren im Jahr 2010 kann derzeit mit einer statischen Lebensdauer von über 300 Jahren gerechnet werden.

2.2.1.2 Phosphor-Peak

Neben der statischen Reichweite wird in der öffentlichen Diskussion häufig der sogenannte "Phosphor-Peak", ähnlich dem „Öl-Peak“, zitiert. Der P-Peak beschreibt die maximale Abbauleistung der weltweiten Phosphorproduktion (Cordell et al., 2009). Berechnet wurde der P-Peak nach dem geschätzten P-Gehalt in den P-Erz Reserven und der kumulierten P-Produktion zwischen 1900 und 2007. Im Anschluss an den Peak sinkt der jährliche P-Erz Abbau. Der Peak wurde für das Jahr 2035 prognostiziert. Aktuellste Zahlen zu den P-Reserven zeigen jedoch, dass diese Prognose, gleich wie die statistische Lebensdauer von mehreren Faktoren beeinflusst wird und damit die Aussagekraft beschränkt ist. Mit den z.B. neu entdeckten Lagerstätten in Marokko wurde dieser Peak deutlich nach hinten verschoben. Eine andere Theorie geht davon aus, dass aufgrund der Relation von Bevölkerung, Getreideproduktion und Düngemittleinsatz um das Jahr 2050 der maximale P-Erz Abbau erreicht wird, aber im Gegensatz zur Peak-Kurve auf gleich hohem Niveau verbleibt (Mew, o.J.) (Abbildung 5).

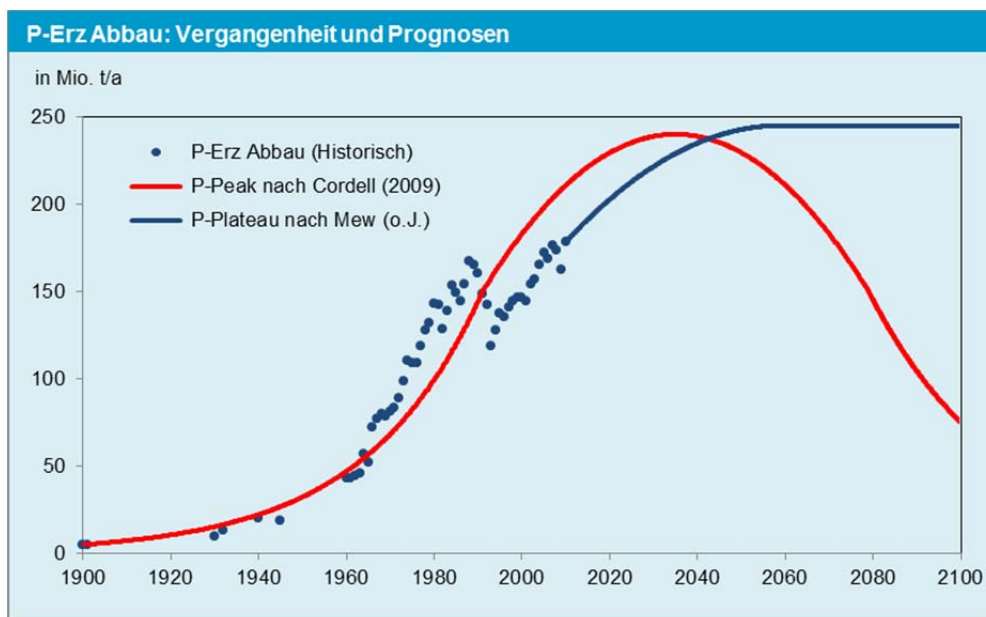


Abbildung 5: P-Peak und P-Plateau

2.2.2 Ungleiche Verteilung

Abbildung 3 verdeutlicht neben den derzeit vorhandenen Lagerstätten die ungleiche globale Verteilung der Ressource P. Fünf Länder kontrollieren über 95 % der weltweiten P-Lagerstätten. Aus der ungleichen Verteilung ergeben sich geopolitische und ökonomische Machtverhältnisse und Spannungen. Zudem liegen Lagerstätten teilweise in politisch instabilen Regionen (Marokko/Westsahara). Aus Sicht der Industrienationen wird die Sicherung des Zugangs zu Rohstoffen meist über diplomatische Wege, im Extremfall aber auch durch militärische Intervention erreicht. Gleichzeitig sind häufig Ausbeutung und Menschenrechtsverletzungen bei der Rohstoffförderung in politisch instabilen Ländern zu beobachten.

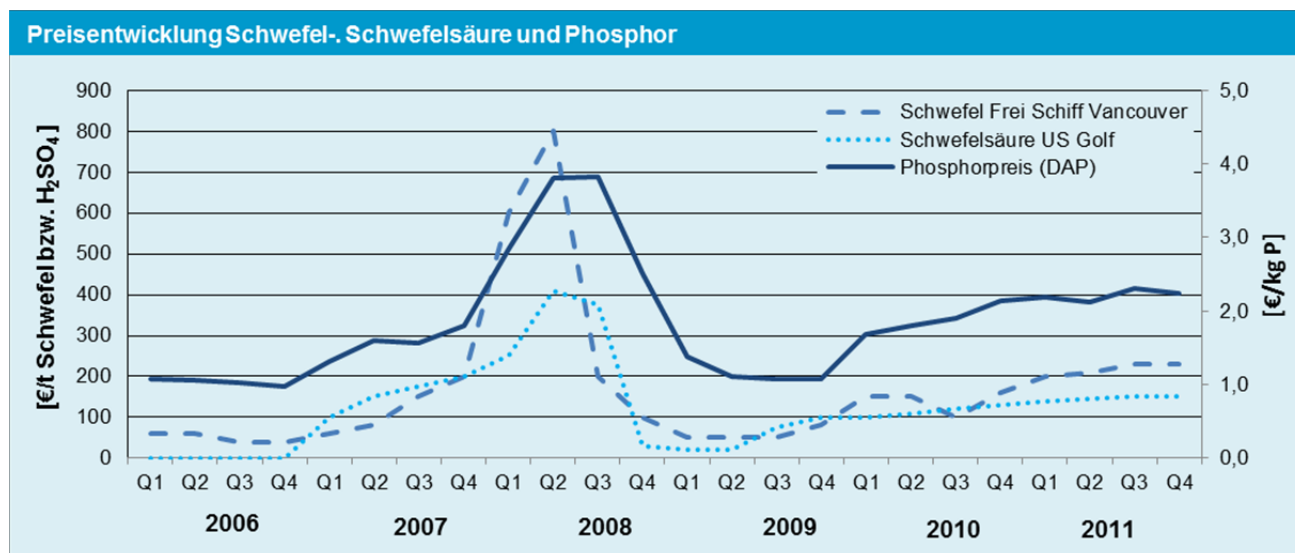


2.2.3 Qualität der Lagerstätten

Rund 16 Elemente mit potentieller Gesundheitsgefährdung sind im Zusammenhang mit Phosphaterzen und in weiterer Folge den Mineraldüngerendprodukten bekannt. Im Vergleich zu normalem Gestein bzw. Erzen werden insbesondere As, Cd, Cr, Se, Hg, V und U als potentiell gefährlich eingestuft. Die größten Bedenken gehen derzeit von Cadmium und Uran aus (Van Kauwenbergh, 2002). Generell gilt, je geringer die Konzentration an Phosphor im Erz ist, desto höher ist der Anteil der unerwünschten, aber häufig im Phosphaterz auftretenden Schwermetalle (Silva, et al., 2010; BUWAL, 1991). Gleichzeitig steigt der Energie- und Chemikalieneinsatz, um einerseits die gleiche Menge Phosphor zu gewinnen und andererseits die Produkte von unerwünschten Verunreinigungen zu entfrachten, an. Aus wirtschaftlichen Gründen wurden bisher vorzugsweise Lagerstätten mit hohen P- und geringen Schadstoffgehalten ausgebeutet. Damit ist gegenwärtig keine Entfrachtung erforderlich. Hinsichtlich höherer Schadstoffgehalte im Erz in Zukunft und gleichbleibender Grenzwerte für mineralische Düngemittel werden die zusätzlichen erforderlichen verfahrenstechnischen Aufwände Einfluss auf den P-Preis haben.

2.2.4 Verfügbarkeit Schwefelsäure und Energie

Abbau und Aufbereitung von P-Erz aus Lagerstätten erfordern den Einsatz von energieintensiven Maschinen und Prozessen. Das bedeutet, dass der P-Preis stark von den Kosten für Treibstoff und elektrischer Energie abhängig ist. Das aufbereitete P-Erz kann anschließend mittels zwei verschiedener Verfahren weiterverarbeitet werden. Beim nasschemischen Verfahren wird P aus dem aufbereiteten Erz mittels eines sauren Aufschlusses (Schwefelsäure (H_2SO_4)) aufgeschlossen und damit wasserlöslich und in weiterer Folge pflanzenverfügbar gemacht. Dieser Prozess wird hauptsächlich in der Düngemittelerzeugung eingesetzt (Wiesenberger, 2002). Beim elektrothermischen Verfahren wird elektrische Energie zur P-Erz Schmelze benötigt. Endprodukt ist reines P_4 (Schipper et al., 2001). Die Kosten für beide Verfahren sind einerseits vom Schwefelsäurepreis und andererseits von den Energiepreisen abhängig. Speziell beim Schwefelsäurepreis konnte in den letzten Jahren eine deutliche Korrelation zu den P-Düngerpreisen (DAP: Diammoniumphosphat) festgestellt werden (ICIS, 2012) (Abbildung 6).



Anmerkung: Schwefel Frei Schiff Vancouver und Schwefelsäure US Golf = Markpreise Schwefel bzw. Schwefelsäure; DAP = Diammoniumphosphat (handesübliches Düngemittel)

Abbildung 6: Preisentwicklung Schwefel (S), Schwefelsäure (H₂SO₄) und Phosphor (P)

2.2.5 Preisentwicklung

Preisentwicklungen an Rohstoffbörsen resultieren aus komplexen Zusammenhängen vieler verschiedener Faktoren. Neben den genannten Faktoren wie steigende P-Nachfrage, Abnahme der Lagerstättenqualität und Preisschwankungen von notwendigen Rohstoffen zur Weiterverarbeitung der P-Erze gehen weitere Aspekte in die Preisentwicklung ein:

- **Rohstoffspekulation**

Phosphaterze und deren Folgeprodukte werden an Rohstoffbörsen gehandelt und sind deshalb Spekulationen ausgesetzt. Das heißt, dass auch ohne Veränderung der Produktionsleistung oder Nachfrageveränderungen starke Preisschwankungen auftreten können. Grund für den Preissprung für Phosphor im Jahr 2008 könnten auch eine veränderte Anlagestrategie aufgrund der Situation an den Finanzmärkten gewesen sein.

- **Zölle**

Eine Erhöhung der Ausfuhrzölle z.B. zum Schutz der eigenen Ressourcen kann Grund für eine Preiserhöhung sein. Für Phosphor aus China müssen rund 70 % Zoll entrichtet werden (Tagesspiegel, 2012). In Anbetracht der Bedeutung Chinas an der derzeitigen weltweiten P-Erz Produktion haben chinesische Ausfuhrzölle großen Einfluss auf den Weltmarktpreis.

Des Weiteren haben auch die Transportkosten (Überseetransporte, Verteilung) und eine veränderte gesamtwirtschaftliche Situation Einfluss auf den Preis. Aus einem Zusammenspiel dieser Faktoren haben sich die Preise für Phosphor im Jahr 2008 nahezu vervierfacht. Bereits ein Jahr später erreichten die Preise ein ähnliches Niveau wie in den Jahrzehnten davor, um sich dann wieder auf einem höheren Niveau einzupendeln (2010–2013). Aktuell kostet ein Kilogramm Phosphor rund das Doppelte im Vergleich zu vor 7 Jahren. Abbildung 7 stellt die P-Preisentwicklung auf Basis verschiedener Mineraldüngerprodukte und Rohphosphat dar (World Bank, 2013).

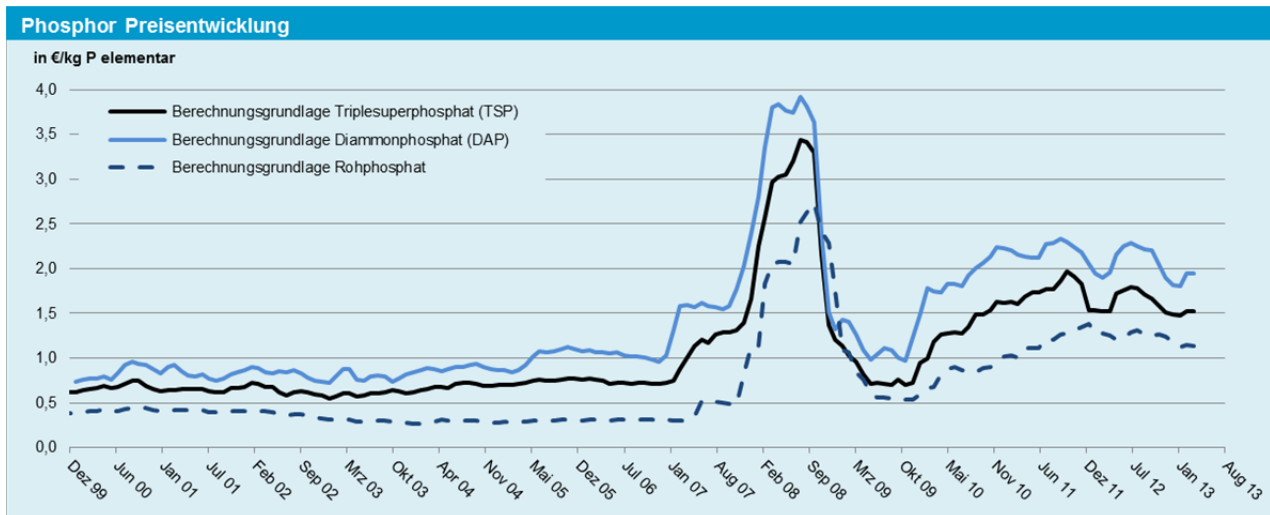


Abbildung 7: Errechnete Phosphor Preisentwicklung auf Basis verschiedener Mineraldüngerprodukte (TSP und DAP) sowie Rohphosphat

2.2.6 Umweltauswirkungen

Beim bergmännischen Abbau von Ressourcen, so auch beim Phosphaterzabbau, werden weitreichende Naturflächen beansprucht und zerstört (UNEP, 2001). Für die Erzeugung von einem Kilogramm Phosphor werden, abhängig von der Konzentration im Gestein, 7–10 kg Phosphaterz abgebaut. Abbau, Anreicherung und Trocknung sind energieintensive Prozesse, die umgerechnet auf ein Kilogramm Phosphor 1,2–2,3 kWh Energie (fossil und elektrisch) beanspruchen (Silva und Kulay, 2003; Patyk und Reinhardt, 1997). Das aufbereitete Phosphaterz wird anschließend per Schiff und LKW global verteilt.

Bei der nasschemischen Düngemittelherstellung fallen als Reststoff pro kg P zwischen 4–6 kg Phosphorgips an. Phosphorerz enthält neben dem Phosphor auch eine Vielzahl unerwünschter Schwermetalle (Cd, Cr) und Radionuklide wie z.B. Uran oder Radium (EPA, 2013). Diese sind zum einem im Produkt als auch im Phosphorgips nachweisbar, welcher obertägig auf Halden abgelagert wird (Abbildung 8).



Abbildung 8: Phosphorgipshalde (links) und obertägiger Phosphaterzabbau (rechts)

2.2.7 Soziale Gerechtigkeit: Verantwortung gegenüber Entwicklungsländern

Mit ihrer wirtschaftlichen Vormachtstellung, oftmals durch Ausbeutung ärmerer Länder erreicht, tragen Industrieländer eine Verantwortung gegenüber Entwicklungsländern. Im Fall einer möglichen Verknappung und Preissteigerung ist es den reichen Ländern vorbehalten, die teuren Dünger einzukaufen. Reiche Länder

könnten dieser Tendenz entgegensteuern und mit deren Wohlstand auch technisch aufwändigere Verfahren entwickeln und aus potentiellen Stoffflüssen eigene Düngemittel erzeugen. Folglich sinkt die Nachfrage aus den Industrieländern und damit auch der Preis auf den Weltmärkten. Phosphor steht damit anderen, weniger entwickelten Ländern zu „erschwinglichen“ Preisen zur Verfügung.

2.2.8 Situation in Österreich

Österreich besitzt keine abbauwürdigen P-Lagerstätten und ist daher zur Deckung des jährlichen Düngemittelbedarfs vollständig auf P-Erzimporte bzw. P-Mineraldüngerimporte angewiesen. Im Wirtschaftsjahr 2011/12 wurden in Österreich rund 11.400 t Phosphor, gerechnet als Reinnährstoff, abgesetzt (Grüner Bericht, 2013). Pro Einwohner entspricht dies rund 1,4 kg P/Jahr. Im Vergleich zu Mitte der 90er Jahren kann tendenziell eine Abnahme des P-Absatzes beobachtet werden. Infolge der massiven Preiserhöhungen 2008 brach der Düngerabsatz auf unter 8.000 t P/a ein, wobei mit dem Rückgang der Preise auch wieder ein Anstieg des Düngemittelabsatzes zu beobachten war (Abbildung 9). Allerdings befindet sich das derzeitige Absatzniveau auf deutlich tieferem Niveau als vor 2008.

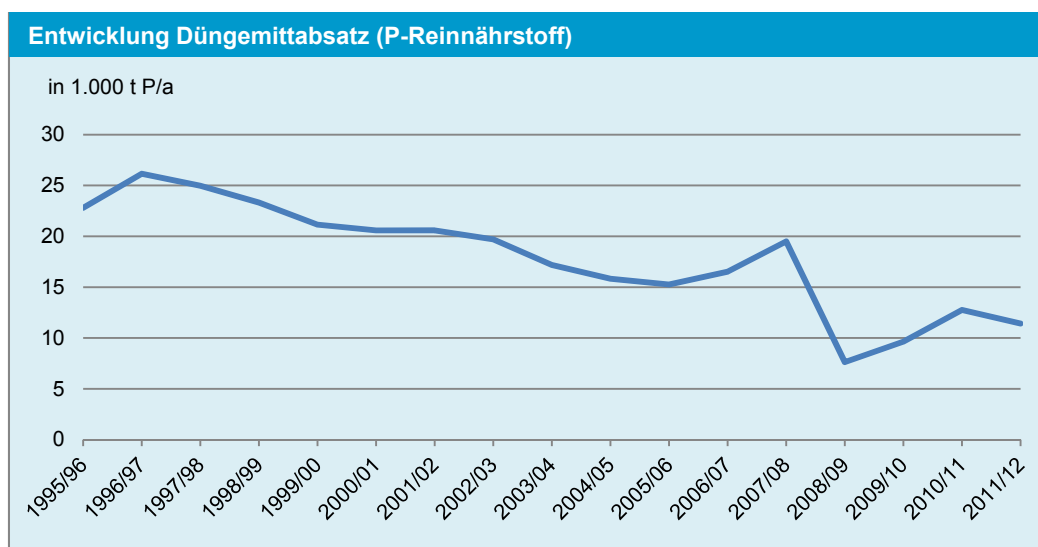


Abbildung 9: Entwicklung Düngemittelabsatz P Reinnährstoff in Österreich

In Österreich werden an zwei Standorten phosphorhaltige Düngemittel hergestellt:

- **Donauchemie AG (Pischelsdorf/Niederösterreich)**

Herstellung von Single- und Tripelsuperphosphaten, Rohphosphaten zur Düngung und Mehrnährstoffdünger (NPK, NP) aus Phosphaterz und Schwefelsäure bzw. Phosphorsäure. Vertrieb der Produkte unter dem Namen TIMAC AGRO.

- **Agrolinz Melamin GmbH (Linz/Oberösterreich)**

Herstellung von Mehrnährstoffdüngern (NPK; NP), Teil der Borealis Gruppe, Vertrieb der Produkte unter dem Namen Agro Trade Linz.



2.3 Grundlagen der Abwasserreinigung (im speziellen P-Elimination)

2.3.1 Phosphor(-verbindungen) im Abwasser

Über die Ausscheidung menschlicher Stoffwechselprodukte (Harn, Fäkalien)¹, Nahrungsmittelreste², Wasch- und Reinigungsmittel³ und Emissionen der Nahrungsmittelherstellung gelangt Phosphor in das Abwasser. Mithilfe der hochgestellten Zahlen können die P-Verbindungen im Abwasser (Tabelle 1) den Bestandteilen des Abwassers zugeordnet werden. Im Abwasser liegt Phosphor sowohl gelöst als auch gebunden vor (Baumann, 2003). Zu den Verbindungen zählen:

Tabelle 1: Gelöste und gebundene Phosphorverbindungen im Abwasser

gelöst		gebunden	
anorganisch	organisch	anorganisch	organisch
Pentanatriumtriphosphat ³	Phosphonsäuren ³	MAP ¹	Kohlenhydratphosphate ²
Natriumhexametaphosphat ³	Saure Phosphorsäureester ^{1,2}	CaP ¹	Lecithine ^{1,2}
Dinatriumhydrogenphosphat ^{1,2}	ATP, ADP, AMP ²	Apatit ³	Nucleinsäuren ¹
Natriumdihydrogenphosphat ^{1,2}			
Natriumpyrophosphat ¹			

Ziel der Abwasserreinigung ist die gezielte Entfernung dieser P-Verbindungen zur Vermeidung von P-Emissionen in Gewässer und damit einer möglichen Eutrophierung der Gewässer.

2.3.2 Phosphorelimination in Abwasserreinigungsanlagen

Entscheidend für die Anforderungen an die Abwasserreinigung in Österreich ist die Kommunale Abwasserrichtlinie der EU (91/271), die durch die *210. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser; (AEV, 1996))* umgesetzt wird. Anforderungen für die Einleitung von Phosphor werden für kommunale Abwasserreinigungsanlagen ab einer Ausbaugröße von 500 EW₆₀ gestellt. EW (Einwohnerwert) ist ein Maß für die Schmutzfracht bzw. Belastung im Abwasser.

Tabelle 2: Maximale P-Ablaufkonzentration in Abhängigkeit der Größenklasse der ARA

Größenklasse	I	II	III	IV
EW ₆₀	>50 EW ₆₀	>500 EW ₆₀	>5.000 EW ₆₀	>50.000 EW ₆₀
P _{tot}	-	2 mg/L	1 mg/L	1 mg/L

Die Festlegung der maximalen P-Ablaufkonzentration gilt für eine Abwasserreinigungsanlage der Größenklasse II erst mit einem Bemessungswert von größer als 1.000 EW₆₀. Für eine Abwasserreinigungsanlage mit einem Bemessungswert von weniger als 1.000 EW₆₀ gilt kein Grenzwert. Liegt die Abwasserreinigungsanlage mit einem Bemessungswert von größer als 10.000 EW₆₀ im Einzugsgebiet eines nationalen oder internationalen Sees, so gilt eine Emissionsbegrenzung von 0,5 mg P/L. Für das Erreichen dieser gesetzlichen Anforderungen werden in der kommunalen Abwasserreinigung mehrere Reinigungsstufen hintereinander geschaltet. Als Beispiel dient eine einstufige mechanisch-biologische Kläranlage (Metzner, 2006) (Abbildung 10). Angenommen wird eine tägliche P-Belastung von 1,8 g P pro Einwohnerwert (EW).

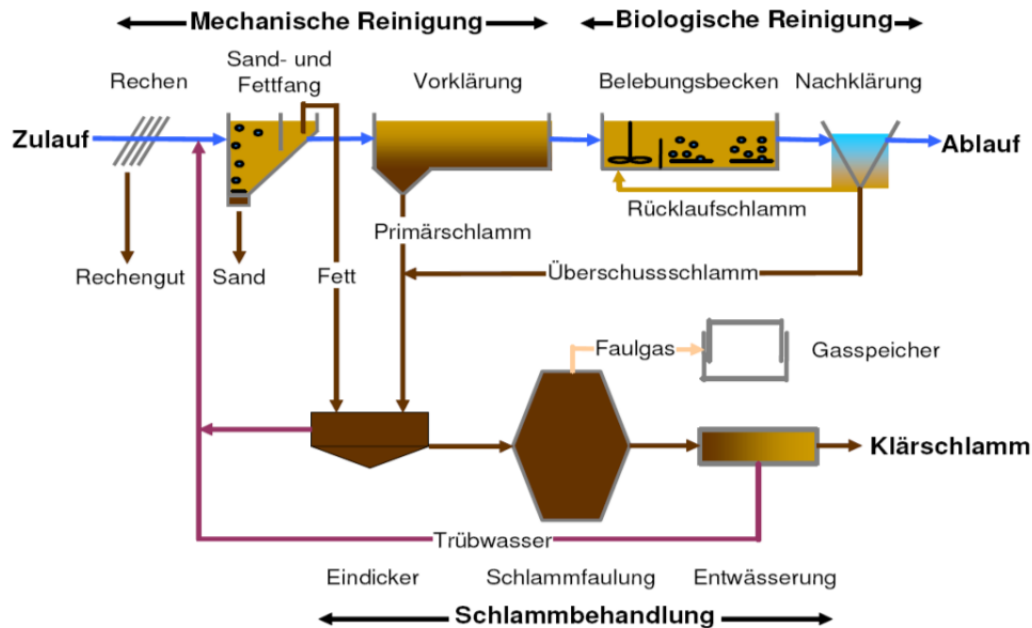


Abbildung 10: Fließschema einer einstufigen mechanisch-biologischen Kläranlage

2.3.2.1 Mechanische Reinigung

In der mechanischen Reinigungsstufe einer konventionellen Abwasserreinigungsanlage werden Teile des partikulären Phosphors gemeinsam mit den Feststoffen aus dem Abwasserstrom abgetrennt (Primärschlamm). Bezogen auf den Anlageninput können rund 10 % des im Rohwasser vorliegenden Gesamt-Phosphors abgeschieden werden. Bezogen auf den Zulaufentspricht das einer P-Fracht von ca. 0,2 g P/(EW*d).

2.3.2.2 Biologische Phosphorelimination

Konventionelle biologische Phosphorelimination

Mikroorganismen benötigen für den Erhalt und den Aufbau ihrer Biomasse Phosphor. Das ideale Verhältnis $BSB_5:N:P$ liegt bei 100:5:1. Ein Teil des im Abwasserstrom vorkommenden Phosphors wird daher in jeder biologischen Abwasserreinigung durch Wachstum der Mikroorganismen bei der CSB-Entfernung ohne weitere gezielte Maßnahme entfernt (Lemmer et al., 1996). Diese Art der Phosphorelimination wird als „konventionelle biologische Phosphorelimination“ bezeichnet. Der Anteil der Phosphorelimination ist dabei abhängig von der Phosphor- und Kohlenstofffracht im Abwasser und ermöglicht eine Bindung von ca. 0,6 g P/(EW*d) (30 % bei 1,8 g des Phosphorzulaufs). Mit dieser Eliminierungsrate können die vorgegebenen Grenzwerte von 1–2 mg/L im Ablauf in der Regel nicht eingehalten werden (Röske und Uhlmann, 2005). Infolge der Schaffung einer Stresssituation sind unterschiedliche Mikroorganismen in der Lage, ihre Phosphoraufnahme signifikant zu steigern. In der Abwasserbehandlung wird diese Art der Phosphorentfernung als „vermehrte biologische Phosphorelimination“ bezeichnet. Bis zu 90 % des Phosphors, bezogen auf den Kläranlagenzulauf, kann somit im Belebtschlamm gebunden werden (Röske und Uhlmann, 2005).



Grundsätzlich kann zwischen zwei Arten der vermehrten biologischen Phosphorelimination bzw. Polyphosphatspeicherung unterschieden werden (Harold, 1966).

- Polyphosphat-Überkompensation (overplus accumulation)
- vermehrte Phosphataufnahme (luxury uptake)

Polyphosphat-Überkompensation (overplus accumulation)

Die Phosphorspeicherung durch die Polyphosphat-Überkompensation kann für eine Vielzahl von Mikroorganismen nachgewiesen werden. Als Beispiel sollen die *Acinetobacter spec.* (Kunst, 1991), *Aerobacter aerogenes* (Harold, 1996) und *Pseudomonas spec.* genannt werden. Die Überkompensation kann durch einen ständigen Wechsel zwischen phosphatreichem und phosphatarmen Milieu ausgelöst werden. Ist das Milieu der Mikroorganismen für eine gewisse Zeit phosphatarm, erfolgt eine überproportionale Mehraufnahme bei erneutem Phosphatangebot (Überkompensation). Im Laufe der Zeit wird die Überkompensation wieder auf ein Normalniveau abgebaut (Pinnekamp et al., 2007).

Vermehrte Phosphataufnahme (luxury uptake)

Im Vergleich zur Überkompensation nehmen die Mikroorganismen bei der vermehrten Phosphataufnahme Polyphosphat in erhöhtem Maße auf und speichern dieses langfristig (luxury uptake) (Levin und Shapiro, 1965). Durch Verfahrensweisen, in denen der Belebtschlamm wechselweise anaeroben und aeroben Bedingungen zeitlich oder örtlich ausgesetzt ist, verändert sich die Zusammensetzung der Mikroorganismenkulturen. Es kommt zu einer Anreicherung von polyphosphatspeichernden Mikroorganismen aufgrund der veränderten Biozönose. Durch Anordnung eines Beckens, in dem das Substrat des Abwassers, aber kein Luftsauerstoff oder gebundener Sauerstoff (z.B.: NO_3) vorhanden ist (anaerober Bereich), werden folgende Prozess initiiert. Fakultative Anaerobier wandeln leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen in organische Säuren um.

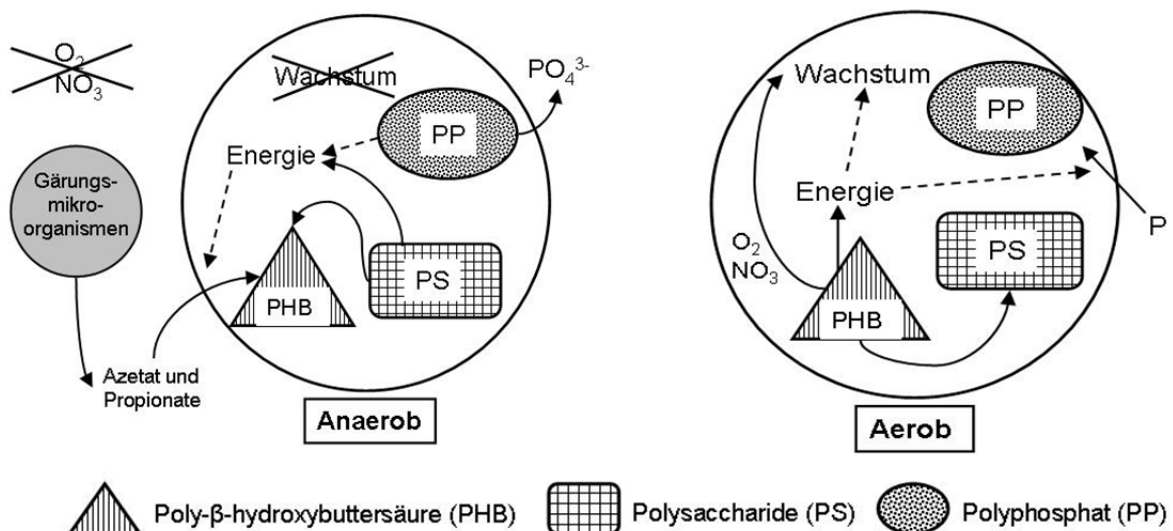


Abbildung 11: Stoffwechselprozesse der vermehrten biologischen Phosphorelimination

Da den phosphatspeichernden Bakterien kein Luftsauerstoff und kein gebundener Sauerstoff für den Atmungsstoffwechsel zur Verfügung stehen, nehmen sie vor allem Essig- und Propionsäure auf und wandeln sie in zelleigene Polymere, wie zum Beispiel Poly- β -Hydroxybuttersäure (PHB), um. Die dafür nötige Energie gewinnen sie durch die Abgabe (Aufspaltung) ihres energiereichen Polyphosphatspeichers

an die umgebende Wasserphase. Dadurch steigt die Konzentration an gelösten Phosphaten im Wasser (Abbildung 11). Die strikt einzuhaltende anaerobe Phase ist die Grundlage für eine spätere erhöhte Phosphataufnahme in der aeroben Zone (Henze et al., 2008). Nach einer Verweilzeit in der anaeroben Stufe von einer oder mehreren Stunden (Röske und Uhlmann, 2005; Seyfried und Hartwig, 1991) gelangen die phosphatspeichernden Mikroorganismen in ein mit Sauerstoff angereichertes Belebungsbecken. Es erfolgt eine Wiederauffüllung des Phosphatspeichers und das in der anaeroben Phase gespeicherte, schnell verfügbare organische Substrat wird für den Aufbau von Biomasse und den Energiestoffwechsel verbraucht. Dadurch haben phosphatspeichernde Mikroorganismen einen Selektionsvorteil gegenüber Bakterien ohne Phosphatreserven und vermehren sich schneller als andere Mikroorganismen (Kunst, 1991). Die Tochterzellen nehmen eine Phosphatmenge auf, die insgesamt höher als die Rücklösung ist. Die Differenz wird als Nettoelimination bezeichnet (Seyfried und Hartwig, 1991). Der Phosphor kann nun mit dem Überschussschlamm aus dem Abwasserstrom entfernt werden. Belebte Schlämme aus konventionellen Anlagen weisen einen P-Gehalt von 1–2 % der Trockensubstanz auf, während Schlämme mit Phosphoranreicherung ca. 3–4 % P in der Trockensubstanz enthalten (Kaschka und Weyrer, 1999).

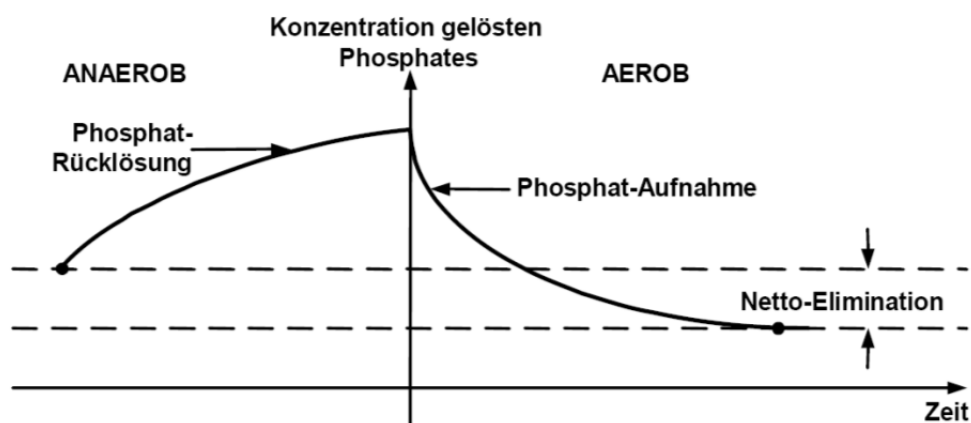


Abbildung 12: Ablauf der vermehrten biologischen Phosphatelimination

Die technische Realisierung der vermehrten biologischen P-Elimination lässt sich anhand von mehreren verschiedenen Verfahren durchführen. Ihnen ist gemeinsam, dass der Belebtschlamm ständig wechselnden anaeroben, anoxischen und aeroben Phasen ausgesetzt ist. Die Verfahren unterscheiden sich hinsichtlich der Anordnung und der Gestaltung der einzelnen Becken, sowie der unterschiedlichen Führung der einzelnen Schlammströme. Im Hauptstromverfahren wird der phosphathaltige Überschussschlamm aus dem Belebungsbecken entfernt und als Rücklaufschlamm in ein Phosphatrücklösebecken (anaerobe Zone) geleitet. Somit werden abwechselnde aerobe und anaerobe Bedingungen gewährleistet. Im Nebenstromverfahren wird ein Teilstrom des Rücklaufschlammes in einen Rücklösebehälter (Phostrip-Reaktor) geführt. In diesem Reaktor wird ein Teil des gespeicherten Phosphats rückgelöst (Kaschka und Weyer, 1999). Durch Zugabe geeigneter Fällmittel kann bereits in dieser Stufe Phosphor eliminiert bzw. rückgewonnen werden. Der phosphatarmer Belebtschlamm wird wieder in das Belebungsbecken zurückgeführt.

An dieser Stelle soll vorgegriffen werden, dass die biologische P-Elimination Voraussetzung für die anschließende Phosphorrückgewinnung aus der Schlammwasserphase ist. Über natürliche Rücklöseprozesse z.B. in der anaeroben Schlammbehandlung gelangt ein Teil des vormals biologisch gebundenen Phosphors in Lösung und im Anschluss an die Entwässerung ins Schlammwasser. Betrachtet



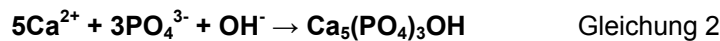
man die Rückgewinnung aus dem Klärschlamm, so ist der Aufwand zur Rücklösung des Phosphors bei biologischer P-Elimination im Vergleich zur chemisch-physikalischen P-Eliminierung deutlich geringer.

2.3.2.3 Chemisch-physikalische Phosphorelimination

Zur Gewährleistung der Einhaltung der vorgeschriebenen Grenzwerte wird zumeist zusätzlich zur biologischen Phosphorentfernung eine chemisch-physikalische Phosphorelimination angeordnet. Die Entfernung von Phosphor basiert im Wesentlichen auf der Fällung der negativ geladenen Phosphate PO_4^{3-} im Abwasserstrom durch ein dreiwertiges Metall (Me) wie Fe^{3+} oder Al^{3+} . Es werden schwer lösliche Phosphatverbindungen wie FePO_4 und AlPO_4 gebildet. Die Reaktionsgleichung lautet:



Bei der Fällung mittels Calcium Ionen sind verschiedene Reaktionen bekannt, die allerdings schwer vorhersagbar sind. Das bedeutendste Fällprodukt im Zusammenhang mit Phosphat ist der Hydroxylapatit.



Im Zusammenhang mit einer geplanten Phosphorrückgewinnung aus dem Schlammwasser, dem Klärschlamm und der Klärschlammasche sollte die Phosphorentfernung mit Aluminium- bzw. Eisenionen vermieden werden. Für eine Rückgewinnung aus dem Schlammwasser oder dem Klärschlamm muss der Phosphor in gelöster Form als Orthophosphat vorliegen. Der in Metall-Phosphatverbindungen vorliegende Phosphor kann nur sehr schwer rückgelöst werden, wodurch der Chemikalieneinsatz, wie z.B. an Säuren und Basen, aber auch der Energieaufwand für die Rücklösung unverhältnismäßig ansteigt.

2.3.3 Stand der Technik der Klärschlammbehandlung

Ziel der Behandlung von Rohschlamm ist die Erhöhung des Feststoffgehaltes und dessen Stabilisierung auf der Kläranlage. Rohschlamm setzt sich aus dem Primärschlamm der Vorklärung, dem Überschussschlamm der biologischen Stufe und dem Fällschlamm der chemisch-physikalischen Behandlung zusammen. Ergebnis der Klärschlammbehandlung ist eine deutliche Massen- und Volumenreduktion. Erreicht wird dies durch mehrere Prozessstufen wie sie in Abbildung 13 dargestellt sind. Rohschlämme sind eine Mischung aus Wasser und Feststoffen mit einem Trockensubstanzgehalt zwischen 1–3 %. Über Eindick- und Entwässerungsprozesse können TS-Gehalte von 40 % erreicht werden. Der stabilisierte und entwässerte Klärschlamm kann weiteren Verwertungs- und Behandlungsverfahren zugeführt werden.

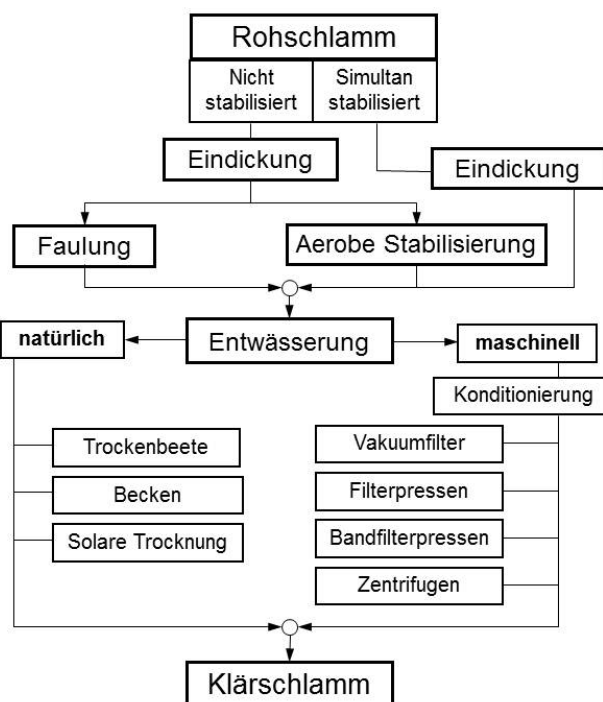


Abbildung 13: Prozessskizze Klärschlammbehandlung Schlammlinie

Die Schlammbehandlung kann zu einer Veränderung der Verhältnisse von gebundenem und gelöstem Phosphor führen. Durch zusätzliche Veränderungen der Prozessparameter während der Behandlung kann die P-Rücklöserate erhöht werden. Phosphor in gelöster Form ist die Voraussetzung für die Verfahren zur Rückgewinnung aus der Schlammphase und dem Klärschlamm.

2.3.3.1 Eindicken

Das Eindicken dient der Verminderung des Wassergehaltes. Es erfolgt eine Aufkonzentration der Feststoffe bei gleichzeitiger Abtrennung des überschüssigen Wassers. Der erzielbare Trockenmassenanteil liegt in Abhängigkeit des anfallenden Schlammes bei 5–8 % (ATV, 1997). Die Fest-Flüssig-Trennung wirkt nur auf die partikulären Stoffe. Gelöste Stoffe, wie z.B. Orthophosphat, bleiben mit unveränderter Konzentration im Schlammwasser. Bereits vor der Eindickung kann durch veränderte Aufenthaltszeiten des Schlammes in Zwischenlagerbehältern und mehrmaliges Umrühren ein höherer Anteil des Phosphors in Lösung gebracht werden, der nach anschließender Eindickung im Schlammwasser zu finden ist (Montag, 2008). Speziell Phosphor-Rückgewinnungsverfahren mit Kristallisation und Fällung setzen aufgrund der in gelöster Form vorliegenden Phosphate an dieser Stelle an.

2.3.3.2 Desintegration

Ziel der Klärschlamm-desintegration ist der Zellaufschluss und damit ein verbesserter biologischer Abbau während der anaeroben Stabilisierung. Die Klärschlamm-desintegration ist auf Kläranlagen nicht Stand der Technik. Untersucht und eingesetzt werden die verschiedenen Desintegrationsverfahren jedoch bei der Vorbehandlung des Klärschlammes und einer anschließenden P-Rückgewinnung. Desintegrationsverfahren zerstören die Zellen, der eingelagerte Phosphor gelangt in die flüssige Phase. Daher werden hier kurz bekannte Verfahren dargestellt (Tabelle 3, (Carrère et al., 2010)).

**Tabelle 3: Klärschlamm Desintegrationsverfahren**

Einteilung	Verfahren/Apparate
Mechanisch	Mahlen
	Hochdruckhomogenisator
	Prallstrahlverfahren
	Lysat-Zentrifuge
	Ultraschalltechnik
Chemisch	Säurezugabe
	Laugenzugabe
	Oxidationsmittel
Thermisch	Thermische Hydrolyse

2.3.3.3 Stabilisierung

Grundsätzlich wird zwischen der aeroben und der anaeroben Stabilisierung unterschieden. Die aerobe Stabilisierung erfolgt durch die weitgehende Reduktion der organischen Substanz durch die Stoffwechsellätigkeit von aeroben Mikroorganismen. Sie benötigen die organische Substanz für ihren Energiestoffwechsel und das Zellwachstum. Der restliche Anteil wird mineralisiert. Phosphorrückgewinnungsverfahren, die im Anschluss an eine aerobe Stabilisierung eingesetzt werden, sind nicht bekannt.

Im Zusammenhang mit der biologischen Elimination kann im Verlauf der Faulung ein Teil (10–30 %) des Phosphors rückgelöst werden (Jardin, 1995). Ursache dafür ist die Verfügbarkeit von leicht abbaubaren Substraten, der Erhaltungsstoffwechsel der Mikroorganismen und somit der Abbau von Polyphosphaten und die Auflösung der Zellen nach deren Absterben. Die Konzentration an gelösten Phosphaten im Trübwasser wird erhöht, wodurch bei der Reaktion von Phosphor mit Magnesium und Ammonium unerwünschte kristalline Ablagerungen in Form von Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP bzw. Struvit) in Pumpen, Rohrleitungen und anderen maschinentechnischen Einrichtungen auftreten können. Diese Ablagerungen können nur mit großem arbeitstechnischen Aufwand entfernt werden. Während in dieser Phase der Schlammbehandlung solche Reaktionen vermieden werden sollten, wird dies bei P-Recyclingverfahren mit Fällung bewusst gefördert.

2.3.3.4 Entwässerung

Der Feststoffgehalt des Klärschlammes nach der Stabilisierung liegt in der Regel bei 3–4 %. Die Entwässerung dient der Reduzierung des Volumens bzw. der Masse. Für eine thermische Verwertung sollte der Trockensubstanzgehalt bei mind. 30 % liegen. Ab diesem TS-Gehalt ist der Klärschlamm selbständig brennbar (Faulstich, 1996).

2.3.3.5 Trocknung

Bei ca. 35 % TS-Gehalt kann Klärschlamm ohne Stützfeuerung thermisch behandelt werden. Um den TS-Gehalt weiter zu steigern, ist eine Trocknung nötig. Sie werden nach ihrer Wärmeübertragung klassifiziert (Abbildung 14) und erfolgen entweder direkt über den Gaseintrag in den Trockner (Konvektivtrocknung) oder indirekt über die Oberfläche der Trockner (Kontaktrocknung). In diesem Fall hat das zu trocknende Substrat keinen direkten Kontakt mit dem Trocknungsgas (Wärmeträger). Diesen Verfahren gemeinsam ist der hohe

Aufwand an zusätzlicher Energie. Die Sonnenenergie ist der Hauptenergielieferant bei der solaren Trocknung.

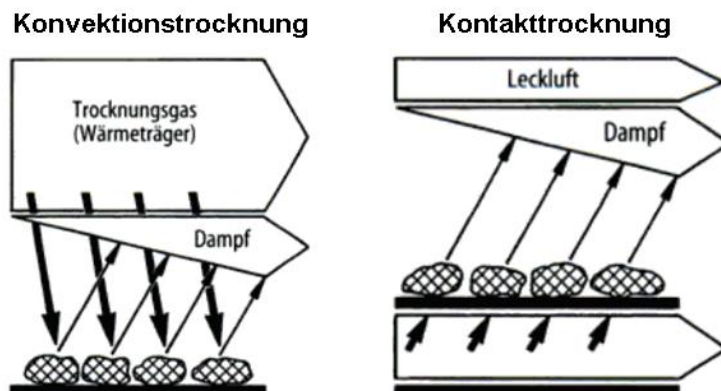


Abbildung 14: Konvektions- und Kontaktstrocknungsverfahren

Aus diesen drei Methoden ergeben sich mehrere modifizierte Trocknungsverfahren, die zur Klärschlamm-trocknung eingesetzt werden (Görner und Hübner, 2002).

2.3.4 Verwertung, weitergehende Behandlung und Entsorgung des Klärschlammes in Österreich

2.3.4.1 Klärschlamm-anfall

Mit einem hohen Anschlussgrad von rund 92 % wird der überwiegende Anteil der anfallenden kommunalen Abwässer nach dem Stand der Technik gereinigt. In den ca. 1.840 kommunalen Abwasserreinigungsanlagen > 50 EW fallen rund 260.000 t Klärschlamm als Trockensubstanz an (BAWP, 2006, 2009). Das Klärschlamm-aufkommen wird sich aufgrund des bereits hohen Anschlussgrades nur mehr geringfügig ändern. In Abhängigkeit der Herkunft der Abwässer und der damit auftretenden Konzentration an Verunreinigungen kann Klärschlamm weitergehend auf verschiedenen Wegen verwertet, behandelt und entsorgt werden (Abbildung 15). Industrieller Klärschlamm wird nahezu vollständig verbrannt. Mengenmäßig wird der kommunale Klärschlamm in Österreich, wie in Abbildung 16 dargestellt, verwertet bzw. entsorgt.

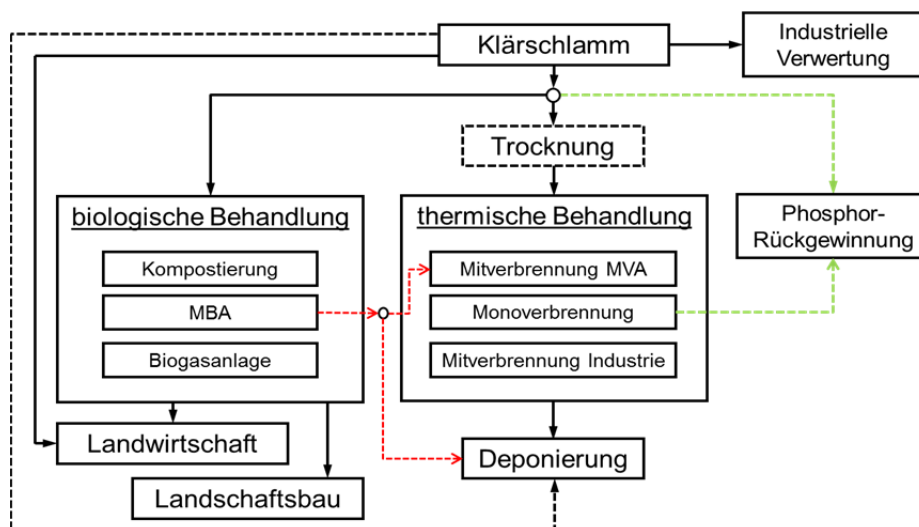
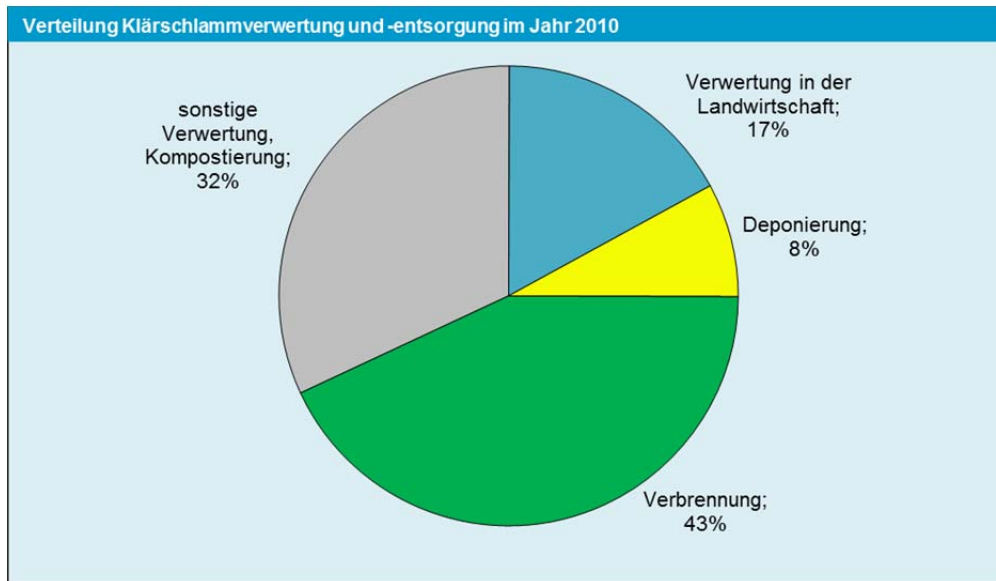


Abbildung 15: Prozessskizze Klärschlammverwertung, -behandlung und -entsorgung



*nur Berücksichtigung des kommunalen Klärschlammanteils der drei industriellen Kläranlagen mit kommunalem Anteil

Abbildung 16: Anteil der Verwertungs-, Behandlungs-, und Entsorgungswege kommunaler KS in Österreich (BMLFUW, 2012)

In Anlehnung an die Ziele und Grundsätze des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG, 2002) sollen Abfälle vorrangig verwertet bzw. vor einer endgültigen Ablagerung entsprechend behandelt werden. Auswirkungen auf Mensch, Tier und Pflanzen sowie deren Lebensgrundlagen sollen dabei so gering wie möglich gehalten werden. Deshalb gelten für die Verwertung von Klärschlämmen strenge Regelungen.

Aufgrund der länderspezifischen gesetzlichen Regelungen unterscheiden sich die Verwertungs- und Entsorgungswege der einzelnen Bundesländer stark. Während in Wien der anfallende Klärschlamm vollständig verbrannt wird, ist die Menge an thermisch behandeltem Klärschlamm in den weiteren Bundesländern sehr gering. Bundesländer mit höherem Anteil an der thermischen Behandlung sind Kärnten (21,6 %), Oberösterreich (17,2 %), Steiermark (22,1 %) und Tirol (23,2 %). Mit dem Inkrafttreten der Deponieverordnung 2004 und dem darin enthaltenen Verbot der Ablagerung von organischen, reaktiven Abfällen (DeponieVO, 2004) nimmt der Anteil an deponiertem Klärschlamm stetig ab. Eine Ausnahme stellt dabei Oberösterreich dar. Dort wurden 2008 rund 17.500 t TS Klärschlamm auf Deponien entsorgt. Das entspricht 93 % des in Österreich deponierten Klärschlammes. Als Folge des Deponierungsverbotes ist eine starke Zunahme der Klärschlämme für den Verwertungsweg „sonstige Behandlung“ zu beobachten. Während 2006 österreichweit der Anteil bei 33,7 % lag, waren es 2008 42 %. Der Verwertungsweg Landwirtschaft sank auf 16 %. Vor allem das Burgenland mit 84,8 %, Oberösterreich mit 39,1 % und Vorarlberg mit 31,1 % wählen diese Art der Klärschlammverwertung.

2.3.4.2 Phosphorpotential im kommunalen Abwasser

Anhand einer hochauflösenden P-Bilanz wurden sämtliche Phosphorflüsse für das Staatsgebiet Österreich, inklusive der auftretenden Unsicherheiten für den Zeitraum 2004–2008, quantifiziert. Für das kommunale Abwasser konnte eine P-Fracht von rund 7.800 t/a (0,96 kg/(E*a)) erhoben werden. Mit einer angenommenen Reinigungsleistung auf Kläranlagen von mind. 85 % liegt das P-Potential im kommunalen Klärschlamm bei rund 6.600 t (0,80 kg/(E*a)). Bezogen auf die jährlich aufgebrauchte P-Mineraldüngermenge in der Landwirtschaft von 16.000 t (2,0 kg/(E*a)) besitzt der Klärschlamm ein theoretisches

Substitutionspotential von rund 40 %. Eine vollständige Darstellung der Ergebnisse ist aus dem gesonderten Bericht „Phosphorbilanz Österreich“ zu entnehmen (Egle et al., 2014).

2.3.4.3 Diskussion und Problematik einer Klärschlammverwertung

Klärschlamm ist reich an organischer Substanz und enthält u.a. essentielle Pflanzennährstoffe wie Phosphor, Stickstoff, Kalium, Calcium und Magnesium (Tabelle 4). Hinsichtlich der Nährstoffe wird in erster Linie Phosphor (15–40 g/kg Trockensubstanz) und in geringerem Maße Stickstoff als relevanter Wertstoff im Klärschlamm angesehen.

Tabelle 4: Ausgewählte Nährstoffgehalte von Klärschlämmen (g/kg TS)

N	NH ₄ -N	P	K ₂ O	CaO	MgO	S	Na
[g/kg TS]	[g/kg TS]	[g/kg TS]	[g/kg TS]	[g/kg TS]	[g/kg TS]	[g/kg TS]	[g/kg TS]
25–65	0,6–13	15–40	1–8	60–130	5–16	5–10	1–3

Neben den genannten Nährstoffen enthalten Klärschlämme jedoch auch Verunreinigungen, die seit Jahrzehnten in der öffentlichen und teils emotional geführten Diskussion um die direkte landwirtschaftliche Verwertung stehen. Die im Klärschlamm enthaltenen Verunreinigungen lassen sich nach folgenden Gruppen unterteilen:

- Anorganische Verunreinigungen (Schwermetalle, Nano-Partikel)
- Organische Verunreinigungen (Organische Mikroverunreinigungen, pathogene Keime)

Anorganische Verunreinigungen

Metall- und Schwermetallgehalte von Klärschlämmen werden vor allem durch betriebliche Einleiter, Oberflächenabschwemmungen bei Mischwassersystemen, durch Haushalte und geogene Grundbelastung bestimmt. Der Schwankungsbereich ist dadurch sehr groß. Tabelle 5 zeigt die Konzentrationsbereiche für ausgewählte Metalle und Schwermetalle in Klärschlämmen bezogen auf die Trockensubstanz (TS).

Tabelle 5: (Schwer-) Metallgehalte von Klärschlämmen (g/kg TS)

As	Be	Br	Cd	Cr	Co	Cu	Fe	Pb
4–10	0,2*	37*	0,6–3	3–54	5–11	120–300	11800–17000	37–145
Mn	Hg	Mo	Ni	Se	V	Sn	Zn	
220–320	0,5–2,3	3,9–14	17–37	1,8*	15*	32*	700–1320	

* Einzelwerte wurden von (Scharf et al., 1997) erhoben.

Die Grenzwerte der länderspezifischen Klärschlammverordnungen werden größtenteils eingehalten. Metall und Schwermetalle wie Bor, Eisen, Kupfer, Mangan, Molybdän und Zink sind als Spurennährstoffe essentiell für Pflanzen und Tiere. Problematisch werden jedoch höhere Konzentrationen, die lebende Organismen schädigen oder vergiften können.

Organische Verunreinigungen

Organische Verunreinigungen sind eine besonders heterogene Stoffgruppe mit unterschiedlicher ökologischer Relevanz (Scharf et al., 1997). Dazu zählen AOX (Adsorbierbare Organische Halogenverbindungen), LAS (Lineare Alkylbenzosulfate), PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe), PCB (Polychlorierte Biphenole), PCDD/F (Polychlorierte Dibenzodioxine/furane),



DEHP (Di(2-Ethylhexyl)Phthalat), Summe KW (Kohlenwasserstoffe), NPE (Nonylphenol und Nonylphenol-ethoxylate).

Im Gegensatz zu Schwermetallen, deren Wirkungen auf Mensch und Pflanze untersucht sind und für die bereits Grenzwerte definiert wurden, ist die Diskussion um organische Verunreinigungen noch relativ jung. In den Klärschlammverordnungen der Länder liegen nur für Kärnten (AOX, PAK, PCB, Dioxin), Oberösterreich (AOX), Niederösterreich (AOX), die Steiermark (AOX, PAK) und Vorarlberg (PCB, PCDD/F) Grenzwerte für ausgewählte organische Verunreinigungen vor. *I-TEQ ng/kg TS = Toxizitätsäquivalentsfaktor zur Bewertung der Toxizität des Summenparameters PCDD/F

Tabelle 6 zeigt die organischen Verunreinigungen, deren Bandbreite der Konzentrationen im Klärschlamm und deren Herkunftsquellen (Kupper, 2008).

Org. Verunreinigungen	[mg/kg TS]	Herkunft
AOX	29–1.000	Chlorhaltige Reinigungsmittel, Insektizide, Farbpigmente
LAS	50–8.000	Tenside in Waschmitteln
PAK	5–8	Unvollständige Verbrennung (Hausbrand, Dieselmotor)
PCB	<0,001	Weichmacher in Kunststoffen, Imprägnier- und Flammschutzmittel, Trägersubstanz für Insektizide
PCDD/F [I-TEQ ng/kg TS*]	10–60	Unvollständige Verbrennung von aromatischen Kohlenstoffverbindungen und Chlor, Nebenprodukt bei der Synthese chlororganischer Verbindungen
PCDD/F [ng/kg TS]	3.000	
DEHP	7,2	Weichmacher für PVC und Polystyrol, Bestandteil von Parfüm und Deodorants
4-NP techn.	25	Abbauprodukte nichtionischer Tenside
NPE	4,7	Abbauprodukte nichtionischer Tenside
Summe KW	~5.500	Erdgas, Mineralöl, biogene KW

*I-TEQ ng/kg TS = Toxizitätsäquivalentsfaktor zur Bewertung der Toxizität des Summenparameters PCDD/F

Tabelle 6: Organische Verunreinigungen - Konzentration und Herkunft

Die Wirkungen der einzelnen organischen Substanzen auf Organismen sind sehr unterschiedlich und teilweise noch nicht ausreichend erforscht. Bekannt sind

- gentoxische bzw. immuntoxische (LAS, PCB, DEHP),
- kanzerogene (PAK, PCB) und
- hormonelle Einflüsse (NPE, PCB).

Die Anreicherung vieler dieser Stoffe in Böden und Pflanzen ist entweder noch nicht erforscht oder konnte noch nicht nachgewiesen werden. Es gilt jedoch das Vorsorgeprinzip.

Klärschlämme enthalten Verunreinigungen, die im Verdacht stehen, endokrine Wirkung auf lebende Organismen zu haben. Neben den bereits genannten Verunreinigungen wie NPE und PCB handelt es sich dabei um vom Menschen ausgeschiedene Hormone, synthetische Hormone, Phytoöstrogene, Pestizide, Arzneimittel und sonstige organische Chemikalien (Olsson et al, 1998). Der derzeitige Stand des Wissens weist keine quantifizierbare Gefährdung durch eine Klärschlammverwertung aus. Mögliche Risiken sind teilweise jedoch noch nicht vollständig erforscht und im Rahmen des Kreislaufs Boden-Pflanze-Mensch-Boden bisher nicht nachgewiesen. Gehalte ausgewählter hormonell wirksamer Substanzen und deren Konzentration sind in Tabelle 7 dargestellt (Gangl, et al., 2001).

Tabelle 7: Hormonell wirksame Substanzen in entwässertem Klärschlamm (mg/kg TS)

Substanz	Entwässertes Schlamm [mg/kg TS]	
	Median	Mittelwert
Alkylphenole		
4-Nonylphenol techn	25	29
Nonylphenoethoxylate		
Butylhydroxyanisol (BHA)	knapp über der BG	
Bisphenol A	0,28	0,37
Phthalate		
Di(2-ethylhexyl)phtalat	7,2	16
Organozinnverbindungen	1	1,8
Monobutylzinn	-	0,24

Des Weiteren spielen Arzneimittel eine immer größere Rolle. Aufgrund der regelmäßigen und in großen Mengen eingesetzten Pharmaka gelangen humanmedizinische Arzneimittelrückstände über kommunale Kläranlagen in den Klärschlamm und in die aquatische Umwelt. Derzeit sind rund 100 verschiedene Arzneistoffe und deren Metabolite im aquatischen Kreislauf nachweisbar (Feldmann, 2005).

Die Umweltauswirkungen können nach den folgenden Wirkstoffgruppen dargestellt werden (Sattelberger, 1999):

- a. Antibiotika: Resistenzbildung, Funktionsbeeinträchtigung von Kläranlagen
- b. Hormonelle Arzneistoffe: endokrintoxische Wirkung
- c. Psychopharmaka: neurotoxische Wirkung, Verhaltensänderung und Enzyminduktion
- d. Zytostatika (am bedeutendsten): toxisches Potential (zytotoxisch, mutagene und kanzerogene Wirkung, Reproduktionstoxizität)

Pathogene Keime

Klärschlämme enthalten neben tierischen Krankheitserregern (Einleitung aus Schlachthöfen) hauptsächlich Krankheitserreger aus dem menschlichen Darm. Eine anaerobe mesophile Stabilisierung und die Klärschlamm-trocknung haben keine weitgehende Reduktions- bzw. Inaktivierungsfunktion auf Krankheitserreger. Die Risiken sind bedingt durch Zoonoseerreger, human- und tierpathogene Erreger und multiresistente Bakterien. Besonders hervorzuheben sind Salmonellen, Calici Viren, Enteroviren, Spulwurmeier, Cryptosporidien, multiresistente Enterokokken und Staphylokokken (Böhm, 2006). Klärschlämme können Infektionserreger auf Mensch und Tier übertragen, wenn die seuchenhygienischen Anforderungen nicht erfüllt werden. Geeignete Verfahren der Hygienisierung sind Schlammpasteurisierung, thermophile Schlammbehandlung, Behandlung mit Kalk, Kompostierung und Langzeitlagerung. Klärschlamm wird als seuchenhygienisch unbedenklich angesehen wenn

- in 1 g Schlamm nicht mehr als 1.000 Enterobacteriaceen nachweisbar sind,
- 1 g Schlamm frei von Salmonellen ist und
- ansteckungsfähige Wurmeier nicht vorhanden sind.



2.4 Grundlagen der P-Rückgewinnung

2.4.1 Ziele

Unter dem Aspekt der zukünftigen Herausforderungen hinsichtlich der Ressource P, dem theoretisch verfügbaren hohen P-Potential im kommunalen Abwasser und der Problematik der direkten Nutzung des Klärschlammes aufgrund möglicher Verunreinigungen, werden folgende Anforderungen an Rückgewinnungsverfahren gestellt:

- Hohe Phosphor-Rückgewinnungsquoten
- Schadstoffentfrachtung → umweltverträgliches Produkt
- Gute Pflanzenerfügbarekeit des Phosphors im Endprodukt
- Geringer Ressourcen- und Energieaufwand (Umweltauswirkungen)
- Wirtschaftlichkeit/Betriebswirtschaftlichkeit der Anlagen

Hinsichtlich dieser Ziele ist jedoch untereinander ein großes Konfliktpotential zu erwarten.

2.4.2 Einsatzorte und P-Rückgewinnungspotential

Die in dieser Arbeit betrachteten P-Rückgewinnungsverfahren können in 7 Teilströmen in bzw. im Anschluss einer Kläranlage realisiert werden (Abbildung 17). Möglich ist auch eine Rückgewinnung des Phosphors bereits vor der Einleitung der menschlichen Ausscheidungsstoffe in ein Kanalsystem durch getrennte Sammlung flüssiger und fester Ausscheidungen (Urinseparation bzw. NoMix-System). Diese Möglichkeit wird im Rahmen dieses Projektes allerdings nicht berücksichtigt. In einer Kläranlage variieren die Eigenschaften der verschiedenen Stoffströme hinsichtlich der auftretenden Volumen- bzw. Massenströme, P-Konzentration, der Bindungsform des Phosphors und dem theoretischen Rückgewinnungspotential bezogen auf den Kläranlagenzulauf stark. In Abhängigkeit der Einsatzorte ergeben sich verschiedene Kriterien, die für die Rückgewinnung bedeutend sind. Das sind der Volumenstrom bzw. die Durchsatzmenge, die Phosphorkonzentration, die Bindungsform des Phosphors sowie das Rückgewinnungspotential bezogen auf die Zulauffracht der Kläranlage. Die einzelnen Einsatzorte werden anhand der genannten Kriterien beschrieben. Dies erfordert unterschiedliche Konzepte und Technologien zur Rückgewinnung der Ressource Phosphor. Folgende Stoffströme einer Kläranlage werden als potentielle P-Quellen in Betracht gezogen.

1. Rückgewinnung im Kläranlagenablauf
2. Rückgewinnung aus dem Schlammwasser
3. Rückgewinnung des gelösten Anteils direkt aus dem Faulschlamm
4. Rückgewinnung aus dem nicht eingedickten Faulschlamm
5. Rückgewinnung aus dem eingedickten Faulschlamm
6. Rückgewinnung aus entwässertem Klärschlamm
7. Rückgewinnung aus der Klärschlammmasche

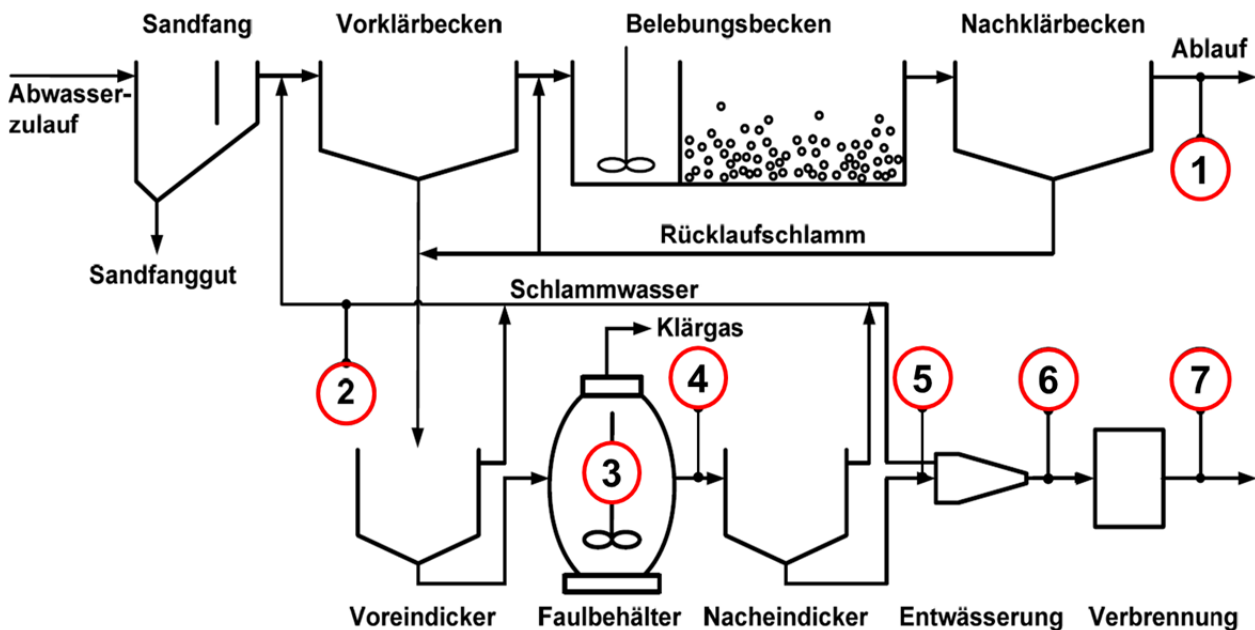


Abbildung 17: P-Rückgewinnung in kommunalen Kläranlagen, modifiziert nach Montag (2008)

2.4.3 Eigenschaften der Stoffflüsse

Tabelle 8: Gegenüberstellung der möglichen Einsatzorte von P-Rückgewinnungsverfahren in bzw. im Anschluss an kommunalen Kläranlagen

	Stoffstrom	Massenfluss	P-Konzentration	P-Vorkommen
1	Kläranlagenablauf	200 L/(EW*d)	< 5 mg/L	gelöst
2	Schlammwasser	1-10 L/(EW*d)	10-300 mg/L	gelöst
3	Klärschlamm Faulbehälter (3,6 % TS)	1,6 kg/(EW*d)	1,4 g/kg FS	gelöst/biologisch und chemisch gebunden
4	Nicht eingedickter Klärschlamm (3,6 % TS)	1,6 kg/(EW*d)	1,4 g/kg FS	gelöst/biologisch und chemisch gebunden
5	Eingedickter Klärschlamm (10 % TS)	0,6 kg/(EW*d)	4 g/kg FS	biologisch und chemisch gebunden
6	Entwässerter Klärschlamm (30 % TS)	0,2 kg/(EW*d)	12 g/kg FS	biologisch und chemisch gebunden
7	Klärschlammmasche	0,03 kg/(EW*d)	60-100 g/kg TS	chemisch gebunden

Kläranlagenablauf (1)

An dieser Stelle kommen nur Rückgewinnungsverfahren zum Einsatz, wenn im Zuge der Abwasserreinigung keine gezielte Phosphorelimination erfolgt. Die P-Konzentration im Ablauf kann in diesem Fall im Bereich von ca. 5 mg P/L liegen und liegt aufgrund der fehlenden Vorstufen der P-Elimination als gelöstes Orthophosphat vor. Werden Rückgewinnungsverfahren im Ablauf eingesetzt, müssen große Volumenströme von 200 L/(EW*d) behandelt werden. Das Rückgewinnungspotential bezogen auf den Zulauf kann mit maximal 50 % angenommen werden.

Schlammwasser (2)

Im Vergleich zum Kläranlagenablauf erfolgt die P-Rückgewinnung im Nebenstrom. An dieser Stelle muss ein deutlich geringerer Volumenstrom von 1–10 L/(EW*d) behandelt werden. Die P-Konzentration in der flüssigen Phase variiert in Abhängigkeit der Prozessabläufe in der Kläranlage stark. Die P-Konzentration



hängt zum einen von der Art der P-Elimination im Hauptstrom und zum anderen von Rücklöseprozessen in der Schlammlinie ab. Generell sind hohe P-Konzentrationen im Schlammwasser bei biologischer Reinigung (BioP) und anaerober Behandlung des Klärschlammes und damit einhergehend hohe Rücklösungen zu erwarten. Zusätzlich können verlängerte Aufenthaltszeiten des Schlammes im Eindicker, das Zwischenschalten von anaeroben Becken und/oder die gleichzeitige Zugabe schnell verfügbarer kohlenstoffhaltiger organischer Verbindungen die Rücklösung des biologisch gebundenen Phosphors fördern. Die P-Konzentration liegt dann im Schlammwasser zwischen 10–300 mg/L. Der Phosphor liegt vollständig in gelöster Form als Orthophosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$) vor. Das Rückgewinnungspotential liegt bei ca. 10–30 % bezogen auf die Zulaufkraft. Schwermetalle gelangen kaum in das Schlammwasser und spielen daher nur eine untergeordnete Rolle.

Klärschlamm (3,4,5,6)

Abhängig von der P-Elimination liegt P im Klärschlamm rein biologisch oder biologisch und chemisch-physikalisch (Eisen- oder Aluminiumphosphate) gebunden vor. Folglich muss der gebundene P vor einer Rückgewinnung gezielt aus der Schlammmatrix rückgelöst werden. Aufgrund natürlicher Rücklöseprozesse z.B. in der Faulung können Rücklösungen des biologisch gebundenen Phosphors stattfinden. Möglich ist daher bereits eine gezielte Rückgewinnung des gelösten Anteils direkt im Faulschlamm.

Im Faulschlamm sind neben dem Phosphor auch Schwermetalle und organische Verunreinigungen abhängig von der Einleitung in das Abwassersystem enthalten. Die Pflanzenverfügbarkeit des im Klärschlamm gebundenen Phosphors ist abhängig von der Art der Phosphoreliminierung (chemisch oder biologisch) und der Schlammbehandlung (aerob oder anaerob). Der wasserlösliche Anteil des enthaltenen Phosphors liegt zwischen 1–38 %, die Zitronenlöslichkeit bei 60–90 %. Die Löslichkeit von chemisch eliminiertem Schlamm ist signifikant niedriger (Kratz und Schnugg, 2008). Bei einem engen molaren Verhältnis Fe:P von 1:1,2 ist P voll düngewirksam und kann wie ein Mineraldünger bewertet werden. Bei einem weiten Verhältnis von 1:0,3 liegt die Anrechenbarkeit bei 70–80 % (Römer, 2003; Römer und Samie, 2001). Bei wiederholter Ausbringung von KS mit einem weiten Verhältnis können unerwünschte Reaktionen wie z.B. zunehmende Sorption von P auftreten. Das Rückgewinnungspotential entspricht dem gesamten in der Kläranlage über den Schlamm eliminierten Phosphor, abzüglich des rückfließenden Schlammwassers. Bei einem durchschnittlichen Zulauf von 1,8 g/(EW*d) und einem Ablauf von 0,2 g/(EW*d) entspricht dies ca. 90 %. Der Volumenstrom liegt im Bereich von ca. 0,06 kg TS/(EW*d), die P-Konzentration im Bereich von 25–40 g/kg TS.

Klärschlammasche (7)

Bei der thermischen Behandlung werden organische Substanzen und damit auch im Klärschlamm vorliegende organische Verunreinigungen nahezu vollständig oxidiert (Deng et al., 2009; Park et al., 2008; Werther und Ogada, 1999; Costner, 1998). Im Klärschlamm enthaltene Schwermetalle werden bis auf Quecksilber im annähernd gleichen Umfang in der Asche angereichert wie Phosphor (Lederer und Rechberger, 2010; Van de Velden et al, 2008). Quecksilber verdampft aufgrund seines niedrigen Siedepunkts größtenteils. In den Ascherückständen der Verbrennung kann Whitlockit ($\text{Ca}_9(\text{Mg},\text{Fe}^{2+})(\text{PO}_3(\text{OH})(\text{PO}_4)_6)$) als dominierende phosphorhaltige Mineralphase detektiert werden (Maier und Scheffknecht, 2007). Darüber hinaus sind vereinzelt auch Verbindungen wie Stanfieldit ($\text{Ca}_4(\text{Mg},\text{Fe}^{2+},\text{Mn})_5(\text{PO}_4)_6$) und Apatite ($\text{Ca}_5(\text{F},\text{Cl},\text{OH})(\text{PO}_4)_3$) nachweisbar (Gajic, 2011). Dementsprechend

ist der Phosphor in der Asche stark chemisch gebunden. Diese Verbindungen sind nicht wasserlöslich und damit auch nicht unmittelbar pflanzenverfügbar. Mittels der Zitronensäurelöslichkeit kann für Klärschlammasche eine 40–60 %ige Löslichkeit nachgewiesen werden und ist unabhängig von der vorangegangenen P-Elimination im Abwasserreinigungsprozess (Maier und Scheffknecht, 2007). Durch die Zerstörung der organischen Substanz fällt ein Massenstrom von ca. 0,03 kg/(EW*d) an. Die Phosphorkonzentration liegt in Abhängigkeit der P-Konzentration im Klärschlamm in Bereichen von 50-100 g/kg°TS. Wie beim Klärschlamm beträgt das Rückgewinnungspotential aus diesem Stoffstrom annähernd 90 %.

2.4.4 Ablauf und Schlammwasser

Für Rückgewinnungsverfahren aus der flüssigen Phase gilt, dass Phosphor mit geringem verfahrenstechnischen Aufwand aus diesem Medium rückgewonnen werden kann, da dieser bereits in gelöster Form als Orthophosphat (PO_4^{3-}) vorliegt. Ziel der Verfahren ist die Überführung der gelösten Phosphate in schwer lösliche Salze (Marti et al., 2010). Dazu werden vorzugsweise Erdalkalimetalle wie Mg^{2+} und Ca^{2+} eingesetzt. Bei den entstehenden schwer löslichen Salzen handelt es sich um Magnesium-Ammonium-Phosphate (MAP) und Calcium-Phosphate (CaP). Die Bildung dieser Salze kann mit dem Löslichkeitsprodukt beschrieben werden. Kationen und Anionen bilden diese schwerlöslichen Salze, wenn das Löslichkeitsprodukt überschritten wird. Voraussetzung ist eine übersättigte Lösung aus den Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} und NH_4^+ , sowie dem Anion PO_4^{3-} . Übersättigte Lösungen sind thermodynamisch nicht stabil. Das heißt, sie sind bestrebt, durch Ausscheidung des betreffenden Lösungsbestandteils (Wasser) in einen energieärmeren stabilen Zustand, also in die feste Phase, überzugehen (Abbildung 19). Folgende Faktoren, nach deren Wichtigkeit geordnet, haben hauptsächlich Einfluss auf die Überschreitung des Löslichkeitsproduktes (Wang et al., 2006):

- Art und Konzentration der Ionen
- pH-Wert
- Temperatur

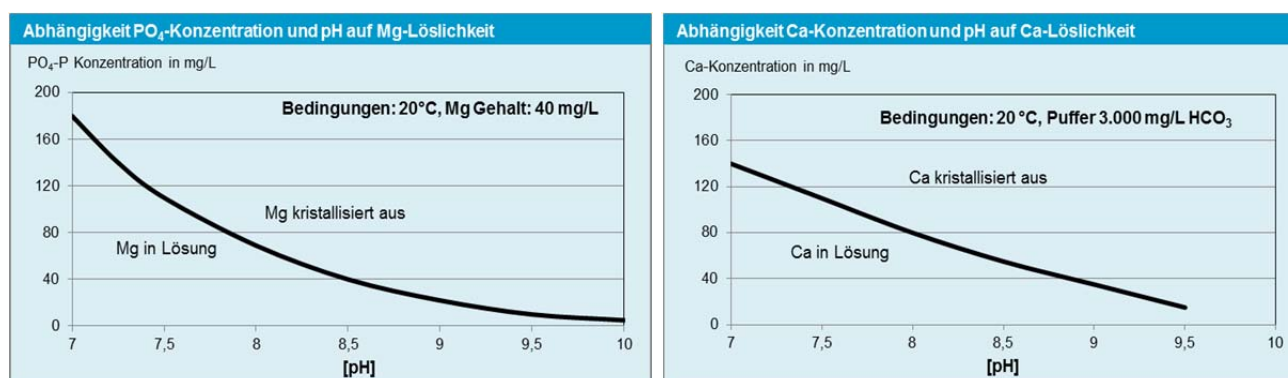


Abbildung 18: Abhängigkeit $\text{PO}_4\text{-P}$ - bzw. Ca-Konzentration und pH auf Löslichkeit von Mg (links) und Ca (rechts)

Der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration in der flüssigen Phase kommt eine besondere Bedeutung zu. Bei hohen $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen beginnt die Kristallisation und/oder Fällung bereits im neutralen bzw. leicht basischen Bereich (pH 7–8). Bei geringen $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen muss zuerst ein idealer pH-Wert eingestellt werden. Folglich können Verfahren wirtschaftlicher betrieben werden (geringerer bis kein Basenbedarf), wenn hohe



Konzentrationen an gelösten Phosphaten vorliegen. An dieser Stelle wird vorgegriffen, dass für eine hohe Konzentration an gelösten Phosphaten eine überwiegend biologische P-Elimination erforderlich ist und Prozesse vorhanden sein müssen, die in der Lage sind den im Klärschlamm biologisch gebundenen Phosphor wieder freizusetzen. Derzeit bekannte und angewandte Prozesse zur Erhöhung der Rücklösung und damit Steigerung der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Schlammmwasser sind:

- Anaerobe Schlammbehandlung (Faulung)
- Verlängerung der Aufenthaltszeit und periodisches Rühren von Rohschlamm im Eindicker
- Anaerobbecken für Rohschlamm mit Zugabe leicht verfügbarer kohlenstoffhaltiger organischer Verbindungen (Essigsäure)

2.4.4.1 Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP)

Wichtige Voraussetzung für die Bildung von MAP ist eine ausreichende Konzentration an PO_4^{3-} , NH_4^+ und Mg^{2+} . Als limitierender Faktor muss zumeist Magnesium von außen zugeführt werden. Das erforderliche stöchiometrische Verhältnis von P:N:Mg ist 1:1:1. Zudem ist die Löslichkeit der gelösten Nährstoffe stark vom pH-Wert abhängig. MAP fällt bei hohen Phosphatkonzentrationen >140 mg/L bereits bei einem pH 7,0 aus. Bei $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Bereich von 90–140 mg/L ist ein pH von 7,5 nötig. Bei Konzentrationen unter 90 mg $\text{PO}_4\text{/L}$ ist ein pH-Wert von mind. 8,0 notwendig, damit MAP ausfallen bzw. kristallisieren kann. Der ideale pH-Wert liegt im Bereich von 8,5–9 (Abbildung 19; Schulze-Rettmer und Blank, 1992). Die Reaktionsgleichung lautet:

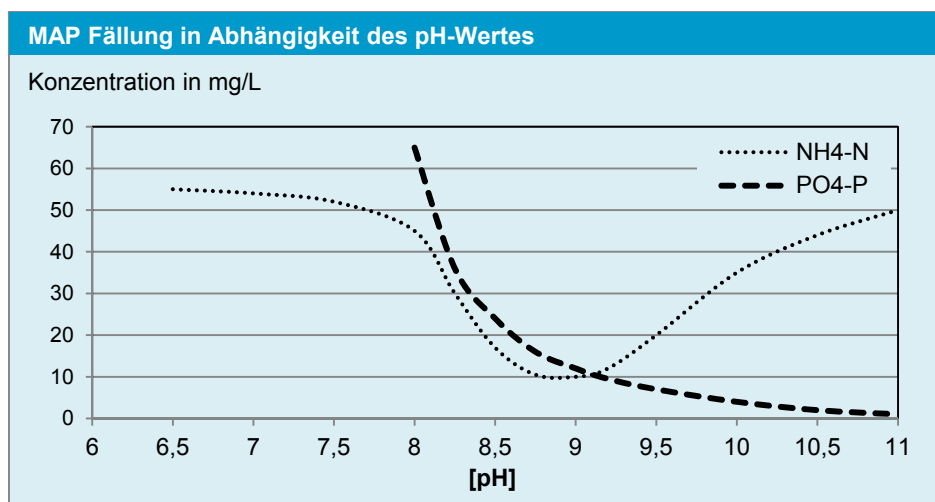
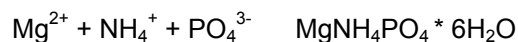


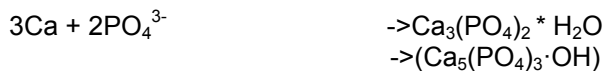
Abbildung 19: Abhängigkeit der $\text{PO}_4\text{-P}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Löslichkeit vom pH-Wert

Als Magnesiumquelle wird eingesetzt:

- | | | |
|------------------------------|-------------------------------------------|---------------------------------|
| • Magnesiumchloridhexahydrat | $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ | (sehr gut wasserlöslich) |
| • Magnesiumoxid | MgO | (praktisch unlöslich in Wasser) |
| • Magnesiumsulfate | MgSO_4 | (sehr gut wasserlöslich) |
| • Magnesiumhydroxid | $\text{Mg}(\text{OH})_2$ | (sehr schlecht wasserlöslich) |

2.4.4.2 Calciumphosphat (CaP)

Dieses Salz ist sehr schwer löslich und fällt ab ca. pH 8 aus. Die Bildung ist bevorzugt, wenn die Ca-Ionenkonzentration >80 mg/l und die PO₄-Ionenkonzentration >60 mg/l beträgt. Die Reaktionsgleichung lautet:



Als Calciumquelle wird eingesetzt:

- | | | |
|-------------------|---------------------|---------------------------------|
| • Calciumchlorid | CaCl ₂ | (sehr gut wasserlöslich) |
| • Calciumhydroxid | Ca(OH) ₂ | (schlecht wasserlöslich) |
| • Calciumcarbonat | CaCO ₃ | (praktisch unlöslich in Wasser) |

2.4.4.3 Fe- und Al-Phosphate (Fe-P und Al-P)

Möglich ist auch eine Fällung des gelösten Phosphors wie im Abwasserreinigungsprozess mit Fe oder Al. Im Hinblick auf die schlechte Pflanzenverfügbarkeit sind Eisen- und Aluminiumphosphate als Endprodukte eher ungeeignet (Kratz und Schnug, 2008, Römer, 2013).

2.4.4.4 Kristallisation

Grundlegend werden zwei Mechanismen zur Gewinnung der schwer löslichen Salze angewendet. Neben der bekannten Fällung ist dies die Kristallisation. In der ersten Phase nach der Ionenzugabe (Mg, Ca), der Phase der Keimbildung, entstehen an kleinen Partikeln Keime, die noch einem ständigen Aufbau und Zerfall unterliegen. Als Aufwuchskörper (Kristallisationskeime) können bereits vorhandene Kristalle oder feinkörniges Material wie z.B. Sande dienen. Erst nach Erreichen einer sogenannten "überkritischen" Größe sind diese stabil und können zu großen Kristallen heranwachsen. Die Bestandteile der gesättigten Lösung kristallisieren nun an den bereits gewachsenen Kristallen aus. Ab diesem Zeitpunkt setzt das Keimwachstum ein und aus kleinen Keimen können sich große und stabile Kristallstrukturen aufbauen (Abbildung 20). Ein wesentlicher Vorteil der Kristallisation gegenüber der Fällung ist, dass nur ein sehr geringer Anteil der möglichen Verunreinigungen in das Endprodukt eingebaut wird.

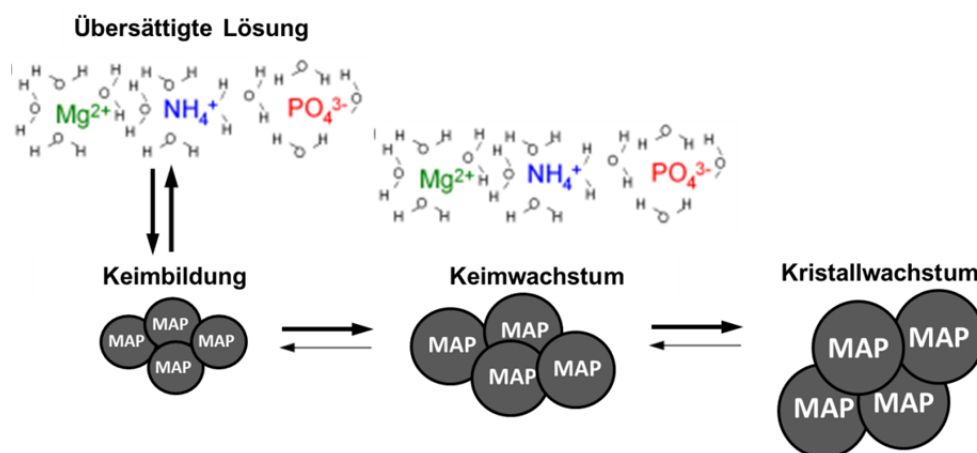


Abbildung 20: Phasen der MAP-Kristallisation (P.C.S, 2010)

Kristallisationsreaktoren werden im Anschluss an die biologische Stufe angeordnet und können im Haupt- oder Nebenstrom installiert werden. Sie lassen sich einfach in bereits bestehende Anlagen integrieren. Die



Kristallisation kann durch Zugabe von geeigneten Kristallisationsmaterialien (z.B.: Calcium-Silikat-Hydrat → CSH) oder gewöhnlich durch Zugabe geeigneter Fällmittel initiiert werden.

2.4.4.5 Übersicht Rückgewinnungsverfahren flüssige Phase

Die folgende Tabelle stellt die bekannten Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus dem Abwasser zusammenfassend dar. Ziel ist es einen Überblick über den Stand der Umsetzung, die dabei angewandte Technologie, das Endprodukt, der Wirkungsgrad bezogen auf den Kläranlagenzulauf und etwaige Besonderheiten zu geben.

Tabelle 9: Übersicht Rückgewinnungsverfahren flüssige Phase

Verfahren	Stand	Technologie					Endprodukt	Wirkungsgrad	Literatur	Besonderheit	
		Kristallisation	Fällung	Ionentauscher	sonstige	MAP					CaP
Adsorptionsverfahren	*		x				x		unbekannt	Pinnekamp et al., 2007	
CSIR	*	x				x			bis 25%	Pinnekamp et al., 2007	
DHV Crystalactor ®	***	x					x		bis 40%	Brett et al., 1997; Gaastra, 1998; Giesen, 1999; Giesen 2002	Anaerobbecken, Essigsäurezugabe
elektrochem. Verfahren	*	x			x ¹				unbekannt	Bilbao und Egner, 2012	
HeatPhos	**		x		x ²				unbekannt	Kurado et al., 2002; Takiguchi et al., 2003; Hirota et al., 2010;	
Kläranlage Treviso	***	x				x			20-30%	Cecci et al, 2003	
Kurita Festbett Reaktor	*	x				x			20-30%	Pinnekamp et al., 2007	
Magnetseperator	*		x					x	unbekannt	Pinnekamp et al., 2007	
Nishihara Reaktor	***	x				x			20-30%	Nawamura et al., 2001	
NuReSys ®	***	x				x			20-30%	Moermann, 2007; Moermann, 2009	
Ostara Pearl Reactor ®	***	x				x			20-30%	Adnan, 2002, Britton et al., 2008	optional Anaerobbecken
PECO	*	x				x			20-30%	Dockhorn, 2007	biolog. Remobilisierung, Meerwasserfällung
PHOSIDIE	*		x	x	x ³	x			20-30%	Hoffmann und Homa, 2011	
Phosnix Unitika	***	x				x			20-30%	Ueno, 2003	
Phostrip	***		x				x		unbekannt	Kaschka, 1999	Anaerobbecken
PRISA	*		x			x			40%	Montag, 2008	längere Aufenthaltszeit Rohschlamm
P-RoC	**	x					x		15-25%	Berg et al., 2006; Ehbrecht et al., 2011	
REM-NUT ®	**		x	x			x		50%	Liberti et al., 1986a; Liberti et al., 1986b; Liberti et al., 1986c; Liberti et al., 2001; Petruzzeli, 2003	
Sydney Waterboard	***	x					x		20-30%	Angel, 1997	

*Labormaßstab, **Pilotanlage, ***größtechnische Umsetzung

¹ zur Kristallisation an spezieller Magnesiumkatode ² Erhitzen ³ Elektrodialyse

2.4.5 Rückgewinnung aus Faul- und Klärschlamm

Im Klärschlamm liegt der Phosphor biologisch und/oder chemisch gebunden vor. Für jene Verfahren, die im Klärschlamm ansetzen, sind daher komplexe Prozessschritte notwendig. Im Falle einer MAP oder CaP Rückgewinnung ist im ersten Prozessschritt die Rücklösung des gebundenen Phosphors notwendig. Folgende grundsätzliche Verfahrensansätze werden dazu angewendet (Abbildung 21).

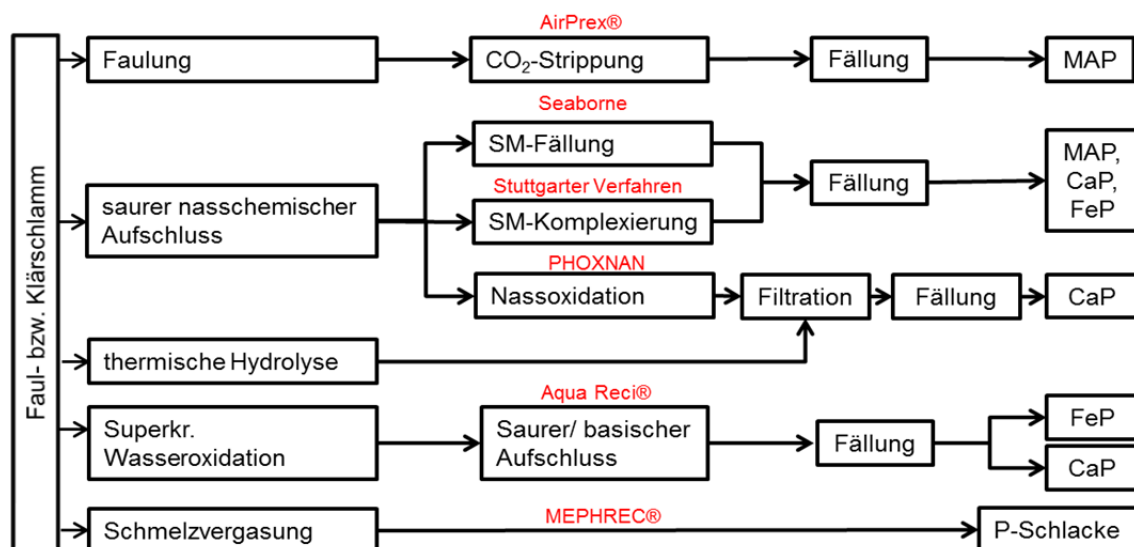


Abbildung 21: Prozessschritte zur Rückgewinnung von P aus Klärschlamm

2.4.5.1 Nasschemische Verfahren (saurer Aufschluss)

Wie bereits in Abbildung 19 dargestellt, ist die Löslichkeit des Phosphors stark pH-Wert abhängig. Durch den Einsatz starker Säuren kann von bis zu 90 % des im Klärschlamm gebundenen Phosphors rückgelöst werden (Günther, 2011; Weidelehner, 2010, Bayerle, 2009; Günther et al., 2008). Abbildung 22 zeigt die Veränderung der P-Löslichkeit in Abhängigkeit des pH-Wertes. Während die Rücklösung bei einem pH von 3 im Bereich von 50–75 % liegt, kann durch eine weitere Senkung auf pH 2 die Rücklösung deutlich gesteigert werden. Diese Steigerung führt jedoch zu einem zusätzlichen Säurebedarf (Faktor 2).

Aktuelle Untersuchungen zeigen, dass ein pH-Wert von 2 für die weitere Prozessführung zahlreiche Nachteile, wie

- Versagen von Polymeren für die Entwässerung,
- deutliche Verschlechterung der Entwässerbarkeit,
- überproportionaler Säureverbrauch in Relation zur P-Rücklösung

hat. Deshalb wird der Klärschlamm bei den derzeit bekannten Verfahren nur auf pH 4, im Extremfall auf pH 3 angesäuert. Nasschemischen Verfahren sollte eine anaerobe Faulung vorgeschaltet werden, da bei unbehandelten Schlämmen die Löslichkeit bei einem pH-Wert von 2 lediglich bei 50 % liegt. Die Rücklösung von P ist jedoch ein nicht selektiver Prozess, und führt zu einer gleichzeitigen Rücklösung von Schwermetallen und weiteren Metallen (Günther, 2011; Esemén, 2012). Die Rücklösung der Schwermetalle ist ebenfalls von deren Löslichkeitsprodukt abhängig. Folglich müssen Ansätze gewählt werden, damit diese Störelemente vor der eigentlichen Rückgewinnung des Phosphors aus dem Prozess entfernt werden können. Die derzeit bekannten Ansätze sind zum einen die gezielte Schwermetall-Elimination aus dem Zentrat mittels sulfidischer Fällung oder die Komplexbildung der Schwermetalle, um eine gleichzeitige Fällung mit dem Phosphor zu vermeiden. Eine weitere Möglichkeit ist die Rücklösung bei einem höheren pH-Wert (z.B. pH-Wert 4), wobei Schwermetalle kaum in Lösung gehen und die zusätzlichen Entfernungsprozesse nicht benötigt werden. Allerdings wird damit die P-Rücklösung und damit auch die Rückgewinnungsrate deutlich reduziert. Im letzten Prozessschritt wird P als MAP ausgefällt.

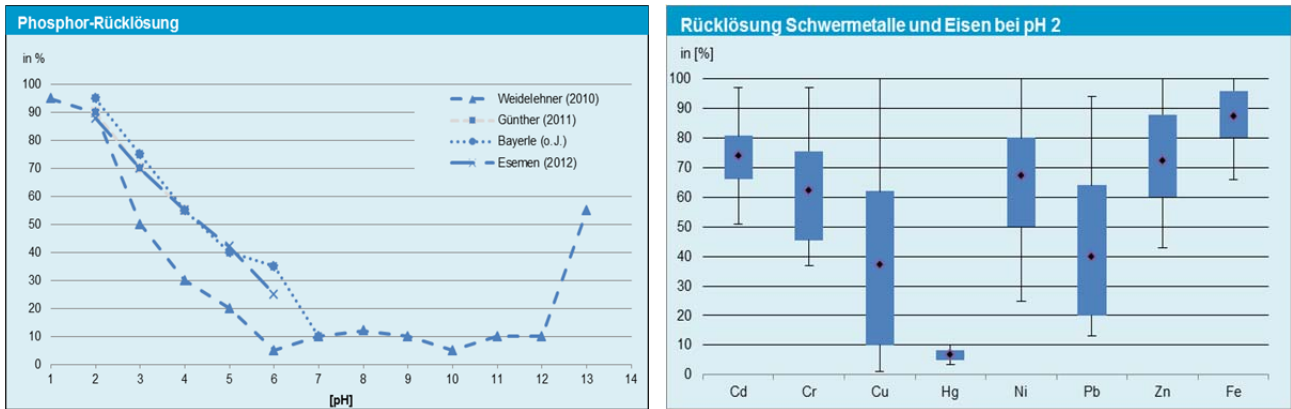


Abbildung 22: P-Rücklösung in Abhängigkeit des pH-Wertes und Rücklösung Schwermetalle (pH 2)

2.4.5.2 Thermische Hydrolyse

Bei Temperaturen bis zu 165 °C und Drücken von 5–7 bar wird Klärschlamm in einem Reaktor thermisch hydrolysiert. Der in den Mikroorganismen biologisch gespeicherte Phosphor und Stickstoff wird dadurch größtenteils freigesetzt und liegt gelöst vor. Im Anschluss an die Entwässerung des Schlammes kann P durch Zugabe geeigneter Fällmittel als MAP rückgewonnen werden. Auch in diesem Prozess sind Metallionen wie Fe und Al störend. Voraussetzung ist daher eine vorangegangene biologische P-Entfernung.

2.4.5.3 (Nass)Oxidation

Unter ähnlichen Bedingungen, aber mit vorangehender Ansäuerung des Schlammes und Zufuhr von Sauerstoff während der thermischen Hydrolyse, wird zum einen die organische Substanz nahezu vollständig oxidiert und zum anderen sowohl der biologisch, als auch der chemisch gebundene Phosphor (Fe- oder Al-P) rückgelöst. Filtrationsstufen, bis hin zur Nanofiltration, garantieren die Abtrennung von Störionen vor der anschließenden MAP- oder CaP-Fällung. Vorteil dieses Verfahrens ist die Nutzung des Energiepotentials des Schlammes aufgrund exothermer Prozesse.

2.4.5.4 Superkritische Zustände

Infolge überkritischer Zustände im Reaktor bei Temperaturen >374 °C und einem Druck >221 bar wird der organische Anteil des Klärschlammes nahezu vollständig oxidiert. Die entstehende anorganische Asche ist hoch reaktiv, wodurch Schwermetalle und Phosphor durch Säurezugabe sehr leicht löslich sind. Die zur Rücklösung notwendige Säure- bzw. Laugenmenge kann aufgrund der vorangegangenen Behandlung stark reduziert werden. Die einzelnen Prozesse untergliedern sich in die überkritische Wasseroxidation, die Gasabtrennung, das Eindicken und den Recyclingprozess. Auch in diesem Fall kann theoretisch ein Großteil des Energieinhaltes des Klärschlammes als Wärmeenergie genutzt werden. Phosphor kann dann als FeP und/oder CaP rückgewonnen werden.

2.4.5.5 Schmelzvergasung

Die Schmelzvergasung von Klärschlamm basiert auf der Anwendung metallurgischer Verfahrenstechniken (Ignitec, 2009). Bei Behandlungstemperaturen über dem Ascheschmelzpunkt (die Behandlung erfolgt meist in einem Eisenbad) entstehen 3 Materialströme – eine flüssige Metallphase, eine feste Schlackephase mit

hoher Phosphorkonzentration und eine gasförmige Phase mit leicht flüchtigen Schwermetallen. Das entstehende Gas ist brennbar und kann in Verbrennungssystemen als Energiequelle genutzt werden.

2.4.5.6 Übersicht Rückgewinnungsverfahren Klärschlamm

Die folgende Tabelle stellt die bekannten Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus dem Faul- und Klärschlamm zusammenfassend dar. Ziel ist es einen Überblick über den Stand der Umsetzung, die dabei angewandte Ansätze zur Rücklösung des Phosphors, etwaige erforderliche Prozesse zur Schwermetallentfernung, das Endprodukt und den Wirkungsgrad bezogen auf den Kläranlagenzulauf zu geben.

Tabelle 10: Übersicht Rückgewinnung Klärschlamm

Verfahren	Stand	Technologie										Wirkungsgrad bezogen auf KA-Zulauf	Literatur						
		Kristallisation	Fällung	nasschemisch (sauer)	therm. Hydrolyse	Nassoxidation	Superkr. Wasseroxidation	Schmelzvergasung	sulfidische Fällung	Komplexierung	Rauchgas/Eisenbad (Nano) Filtration			MAP	CaP	Al- bzw. FeP	sonstige		
AirPrex ®	***	x	x											x				10-15%	Ewert, 2009; Heinzmann, 2009
Aqua Reci ®	***						x								x	x		50-70%	Stendahl und Jaäferström, 2004; Stenmark, 2003
ATZ Eisenbadreaktor	**							x			x					x		90%	Mocker et al., 2010
Budenheimer Verfahren	**			x										x				50%	Stössel, 2013
CAMBI ®	**				x									x				unbekannt	Sievers et al., 2005
FIXPhos	*	x													x			20-30%	Petz et al., 2011
KemiCond	**				x									x				unbekannt	Kemira, o.J.
KREPRO ®	**				x									x				unbekannt	Berg und Schaum, 2005; Kemira Kemwater ABR®
LysoGest®	***	x	x		x									x				unbekannt	Ewert, 2012, PCS, 2013
MEPHREC ®	**							x			x					x		~60	Ignitec, 2009; Scheidig, 2002
PHOXNAN (LOPROX®)	**			x		x					x			x	x			bis 60%	Debellefontaine und Foussard, 2000; Blöcher et al., 2011
Seabome ®	***			x					x					x		x		30-50%	Günther, 2012, Esemem, 2012
Gifhomer Verfahren	***			x					x					x	x			30-50%	Esemem, 2012
Stuttgarter Verfahren	**			x						x				x				bis 60%	Weidelehner, 2010; Meyer et al., 2012

*Labormaßstab **Pilotanlage ***großtechnische Umsetzung



2.4.6 Rückgewinnung aus Klärschlammasche

2.4.6.1 Nasschemische Verfahren (saurer oder basischer Aufschluss)

Nach demselben Prinzip wie bei Klärschlämmen werden im Falle der Klärschlammasche die rein chemisch gebundenen Phosphate durch Säurezugabe rückgelöst. Ein pH-Wert von 2 ist nötig um >90 % des Phosphors in Lösung und damit in die flüssige Phase (nasschemische Extraktionsverfahren) zu bringen. Nachteilig ist allerdings auch in diesem Medium die gleichzeitige Rücklösung zahlreicher Schwermetalle und Metalle infolge der pH-Wert Senkung (Ottosen et al., 2013; Pinnekamp et al., 2011; Montag, 2009). Zusätzliche Verfahrensschritte wie Ionenaustauscher, Flüssig-Flüssig-Extraktionen und sequentielle Fällungen sind deshalb zur Entfrachtung von Schwermetallen notwendig (Abbildung 23). Während in den bisher bekannten Prozessen, der Phosphor zumeist als MAP gefällt wird, kann in diesen Prozessen der Phosphor ausschließlich als CaP rückgewonnen werden, da im Anschluss an die Verbrennung kein Stickstoff bzw. Ammonium (NH_4) für eine MAP Fällung vorliegt.

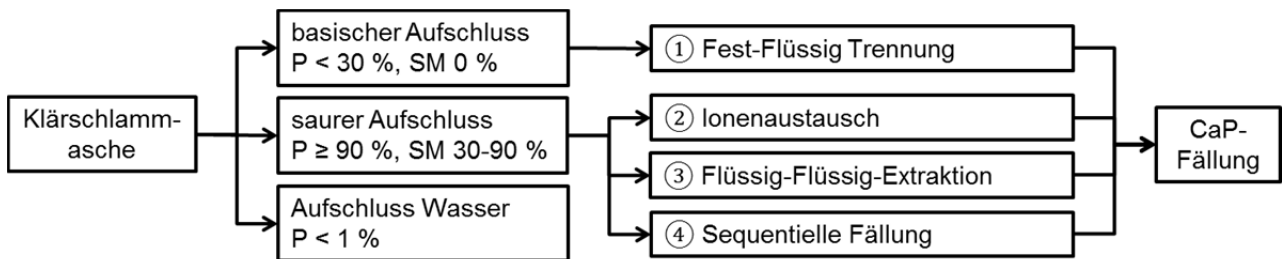


Abbildung 23: Nasschemische Verfahren zur Rückgewinnung aus der Klärschlammasche inkl. SM-Abtrennung
Abfallprodukte sind die Rückstände aus den Fest-Flüssig-Abtrennungen wie saure Klärschlammaschen oder schwermetallhaltige Schlämme mit stark variierenden pH-Werten. Sie müssen einer gesonderten Behandlung bzw. Entsorgung zugeführt werden.

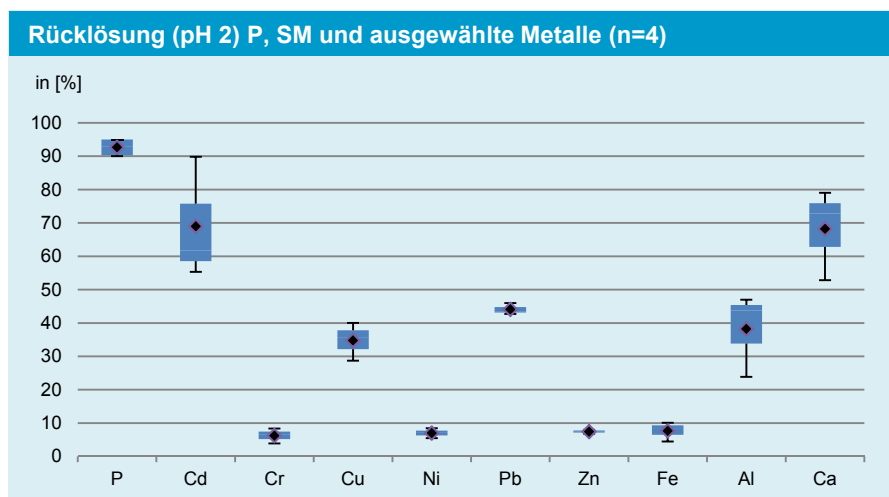


Abbildung 24: P- und SM-Rücklösung aus der KS-Asche bei saurem Aufschluss (Pinnekamp et al., 2011)

Neben der nasschemischen Extraktion werden Säuren auch zugegeben und nur mit der Asche vermischt. Ziel ist dabei der Aufschluss des chemisch gebundenen Phosphors in wasserlösliche und damit pflanzenverfügbare Phosphorverbindungen. Dieser Ansatz, also die Zugabe von Schwefelsäure oder Phosphorsäure wird in der Düngemittelindustrie verfolgt.

2.4.6.2 Thermische und thermochemische Verfahren

Diese Rückgewinnungsverfahren arbeiten in einem Temperaturbereich von 850–2.000 °C. Die thermochemischen Verfahren lassen sich in

- Verfahren mit Behandlungstemperaturen unter dem Ascheschmelzpunkt (1) und
- Verfahren mit Behandlungstemperaturen über dem Ascheschmelzpunkt (2)

unterteilen. Die Schmelztemperatur von Asche liegt im Bereich von 1.150–1.250 °C.

Ziel der thermochemischen Verfahren (Temperatur unter dem Ascheschmelzpunkt) ist zum einen die Überführung des Phosphors in eine pflanzenverfügbare Form und zum anderen die Entfrachtung der Asche von einzelnen Schwermetallen (Adam et al., 2009a) wie z.B. Cd, Cu, Pb, Zn (Abbildung 25). Leichtflüchtige Metalle werden bei Behandlungstemperaturen von 850–1.000 °C und Chloridzugabe zur Herabsetzung der Siedetemperatur über die Gasphase (Rauchgas) abgeschieden. Es entstehen dabei zwei Materialströme, die Asche als Feststoff mit hohen Phosphorkonzentrationen und verringerten Schwermetallgehalten und das mit Schwermetallen beladene Rauchgas. Das Rauchgas muss in einer anschließenden Rauchgasreinigung behandelt werden.

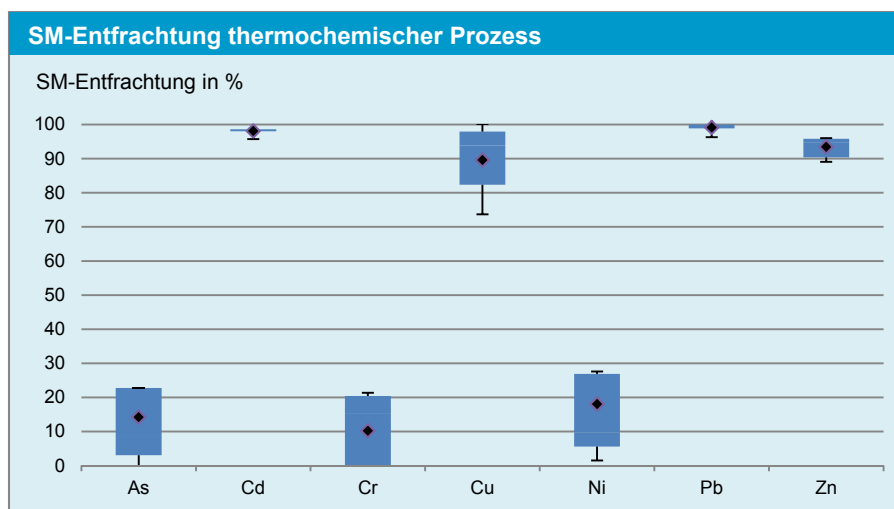


Abbildung 25: SM-Entfrachtung der KS-Asche mit thermochemischem Verfahren

Über dem Ascheschmelzpunkt kann jenes Verfahren der Schmelzvergasung angewendet werden, welches bereits in Kapitel 2.4.5.5 dargestellt wurde.

2.4.6.3 Elektrothermische Verfahren

Dieses Verfahren ist ein in der Industrie erprobtes Verfahren zur Erzeugung von reinem P₄. Phosphorhaltiges Ausgangsmaterial (z.B. KS-Asche) wird mit Koks (Reduktionsmittel) und Kieselsteinen (SiO₂-Quelle für Schlackenbildung) vermischt und einem Lichtbogenofen zugeführt. Der Ofen wird mit einer elektrischen Widerstandsheizung auf 1.500 °C erhitzt. Phosphate werden bei diesen Temperaturen zu reinem P₄ reduziert. Zusammen mit Kohlenmonoxid und Staub verlässt der Phosphor gasförmig den Ofen. Das P-haltige Rauchgas wird durch einen Elektrofilter geleitet und der Staub aus dem Rauchgas entfernt. Der überwiegende Anteil der Schwermetalle ist an die Staubpartikel gebunden und wird somit größtenteils



entfernt. Im Anschluss an den Elektrofilter wird Phosphor kondensiert und als P_4 in Wasser gelagert (Schipper et al., 2001).

2.4.6.4 Elektrokinetische Verfahren

Durch das Anlegen eines elektrischen Feldes wird P aufgrund seiner Eigenschaften als Anion zur Anode hingezogen. Im Gegensatz zu den Kationen (z.B. die meisten Schwermetalle) reichert sich Phosphor an der Anode an und kann anschließend selektiv gezielt gefällt werden (LfU, 2010).

2.4.6.5 Bioleaching

Ziel des Bioleachings ist die Rücklösung von Phosphor und Schwermetallen aus der Asche mit Hilfe lithotropher Mikroorganismen. Durch die mikrobielle Produktion von Schwefelsäure werden innerhalb kurzer Zeit Phosphor und Schwermetalle freigesetzt. Phosphor kann anschließend selektiv bakteriell rückgewonnen werden.

2.4.6.6 Übersicht Rückgewinnungsverfahren Klärschlamm-Asche

Die folgende Tabelle stellt die bekannten Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus der Klärschlamm-Asche zusammenfassend dar. Ziel ist es einen Überblick über den Stand der Umsetzung, die dabei angewandten Ansätze zur Rücklösung bzw. Aufschluss des Phosphors, mögliche Ansätze zur Schwermetallentfernung, das Endprodukt und den Wirkungsgrad bezogen auf den Kläranlagenzulauf zu geben.

Tabelle 11: Übersicht Rückgewinnung Klärschlamm-Asche

Verfahren	Stand	Technologie										Wirkungsgrad bezogen auf KA-Zulauf	Literatur			
		nasschemisch (sauer, basisch)	Thermochemisch	Thermoelektrolytisch	Eisenbad/ Schmelzvergasung	Elektrokinetisch	Bioleaching	Iontauscher	Flüssig-flüssig Trennung	Rauchgas/ Eisenbad	MAP			CaP	Al- bzw. FeP	sonstige
Ash Dec®	**		x											x	85%	Hermann, 2008; Adam et al., 2009; Nowak et al., 2011
BioCon®	**	x								x				P-Säure	unbekannt	Hultman et al., 2003
CleanMAP	**	x												NH ₄ -P	unbekannt	Easy Mining Sweden AB, 2013
Eberhard	*	x													unbekannt	Franz, 2007
EPHOS	*									x					unbekannt	LfU, 2010; Sturm et al., 2010
Inocre-Verfahren	*										x				unbekannt	Inocre, 2012
LEACHPHOS®	**	x													-	Morf, 2012
LOTUS Gifu City	**	x													40-60%	Matsuo, 1996,2007; Morishima, 2009; Takaoto, 2010;
MEPHREC®	**				x									Schlacke	50-80%	siehe MEPHREC® Klärschlamm
PASCH	*	x													70-80%	Montag, 2009; Pinnekamp et al., 2007; Pinnekamp et al., 2011
RecoPhos®	***	x												Asche Pellets	90%	Weigand et al., 2011; Weigand et al, 2012
RecoPHos/Inducarb	*				x									unbekannt	unbekannt	Rapf et al., 2010;
SEPHOS	*	x													90%	Schaum et al., 2004
SESAL-Phos	*	x													~70%	Petzet et al., 2011; Petzet et al., 2012
Therm. Aufschluss Konverterschlacke	*				x									Schlacke	unbekannt	Rex et al., 2008
Thermphos®	***			x										P ₄	85%	Schipper et al., 2001
Düngemittelindustrie	***	x												SSP, TSP	90%	Lefferts, 2012

*Labormaßstab, **Pilotanlage, ***größtechnische Umsetzung

2.4.7 Auswahlkriterien der zu bewertenden Verfahren

Die Rechercheergebnisse zeigen, dass weltweit bereits zahlreiche Verfahren zur Phosphorrückgewinnung mit unterschiedlichen Technologien erforscht, entwickelt und bereits in Pilot- und großtechnischen Anlagen realisiert wurden. Da eine umfassende Bewertung aller dieser Verfahren im Rahmen dieser Studie nicht möglich ist, sollen aus dieser Vielzahl von Verfahren jene Verfahren ausgewählt werden, die für eine zukünftige Umsetzung am ehesten in Frage kommen bzw. bereits im Pilot- oder großtechnischen Maßstab im Einsatz sind. Anschließend werden diese Verfahren nach technischen, ökologischen und ökonomischen Kriterien bewertet. Auswahlkriterien für die Durchführung einer umfassenden Bewertung werden mit unterschiedlicher Punkteanzahl und Gewichtung definiert, um eine technisch möglichst objektive Auswahl der Verfahren zu ermöglichen.

2.4.7.1 Kriterien

Zugang zu Informationen und Daten (1)

Dieses Kriterium ist hinsichtlich der Bewertung von besonderer Bedeutung. Es soll die Verfügbarkeit von Informationen und Daten in Form von wissenschaftlichen Publikationen, Dissertationen bzw. Diplomarbeiten, Vorträgen, technischen Studien, Machbarkeitsstudien, wissenschaftlichen Begleitstudien usw. beurteilen. Gleichzeitig werden der Inhalt und die Eignung der Daten für eine anschließende Bewertung berücksichtigt (Tabelle 12).

Tabelle 12: Bewertung Zugang zu Informationen

Datengrundlage	Bewertung
Sehr gut	4
Gut	3
Mäßig	2
Schlecht	1

Verfügbarkeit der Technologie (2)

Dieses Kriterium berücksichtigt den Forschungsstand und eine bereits technische Umsetzung eines entwickelten Rückgewinnungsverfahrens. Großtechnisch umgesetzte Verfahren, die absatzfähige Düngemittel produzieren, erhalten die Höchstpunktezahl. Die weitere Untergliederung ist in Tabelle 13 ersichtlich. Wurde die Entwicklung eines erprobten Verfahrens eingestellt, so werden die Ursachen der Einstellung ergründet und das Verfahren nicht von vornherein ausgeschlossen. Wird ein Verfahren aufgrund seiner Eignung bereits im nächst größeren Maßstab geplant oder bereits gebaut, z.B. ein im Labor erfolgreich erprobtes Verfahren steht kurz vor der Umsetzung als halbtechnische Anlage, erfolgt eine Aufwertung um 0,5 Punkte.

**Tabelle 13: Gewichtung Verfügbarkeit der Technologie**

Kriterien	Gewichtung 1
Großtechnische Umsetzung mit Düngerproduktion	5
Großtechnische Umsetzung	4,5
Pilotanlage mit Düngerproduktion	4
Pilotanlage	3,5
Halbtechnische Anlage	3
Labormaßstab, erprobt	2,5
Großanlage, eingestellt	3
Pilotanlage, eingestellt	2
Labormaßstab, eingestellt	1

Charakteristik des Endprodukts (3)

Es werden sowohl die Pflanzenverfügbarkeit als auch die Reinheit des Endproduktes berücksichtigt. Die Unterteilung erfolgt in gut pflanzenverfügbar, nicht eindeutig bestimmbar bzw. uneinheitliche Ergebnisse und gering pflanzenverfügbar. Die Ergebnisse einer Literaturrecherche über die Pflanzenverfügbarkeit der möglichen Endprodukte fließt darin ein (Tabelle 14). Liegen unabhängige Untersuchungen der Verfahrenshersteller vor (z.B. Phoskraft® von Ash Dec ®), werden diese ebenfalls berücksichtigt.

Tabelle 14: Gewichtung der Pflanzenverfügbarkeit

Endprodukt	Pflanzenverfügbarkeit	Punkte
MAP	Gut	3
CaP	Gut	3
Thomasmehle	Gut	3
Schlacken (z.B. Konverterschlacke)	Uneinheitlich	2
Aluminium- oder Eisenphosphate	Uneinheitlich	2
(Hydroxyl)Apatit	Gering	1
Phosphorsäure	Vorstufe zur Düngerprod.	2

Einhaltung der Grenzwerte (4)

Bezüglich der Reinheit des Endproduktes wird überprüft, ob die gesetzlichen Verordnungen und Vorgaben für Düngemittel eingehalten werden. Liegen keine Ergebnisse vor, wird entsprechend einer Übertretung der Grenzwerte bewertet.

Tabelle 15: Bewertung Einhaltung der Grenzwerte Verunreinigungen

	Schwermetalle	Org. Verunreinigung	Pathogene Keime
Einhaltung gesetzlicher Vorg.	1	1	1
Nichteinhaltung gesetzlichen Vorg.	0	0	0

Wirtschaftlichkeit (5)

Ein wirtschaftlicher Betrieb ist entsprechend den gegenwärtigen Phosphorpreisen für einen Großteil der Verfahren nicht möglich. Deshalb wird die zu vergebende Punktezah für dieses Kriterium und damit die Gewichtung der Wirtschaftlichkeit niedrig gehalten. Für die Auswahl eines Verfahrens soll das ökonomische Kriterium nicht ausschlaggebend sein. Liegen keine Informationen vor, wird die Wirtschaftlichkeit mit 0,5 bewertet.

Tabelle 16: Bewertung der Wirtschaftlichkeit

Wirtschaftlichkeit	Bewertung
An der Grenze zur Wirtschaftlichkeit	1,5
Unwirtschaftlich mit Verbesserungspotential	1
Gänzlich unwirtschaftlich	0,5

Zusatzkriterien ohne Punktevergabe

- Aus jedem potentiellen Phosphorstrom einer Kläranlage (Abfluss, Schlammwasser, Klärschlamm und Klärschlammasche) sollen mindestens 2 Verfahren für die Bewertung ausgewählt werden.
- Erfolgt die Phosphorrückgewinnung mit einer im Vergleich zu den bestehenden Verfahren gänzlich anderen bzw. neuartigen Methode, soll dieses Verfahren ebenfalls in die Bewertung aufgenommen werden.
- Werden zwei ähnliche Verfahren nach den Auswahlkriterien gleich oder ähnlich gut bewertet, wird nur eines dieser Verfahren berücksichtigt.
- Verfahren, deren Entwicklungsstand noch nicht sehr weit fortgeschritten ist (Labormaßstab), aber vielversprechende Ergebnisse liefern, werden trotz schlechter Punktezahl berücksichtigt.
- Um Einblicke in den Fortschritt der P-Rückgewinnung auf anderen Kontinenten oder Ländern zu bekommen, erfolgt eine Auswahl der Verfahren auch nach geographischen Gesichtspunkten.

Gewichtungsfaktor

Die Punkteanzahl für die Auswahlkriterien wird mit einem Gewichtungsfaktor multipliziert und anschließend aufsummiert. Die Auswahl erfolgt anhand zwei unterschiedlicher Gewichtungen, wobei einmal der Fortschritt der Technologie und das resultierende Produkt im Vordergrund stehen und zum anderen die Verfügbarkeit der Daten stärker gewichtet wird. Der Mittelwert dieser beiden Teilergebnisse entspricht der endgültigen Punktezahl, nach welcher die Verfahren ausgewählt werden.

Tabelle 17: Gewichtung der Kriterien

Kriterien	Gewichtung 1	Gewichtung 2
Zugang zu Informationen	1,5	3
Verfügbarkeit der Technologie	2	1
Pflanzenverfügbarkeit	2	1
Grenzwerte Verunreinigungen	1,5	1
Wirtschaftlichkeit	0,5	1

2.4.7.2 Bewertungsmatrix

Die Bewertungsmatrix in Tabelle 18 zeigt die Ergebnisse nach den beschriebenen Auswahlkriterien und deren Gewichtung. Hellgrün markierte Verfahren erreichen bei der jeweiligen Gewichtung die höchste Punktezahl. Dunkelgrün markierte Verfahren erreichen nach der Mittelwertbildung der beiden Gewichtungen die höchste Punktezahl und werden bei der Technologiebewertung in Betracht gezogen. Orange markierte Technologien werden aufgrund der genannten Zusatzkriterien ausgewählt.

Tabelle 18: Bewertung der Verfahren nach den Auswahlkriterien

	Kriterien	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	Gew.1	Gew.2	MW
Ablauf und Schlammwasser	Adsorptionsverfahren	1,0	2,0	3,0	1,0	0,5	13,25	9,5	11,38
	CSIR	1,0	1,0	3,0	1,0	0,5	11,25	8,5	9,88
	DHV Crystalactor®	4,0	5,0	3,0	1,0	1,5	24,25	22,5	23,38
	Elektrochem. Verfahren	1,0	2,5	3,0	1,0	0,5	14,25	10,0	12,13
	HeatPhos	2,0	3,0	3,0	1,0	0,5	16,75	13,5	15,13
	Kläranlage Treviso	3,0	4,0	3,0	1,0	1,0	20,5	18,0	19,25
	Kurita Festbett Reaktor	1,0	2,0	3,0	1,0	1,0	13,5	10,0	11,75
	Magnetseparator	1,0	2,5	2,0	1,0	0,5	12,25	9,0	10,63
	Nishihara Reaktor	3,0	3,0	3,0	1,0	1,0	18,5	17,0	17,75
	NuReSys	1,0	2,5	2,0	1,0	0,5	12,25	9,0	10,63
	Ostara Pearl Reactor ®	4,0	5,0	3,0	1,0	2,0	24,5	23,0	23,75
	PECO	3,0	2,5	3,0	1,0	0,5	17,25	16,0	16,63
	PHOSIDIE	2,0	2,5	3,0	1,0	0,5	15,75	13,0	14,38
	Phosnix (Unitika)	2,0	5,0	3,0	1,0	1,5	21,25	16,5	18,88
	Phostrip	4,0	5,0	3,0	1,0	1,0	24,0	22,0	23
	PRISA	4,0	4,0	3,0	1,0	1,0	22,0	21,0	21,5
	P-RoC	3,0	4,0	3,0	1,0	1,5	20,75	18,5	19,63
	REM NUT®	3,0	3,0	3,0	1,0	1,0	18,5	17,0	17,75
Sydney Waterboard Reactor	2,0	3,5	3,0	1,0	1,0	18,0	14,5	16,25	
Faul- und Klärschlamm	AirPrex®	5,0	3,0	1,0	3,0	2,0	24,5	23,0	23,75
	Aqua Reci ®	2,0	2,0	1,0	2,0	1,0	16,5	16,0	16,25
	ATZ Eisenbadreaktor	2,0	2,0	2,0	1,0	0,5	12,75	11,5	12,3
	CAMBI ®	1,0	5,0	3,0	1,0	0,5	19,25	12,5	15,88
	FIXPhos	3,0	3,0	3,0	1,0	0,5	18,25	16,5	17,38
	KemiCond	3,0	3,5	3,0	1,0	0,5	19,25	17,0	18,13
	KREPRO	3,0	3,5	3,0	1,0	0,5	19,25	17,0	18,13
	PHOXNAN (LOPROX)	4,0	3,0	3,0	1,0	0,5	19,75	19,5	19,63
	Seaborne ®	4,0	3,0	3,0	1,0	0,5	19,75	19,5	19,63
	Gifhorner Verfahren	4,0	5,0	3,0	1,0	0,5	23,75	21,5	22,63
	Stuttgarter Verfahren	4,0	4,0	3,0	1,0	0,5	21,75	20,5	21,13
Klärschlammmasche	Ash Dec/Outotec ®	4,0	4,0	3,0	1,0	2,0	22,5	22,0	22,3
	BioCon®	2,0	3,0	3,0	1,0	0,5	16,75	13,5	15,13
	Eberhard	2,0	2,5	3,0	1,0	0,5	15,75	13,0	14,38
	EPHOS	3,0	2,5	3,0	1,0	0,5	17,25	16,0	16,63
	Inocre-Verfahren	1,0	2,5	2,0	1,0	0,5	12,25	9,0	10,63
	LEACHPHOS®	4,0	4,0	3,0	1,0	1,0	22,0	21,0	21,5
	LOTUS Gifu City	2,0	5,0	3,0	1,0	1,0	21,0	16,0	18,5
	MEPHREC®	2,0	4,0	2,0	1,0	1,5	17,25	14,5	15,88
	PASCH	4,0	3,0	3,0	1,0	1,5	20,25	22,5	20,38
	RecoPhos® (D)	3,0	5,0	3,0	1,0	1,5	22,75	19,5	21,13
	RecoPhos Inducarbon (AT)	1,0	2,5	2,0	1,0	0,5	12,25	9,0	10,63
	SEPHOS	2,0	1,0	3,0	1,0	0,5	12,75	11,5	12,13
	SESAL-Phos	4,0	1,0	3,0	1,0	0,5	15,75	17,5	16,63
	Aufschl. Konverterschlacke	1,0	2,0	2,0	1,0	0,5	11,25	8,5	9,88
	Thermphos®	4,0	5,0	1,0	1,0	1,5	20,25	20,5	20,38
Düngemittelindustrie	4,0	5,0	3,0	1,0	2,0	24,5	23,0	23,75	

Speziell im Schlammwasser werden ähnliche Verfahren, namentlich Kristallisationsverfahren mit geringen Modifikationen, eingesetzt. Aufgrund der Datengrundlage werden daher die zwei bekanntesten und großtechnisch umgesetzten Verfahren Ostara Pearl Reaktor® und der DHV Crystalactor® für die Bewertung herangezogen.

2.4.7.3 Auswahl der Verfahren

Tabelle 19: Finale Auswahl der zu bewertenden Rückgewinnungsverfahren

Ablauf und Schlammwasser	Technologie	Auswahlkriterien - Begründung
DHV Crystalactor®	Modifizierte Schlammlinie (Phostrip), Kristallisation (Sandkeim)	Punkteanzahl, gute Datengrundlage, modifizierte Schlammbehandlung zur erhöhten P-Rücklösung, mehrere bestehende Anlagen in Betrieb, Düngemittelherstellung und Vertrieb, Standorte in Europa, ähnliche Prozessschritte wie KA Treviso–jedoch bessere Datengrundlage
Ostara Pearl Reaktor®	Kristallisation (MAP Keim)	Weltweit zahlreiche großtechnische Anlagen in Betrieb, sehr gute Datengrundlage (guter Kontakt), vermarktbarer Dünger
PRISA	Modifikation Eindicker, Fällung	Punkteanzahl, Datengrundlage, gezielte P-Rücklösung ohne Chemikalieneinsatz, Fällungsverfahren
P-RoC	Kristallisation (CSH-Keim)	Einsatz eines neuen Impfmaterials, gute Ergebnisse bei halbtechnischer Umsetzung, keine Fällmittel oder Chemikalien notwendig, Pilotanlage in Betrieb
REM-NUT®	Ionenaustausch, Fällung	Einmalige Technologie, Ionentauscher ist auch Forschungsschwerpunkt beim deutschen P-Forschungsprojekt PhoBe, Leistungsanstieg neuer Ionentauscher

Faul- und Klärschlamm	Technologie	Auswahlkriterien - Begründung
AirPrex®	Strippung, Fällung	Punkteanzahl, großtechnische Umsetzung, P-Rückgewinnung im Faulschlamm, Positive Effekt auf Kläranlagenbetrieb, Produktvermarktung
Aqua Reci®	Oxidation, Fällung	Einmalige Technologie (Superkritische Wasseroxidation), Datengrundlage,
PHOXNAN (LOPROX®)	Nassoxidationsverfahren (mit Nanofiltration)	Einmalige Technologie, gute Datengrundlage aufgrund des deutschen PhoBe Projektes, Nutzung des Energieinhaltes des Schlammes
Seaborne® Seaborne ursprünglich	Nasschemisches Verfahren, SM-Abtrennung, Fällung	Punkteanzahl, großtechnische Umsetzung, Verfahren mit gezielter Schadstoffentfrachtung, Datengrundlage
Gifhorer Verfahren Seaborne modifiziert	Nasschemisches Verfahren, SM-Abtrennung, Fällung	Weiterentwicklung des Seaborne Verfahrens, zahlreiche Modifikationen, Vereinfachung
Stuttgarter Verfahren	Nasschemisches Verfahren, SM-Komplexierung, Fällung	Punkteanzahl, Datengrundlage, Pilotanlage wurde umgesetzt, Rückgewinnung aus dem Klärschlamm



Klärschlammasche	Technologie	Auswahlkriterien - Begründung
ASH DEC®/Outotec	Thermochemisch	Punkteanzahl, Pilotanlage mit Produktion eines, vermarktbareren Düngers, sehr gute Datengrundlage
LEACHPHOS®	Nasschemische Extraktion, SM-Abtrennung	Eventuell zukünftiges Rückgewinnungsverfahren in der Schweiz (Kanton Zürich), guter Kontakt, gute Datengrundlage
MEPHREC®	Schmelzvergasung	einmalige Technologie, sehr gute Datengrundlage, Förderinitiative Deutschland, P-Rückgewinnung aus Schlamm, Asche und Tiermehl möglich
PASCH	Nasschemische Extraktion, SM-Abtrennung	Punkteanzahl, Datengrundlage, Förderinitiative Deutschland
SESAL-Phos	Nasschemisch Extraktion, Al-Rückgewinnung	Einmalige Verfahrenstechnik, Rückgewinnung aus Asche durch sequentielle Fällung von Al und Ca, Datengrundlage
RecoPhos®	Nasschemisch Mischen	Datengrundlage, großtechnische Umsetzung mit Vertrieb des Endproduktes
Thermphos®	Elektrothermisch	Industrieller Prozess zur Herstellung von P ₄ , Erfolgreicher Einsatz von KS-Asche als Sekundärressource
Düngemittelindustrie	Nasschemisch Mischen	KS-Asche als Substitutionsgut zur Herstellung von Mineraldüngern

3 Methodenentwicklung zur ganzheitlichen Technologiebewertung

3.1 Ziele

Ziel dieses Forschungsprojektes ist zum einen die Bewertung der verschiedenen P-Rückgewinnungsverfahren an sich, zum anderen die Bewertung der Verfahren über die gesamte Prozesskette von der Abwasserreinigung bis hin zur Entsorgung etwaiger anfallender Reststoffe. Die Bewertung erfolgt nach technischen, ökologischen und ökonomischen Kriterien. Diese drei Kriterien bilden somit die Grundlage der Technologiebewertung. Ein wichtiger Teilaspekt der Technologiebewertung sind neben den technischen Grundlagen und der Ökonomie die Auswirkungen auf Mensch und Umwelt. Dazu werden verschiedene Parameter betrachtet, die eine anschließende Bewertung nach ökologischen Gesichtspunkten ermöglicht.

Herausforderung

Ziel dieses Projektes ist die Entwicklung einer Methodik zur ganzheitlichen, vergleichenden Bewertung von Rückgewinnungsverfahren mit unterschiedlichen Ansatzpunkten auf einer Kläranlage (Ablauf, Schlammwasser, Klärschlamm) oder nach einer weitergehenden Klärschlammbehandlung (z.B. Klärschlammmasche). Entsprechend unterscheiden sich die potentiellen Stoffströme hinsichtlich ihrer Charakteristik. Abhängig davon werden verschiedenste technologische Ansätze mit unterschiedlichster Komplexität und daraus resultierendem Ressourcenbedarf wie z.B. Chemikalien oder Energie angewendet. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass diese Ansätze beispielhaft direkt den Abwasserreinigungsprozess oder weiterführende Prozessschritte beeinflussen können, aber auch neue Stoffströme erzeugen (z.B. Abfallstoffe), die einer weiteren Behandlung zugeführt werden müssen. Dies erfordert neben der gesonderten Bewertung der einzelnen Verfahren eine Bewertung über die gesamte Prozesskette, beginnend bei der Abwasserreinigung über die Behandlung des Klärschlammes und der möglicherweise anfallenden Reststoffe bis hin zur deren finalen Entsorgung. Fundament einer vergleichenden Bewertung der Rückgewinnungstechnologien ist die Definition von Referenzprozessen, deren Güter-, Stoff-, und Energieflüsse bekannt sind und damit für die Bewertung der Rückgewinnungsverfahren die gleichen Voraussetzungen bieten. Zu den Referenzprozessen zählen die Abwasserreinigung inklusive der erforderlichen Schlammbehandlung, die thermische Behandlung des Klärschlammes (Mit- oder Monoverbrennung) und die Behandlung bzw. Ablagerung der anfallenden Abfall- oder Reststoffe. Sie stellen das Referenzsystem dar, das bei der Gegenüberstellung der Rückgewinnungstechnologien herangezogen wird. Eine detaillierte Beschreibung der Referenzprozesse wird in Kapitel 3.4 vorgenommen. Die Bewertung der Verfahren kann in die Teilbereiche Technik, Umwelt und Ökonomie untergliedert werden. Diese Teilbereiche werden nicht als getrennte Bewertungspunkte betrachtet, sondern ergänzen sich teilweise untereinander.



3.2 Technik–Technische Grundlagen

Grundvoraussetzung für die Bewertung der Verfahren ist das Verständnis der zahlreichen Prozesse, die für die Rückgewinnung von Phosphor erforderlich sind. Dazu wird für jedes ausgewählte Verfahren ein gesonderter Teilbericht „Detaillierte Verfahrensbeschreibung, Datengrundlage und Ergebnisse“ verfasst. Darin werden die allgemeinen Grundlagen erhoben, Stoffflussmodelle abgeleitet, die Prozesse detailliert beschrieben, die erforderlichen Daten und die verwendete Literatur zusammengefasst, sowie die Ergebnisse der Bewertung der einzelnen Verfahren dargestellt.

3.2.1 Bewertungskriterien Technologie

Erster wichtiger Schritt ist die Erhebung der allgemeinen Informationen zu den Rückgewinnungsverfahren, welche die Basis für eine erste technische Bewertung sind. Es wird ein Bewertungssystem angewendet, bei welchem davon ausgegangen wird, dass eine Rückgewinnungstechnologie einfach in der Umsetzung, im Betrieb und der Wartung ist, keine negativen Effekt für die Kläranlage (Abwasserreinigung und Schlammbehandlung), ein geringer Ressourcenbedarf erforderlich ist und keine Abfallstoffe anfallen. Treffen die Kriterien auf eine Technologie zu, teilweise zu oder nicht zu, wird mit folgendem System bewertet.

Tabelle 20: Kriterien zur technischen Bewertung von Rückgewinnungstechnologien

Bewertung	Benotung
Trifft zu	5
Trifft bedingt zu	3
Trifft nicht zu	1

Kriterium Umsetzung

Ein wichtiger Punkt der Technologiebewertung ist der aktuelle Stand der Umsetzung des Verfahrens und dessen mögliches zukünftiges Umsetzungspotential. Das zukünftige Umsetzungspotential ist von vielen Faktoren abhängig. Eine Rolle spielt dabei die derzeitige Umsetzung und wie gut ein Verfahren bereits gegenwärtig funktioniert, mögliche Forschungsförderungsprogramme, Bekenntnisse von Bundesländern zur Förderung einer Technologie und konkrete Pläne zur P-Rückgewinnung in einzelnen Ländern.

Das Kriterium Umsetzung wird mit (+), (o), (-) bewertet. Eine Bewertung mit (+/+) bedeutet, dass dieses Verfahren den Schritt zur großtechnischen Umsetzung bereits geschafft hat und sein Einsatz auch in Zukunft mit hoher Wahrscheinlichkeit erfolgt. Eine Bewertung mit (+/-) bedeutet, dass eine großtechnische Umsetzung bereits erfolgte, aber aufgrund unterschiedlicher Gründe wieder eingestellt wurde. Weitere Bewertung: Pilotanlage (o), Labormaßstab (-). Wird ein Verfahren mit (o/+) oder (-/+) bewertet, wird davon ausgegangen, dass diese Technologie das Potential zum Sprung vom Pilot- bzw. Labormaßstab hin zur nächstgrößten Ausbaustufe hat. Bei einer Bewertung mit (-/-) kann davon ausgegangen werden, dass dieses Verfahren nach Laborversuchen nicht mehr weiterentwickelt wird.

Tabelle 21: Definition Entwicklungsstand eines Rückgewinnungsverfahrens

Entwicklungsstand bzw. Umsetzung	Definition
Großtechnisch	Anlage, die so weit optimiert ist und in einer Größe umgesetzt wird, dass ein gesamter Stoffstrom (z.B. Schlammwasser, Klärschlamm, Asche) behandelt und über einen langen Zeitraum kontrolliert Phosphor rückgewonnen wird
Pilotanlage	Ein Verfahren wird im kleinen Maßstab umgesetzt, um Erkenntnisse aus dem Labormaßstab z.B. direkt auf der Kläranlage und im Dauerbetrieb sowie in Teilströmen zu gewinnen. Ziel ist ein kontinuierlicher und kontrollierter Betrieb sowie die Optimierung der Prozesse
Halbtechnisch	Nächste Stufe nach dem Labormaßstab, größere Mengen werden behandelt, allerdings kein kontinuierlicher Betrieb
Labormaßstab	Versuche werden im Labor mit geringen Mengen durchgeführt, erste Erkenntnisse über die Prozessabläufe
Unbekannt	-

Komplexität

Der Punkt Komplexität bewertet den technischen Aufwand der zur Rückgewinnung von Phosphor notwendig ist. Kriterien dafür sind z.B. die Anzahl der Prozessschritte, Notwendigkeit zur Rücklösung von Phosphor oder die gezielte Abtrennung von Schadstoffen. Als „Einfach“ wird ein Verfahren bewertet, bei welchem die Rückgewinnung des Phosphors nur auf Basis einer pH-Wert Veränderung und der notwendigen Fällmittelzugabe erfolgt (Bewertung 5 → Trifft zu).

Kriterium Implementierung

Der Punkt Implementierung gibt Auskunft über den notwendigen Aufwand zur Implementierung eines Verfahrens auf der Kläranlage. Kriterien dafür sind z.B. Veränderungen bestehender Abwasserreinigungsprozesses oder Prozesse der Schlammbehandlung sowie Neubau von Anlagenteilen in diesen Prozessen. Sind keine Modifikationen erforderlich wird das Kriterium Implementierung mit 5 (Bewertung 5 → keine Modifikation:Trifft zu) bewertet.

Kriterium Wartungsaufwand

Der Punkt Wartungsaufwand lässt sich zum einen aus dem Punkt Komplexität sowie der Verfahrenstechnik der einzelnen Prozessen einer Technologie ableiten. Ist ein automatisierter Betrieb mit geringem Personalaufwand möglich, so wird der Wartungsaufwand mit gering (5 → Trifft zu) bewertet. Bei zahlreichen Prozessen zeigt sich, dass teils wartungsintensive Prozessschritte notwendig sind und der Wartungsaufwand damit mit hoch bewertet wird (geringer Wartungsaufwand trifft nicht zu → 1).

Kriterium Effekte auf Abwasserreinigung

Sind mit dem Rückgewinnungsverfahren keine negativen Effekte auf den Abwasserreinigungsprozess zu erwarten (z.B. keine zusätzliche stoffliche Belastung, keine Beeinträchtigung der Reinigungsleistung), so wird dies mit 5 → keine negativen Effekte: trifft zu bewertet.

Kriterium Effekte auf Schlammbehandlung

Hat ein Rückgewinnungsverfahren keinen Einfluss auf die Prozessführung bei der Schlammbehandlung erfolgt eine Bewertung mit 5 → trifft zu. Ein negativer Einfluss ist z.B. eine Verschlechterung der Entwässerbarkeit, erhöhter Flockungsmittelbedarf usw. wird mit 1 → keine Effekte auf Schlammbehandlung trifft nicht zu bewertet.



Qualitativer Ressourcenbedarf

Im ersten Schritt der Technologiebewertung wird der Ressourcenbedarf qualitativ auf Basis der erforderlichen Ressourcen dargestellt.

Abfallstoffe

Fallen keine Abfallstoffe an, wird das Rückgewinnungsverfahren mit 5 → Trifft zu bewertet. Abhängig von der Art der anfallenden Abfallstoffe erfolgt die Bewertung mit 3 wenn Abfallstoffe anfallen, die ohne weitere Behandlung abgelagert werden können (z.B. Aschen) oder mit 1 wenn zusätzliche Prozessschritte notwendig sind, um die anfallenden Abfallstoffe gesichert ablagern zu können (z.B. Schwermetallschlamm).

Leistungsfähigkeit Verfahren bzw. Leistungsfähigkeit bezogen auf Kläranlagenzulauf (siehe Zusatzgrafik Ende Dokument)

Das Rückgewinnungspotential eines Verfahrens wird zum einen in Relation zur Technologie bezogen auf den Input (%) und zum anderen in Relation bezogen auf den Kläranlagenzulauf dargestellt (%).

3.2.2 Stoffflussmodelle

Voraussetzung für eine umfassende Technologiebewertung ist die Analyse und das Verständnis der technischen Grundlagen der ausgewählten Rückgewinnungsverfahren. Anhand der Beschreibung in der Literatur oder bereits bestehenden Systemskizzen werden die Verfahren in die einzelnen erforderlichen Prozessschritte gegliedert (Baukastensystem Kapitel 3.2.3). Jeder Prozess wird gesondert betrachtet und nach dessen verfahrenstechnischen Ansatz beschrieben. Dies umfasst die detaillierte Beschreibung der chemisch-physikalischen Grundlagen und die Erfassung der dafür benötigten Hilfsmittel. Ergebnis ist die qualitative Darstellung der notwendigen Input- und der resultierenden Outputflüsse. Mit den Outputflüssen werden u.a. die möglicherweise anfallenden Abfallstoffe erfasst. Die Prozesse werden miteinander verknüpft und als Modell in die Software STAN übertragen. Daraus können erste Schlüsse hinsichtlich der Komplexität eines Verfahrens gezogen werden. Das STAN-Modell ist die Voraussetzung für die weitere Vorgehensweise u.a. für die Erstellung der erforderlichen Stoff-, Güter- und Energiebilanzen. Darüber hinaus werden anhand der bisherigen Kenntnisse mögliche positive und negative Auswirkungen der Integration eines Rückgewinnungsprozesses in bestehende Prozesse (Kläranlagen oder anschließende Klärschlammbehandlungen) beschrieben. Die Auswirkungen werden im Rahmen der ökologischen Bewertung quantitativ erfasst.

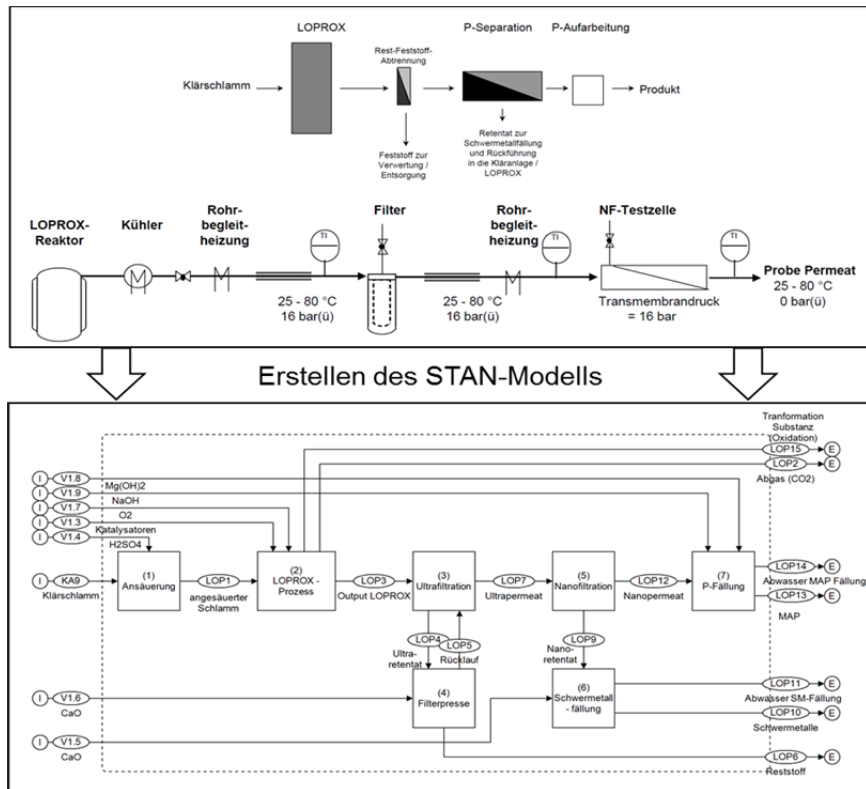


Abbildung 26: Erstellung des STAN-Modells mit qualitativen In- und Outputflüssen am Beispiel PHOXNAN

3.2.3 Baukastensystem

Um die Verfahren miteinander vergleichen zu können, wird als Grundkonzept ein Baukastensystem angewendet, bei welchem komplexe Prozesse in einzelne Bausteine zerlegt werden. Das ist notwendig, da wie bereits erwähnt, die Phosphorrückgewinnungsverfahren an verschiedenen Stoffströmen einer Kläranlage ansetzen. Das bedeutet, dass z.B. zusätzliche Prozesse erforderlich sind, um eine ganzheitliche Betrachtung zu ermöglichen. Dazu werden Referenzprozesse mit bekannten Stoff-, Güter- und Energiebilanzen definiert. Dies ermöglicht den Vergleich verschiedener Rückgewinnungsprozesse untereinander. Folgende Referenzprozesse werden berücksichtigt:

- Kläranlage (Abwasserreinigung, Schlammbehandlung)
- Thermische Behandlung Klärschlamm (Mitverbrennung bzw. Monoverbrennung)
- Behandlung spezieller Reststoffe (Immobilisierung, Komplexierung)
- Deponie bzw. Untertagedeponie

Im Referenzsystem wird eine Mitverbrennung des Klärschlammes angenommen. Für eine spätere Rückgewinnung aus der Asche ist allerdings eine Monoverbrennung erforderlich. Dazu wird eine Referenzmonoverbrennung erstellt, die im Falle einer Rückgewinnung aus der Asche statt einer Mitverbrennung eingesetzt wird.



3.3 Ökologische Bewertung

Der Teilbereich Umweltauswirkungen durch den Einsatz von Rückgewinnungsverfahren ist ein gewichtiger Faktor der Technologiebewertung. Ziel der ökologischen Bewertung ist das Detektieren und Erfassen des Ressourcenbedarfs sowie direkter und indirekter Emissionen in die Atmosphäre, Hydrosphäre und den Boden, die durch die Implementierung eines Rückgewinnungsverfahrens ausgelöst oder reduziert werden können.

3.3.1 Systemgrenze

Die Bewertung der Verfahren erfolgt in der Annahme von zwei unterschiedlich definierten Systemgrenzen (Abbildung 27). Bei Systemgrenze 1 wird nur das Verfahren für sich betrachtet. Mögliche positive und negative Effekte auf nachfolgende Prozesse werden dabei noch nicht berücksichtigt. Um allerdings eine vergleichende Bewertung zwischen den unterschiedlichen Konzepten der Rückgewinnung aus den verschiedenen Stoffflüssen zu ermöglichen und damit auch eine ganzheitliche Bewertung zu gewährleisten, werden die Systemgrenzen erweitert. Sämtliche notwendigen Prozesse von der Abwasserreinigung bis hin zur gesicherten Entsorgung möglicher Reststoffe und Emissionen in Atmosphäre, Hydrosphäre und Boden werden berücksichtigt. Systemgrenze 2 berücksichtigt somit auch eine mögliche Beeinflussung der vor- oder nachgelagerten Prozesse (z.B. verringerte P-Fracht in Kläranlagen, schwermetallhaltige flüssige Reststoffe in Kläranlage, Schwermetallschlammbehandlung in der Abfallwirtschaft).

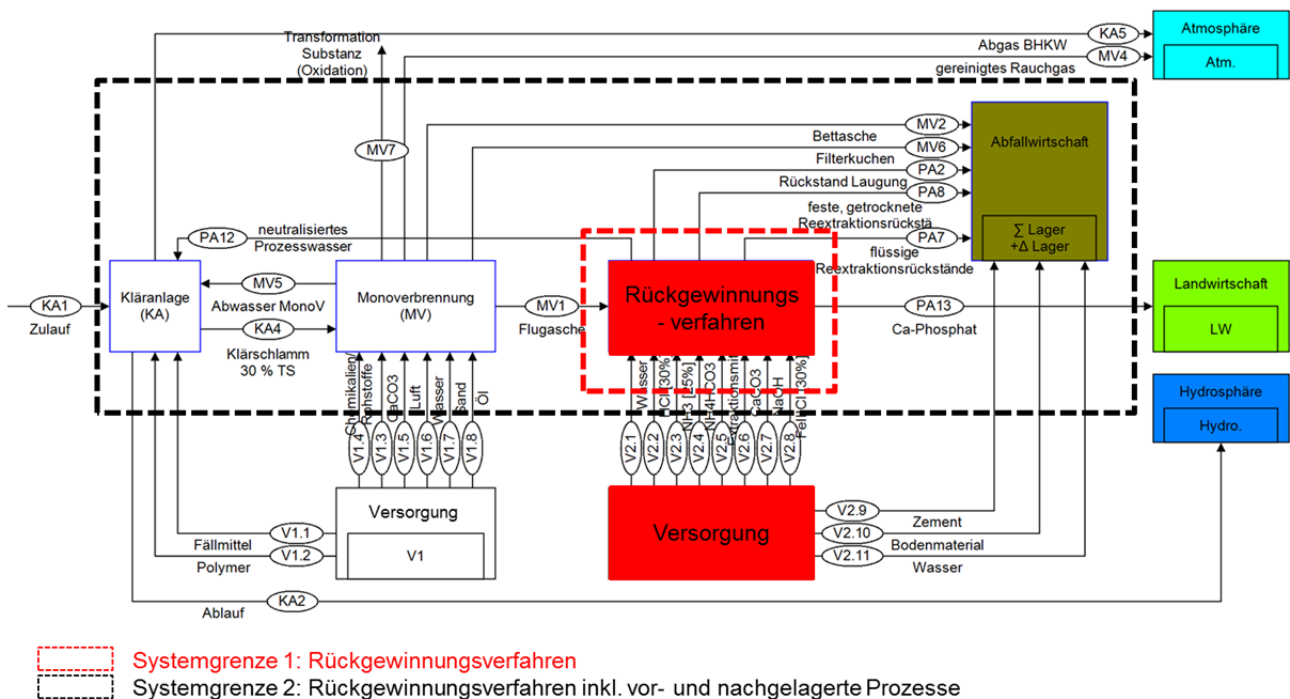


Abbildung 27: Definition der Systemgrenzen zur Technologiebewertung

3.3.2 Parameterauswahl

Folgende Parameter werden im Rahmen der ökologischen Bewertung berücksichtigt:

- Direkte und indirekte Schwermetallemissionen in Atmosphäre, Wasser, Boden: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn.
- Direkte und indirekte Emissionen organischer Spurenstoffe in Atmosphäre, Wasser Boden: AOX, LAS, NPE, Σ PCB, Σ PAK, PCDD/PCDF. Zusätzlich vorliegende Daten zu organischen Spurenstoffen werden bei der Bewertung berücksichtigt.
- Energiebedarf
- Bei den gasförmigen Emissionen werden die treibhausrelevanten Gase CO₂, CH₄, N₂O, sowie jene Gase mit Versauerungspotential (SO₂, NO_x, HCl, NH₃) berücksichtigt (IPCC, 2007).

Tabelle 22: Treibhaus- und Versauerungspotential ausgewählter Gase

Treibhauspotential	CO ₂ -Äquivalente	Versauerungspotential	SO ₂ -Äquivalente
CO ₂	1	SO ₂	1
CH ₄	25	NO _x	0,7
N ₂ O	298	NH ₃	1,88
		HCl	0,88

Direkte Emissionen von Schwermetallen und organischen Verunreinigungen können durch Stoffflussanalysen (Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) bestimmt werden. Direkte gasförmige Emissionen können aus der Güterflussanalyse (Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) entnommen werden. Indirekte Emissionen werden auf Basis einer vollständigen Sachbilanz (Kapitel 3.3.5) in Kombination mit der GEMIS-Datenbank (Beschreibung siehe Kapitel 3.3.6) erfasst. Ebenfalls wird über Daten zum direkten Energiebedarf der Verfahren und anhand der GEMIS-Datenbank für den Energiebedarf für die Erzeugung der benötigten Betriebsmittel auch der kumulierte Energieaufwand als Bewertungsparameter berechnet.

3.3.3 Stoffflussanalyse (SFA)

Zur Identifizierung und Quantifizierung ausgewählter Stoffflüsse wird die Methodik der Stoffflussanalyse (SFA) angewendet (Brunner und Rechberger, 2004). Mittels der Stoffflussanalyse werden Input- und Outputflüsse, Lager und Lagerveränderungen für ein definiertes System in einem definierten Zeitraum bilanziert. Die Methodik baut auf den physikalischen Gesetzen der Massen- und Energieerhaltung auf. Als Grundlage für Methodik und Anwendung dient die ÖNORM S 2096 (ÖNORM, 2005a, b). Grundlage ist die Erhebung von Transferkoeffizienten für die ausgewählten Stoffe für die einzelnen Prozesse. Die SFA ist für jene Schwermetalle angedacht, deren Überwachung z.B. in den gesetzlichen Vorgaben der Klärschlammverwertung gefordert wird.

- Nährstoff: Phosphor als P elementar
- Schwermetalle: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn

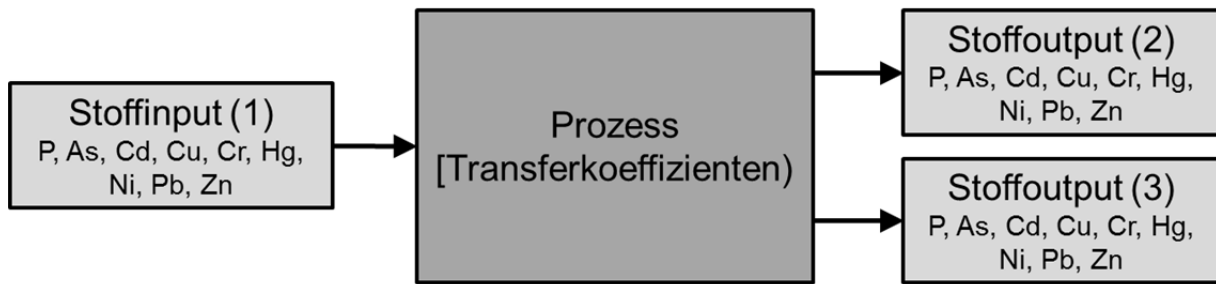


Abbildung 28: Definition Parameter und Transferkoeffizienten für Stoffflussanalyse (SFA)

Für organische Spurenstoffe wie z.B. AOX, LAS, NPE, Σ PCB, Σ PAK, PCDD/PCDF ist aufgrund von Stofftransformationen keine Stoffflussanalyse im eigentlichen Sinn möglich. Trotzdem wird auf Basis vorliegender Daten versucht, deren Pfad in den Prozessen nachvollziehbar zu machen. Komplexe Systeme können auf die für die Fragestellung relevanten Stoffe, Güter, Prozesse und Lager reduziert und auf anschauliche Weise dargestellt werden. Mittels SFA können die Pfade der Schwermetalle und der organischen Verunreinigungen von der Quelle (Input) bis zum Endprodukt, Abfall oder sonstigen Emissionen (Outputs) dargestellt werden. Speziell bei der Fragestellung hinsichtlich der SM-Entfrachtungsleistung von Rückgewinnungsverfahren ist die SFA eine geeignete Methode. Mithilfe der Stoffflussanalyse können die direkten Emissionen in Atmosphäre, Boden und Gewässer erhoben werden. Das erzeugte SFA-Modell dient in weiterer Folge zur Erstellung der Güter- und Energiebilanzen.

Hinsichtlich der Nährstoffrückgewinnung aus dem Abwasser liegt der Fokus eindeutig beim Närelement Phosphor. Für weitere Nährstoffe N, Ca, K und Mg werden deshalb keine Stoffflussanalysen durchgeführt. Wie in Kapitel 2.3.4.3 dargestellt, stehen Schwermetalle und organische Verunreinigungen im Fokus der Diskussion um die Klärschlammverwertung.

Ein wesentliches Element der Stoffflussanalyse ist die Güterflussanalyse, deren Ziel die Erhebung der systembedingten Inputflüsse (z.B. Klärschlamm) und der notwendigen Hilfsstoffe für die Behandlung dieses Stoffes, sowie die Erhebung der Outputprodukte und etwaiger Emissionen. Das Prinzip der Güterflussanalyse wird vereinfacht am Beispiel der Klärschlammverbrennung dargestellt (Abbildung 29). Die für die Verbrennung benötigten Hilfsmittel sind Teil der Sachbilanz, die im späteren Verlauf für die Erhebung der indirekten Emissionen herangezogen werden. Während der Verbrennung erfolgt eine Transformation des Klärschlammes zu Rauchgas (direkte gasförmige Emissionen $\text{CO}_2\text{-Äquiv.}$ und $\text{SO}_2\text{-Äquiv.}$), ablagerungsfähige Klärschlammasche, Filterkuchen und Abwasser. Der Pfad der im Klärschlamm enthaltenen Schwermetalle, ebenfalls in der folgenden Abbildung dargestellt, wird nach der Methodik der Stoffflussanalyse mit Transferkoeffizienten bestimmt.

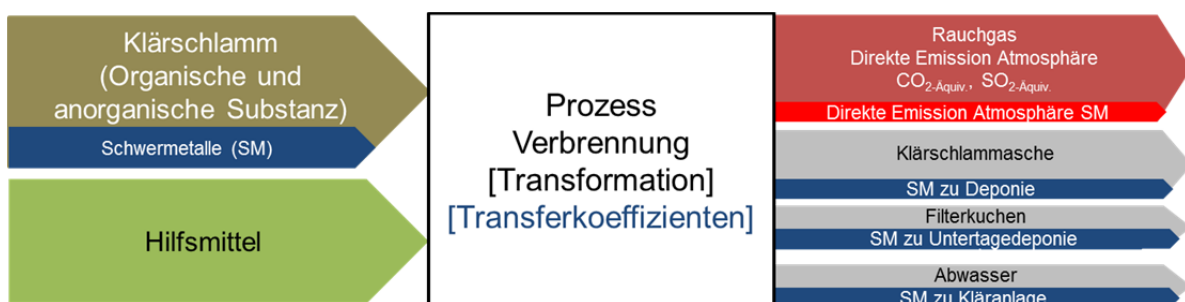


Abbildung 29: Prinzip der Stoffflussanalyse

Kontrollfunktion

Mittels der Kombination der Ergebnisse der Stoffflussanalyse mit den Ergebnissen der Güterbilanz, können die angenommenen Transferkoeffizienten der SFA auf deren Richtigkeit überprüft werden. Die Überprüfung erfolgt auf Grundlage des Endproduktes. Aus der erhobenen Endproduktmenge und der P- bzw. Schwermetallfracht im Endprodukt (SFA) kann die Konzentration (z.B. mg P/kg TS) berechnet werden. Die Durchsicht der Literatur zeigt, dass Daten zum Endprodukt nahezu immer vorliegen. Stimmt die eigens errechnete Konzentration aus SFA und Güterbilanz mit den Daten aus der Literatur überein, kann davon ausgegangen werden, dass die Transferkoeffizienten und die Massenflüsse richtig angenommen wurden. Bei zu großen Abweichungen ($\pm 20\%$) sind eine Überprüfung der Daten und etwaige Änderungen erforderlich.

Klassifizierung anfallender Reststoffe

Nach dem gleichen Prinzip der Konzentrationen-Berechnung können die anfallenden Reststoffe eines Rückgewinnungsverfahrens klassifiziert werden. Das bedeutet, dass sowohl für flüssige als auch für feste Reststoffe deren Schadstoffgehalt berechnet werden kann. Auf Basis rechtlicher Vorschriften (z.B. Deponieverordnung, Abwasseremissionsverordnung) kann dann beurteilt werden, ob und wie eine weitergehende Behandlung des anfallenden Reststoffes zu erfolgen hat.

3.3.4 Energiebilanz

Ziel der Energiebilanz ist die Erhebung der für die Prozessführung notwendigen extern zugeführten Energie sowie mögliche Energieerträge aus der Prozessführung.

3.3.5 Sachbilanz

Nach der Zieldefinition ist eine Sachbilanz die zweite Stufe einer Ökobilanz vor der Wirkungsabschätzung. Sie umfasst die Zusammenstellung und Quantifizierung von Umweltaspekten als Inputs und Outputs eines ausgewählten Betrachtungsobjektes im Verlauf seines Lebensweges. Bilanziert werden auf der Inputseite die benötigten Güter wie z.B. Chemikalien oder Ressourcen sowie die Energie, die z.B. als Strom, Wärme, Primärenergie oder Treibstoff benötigt wird. Zusätzlich wird auch das in Stoffströmen enthaltene Energiepotential wie z.B. in Klärschlamm berücksichtigt. Outputseitig werden sowohl die direkten Emissionen z.B. aus der Verbrennung von Öl als auch die indirekten Emissionen, die bei der Herstellung z.B. einer benötigten Ressource anfallen, berücksichtigt. Extern zugeführte Energiequellen werden als Hilfsmittel angesehen und sind Teil der Sachbilanz. Einzelne Verfahren, u.a. Klärschlammverbrennung, ermöglichen neben der Rückgewinnung des Phosphors auch die Nutzung des Energieinhaltes der Stoffströme. Die Nutzung des energetischen Potentials wird bei der ökologischen Bewertung als Gutschrift berücksichtigt.

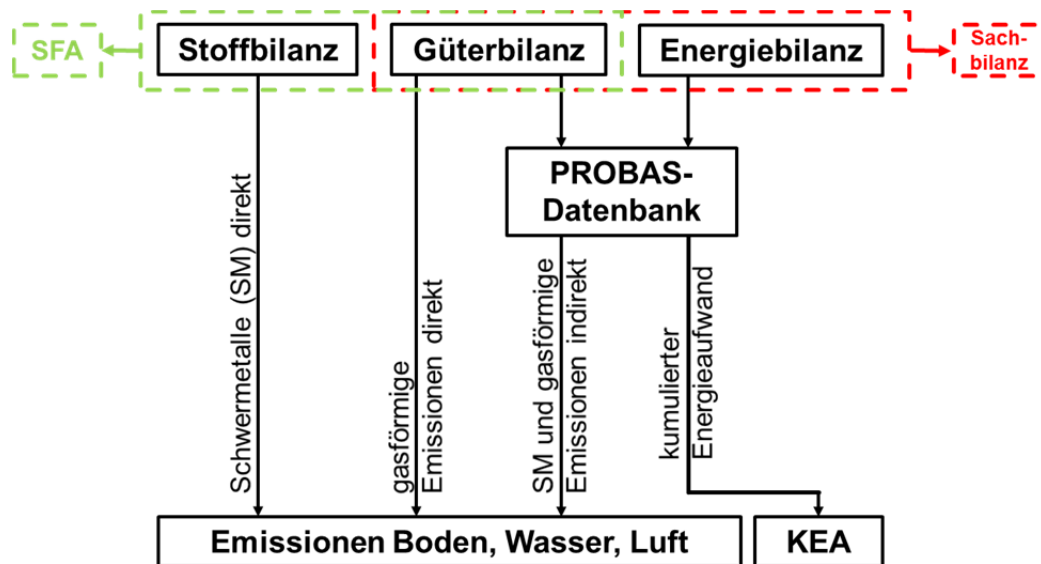


Abbildung 30: Ansatz zur Erhebung direkter und indirekter Emissionen

3.3.6 Indirekte Emissionen GEMIS- bzw. ProBas Datenbank

Durch Kombination der Sachbilanz mit der GEMIS- (GEMIS, 2011) bzw. ProBas-Datenbank (ProBas, 2011) werden die indirekten Emissionen und der kumulierte Energieaufwand erfasst. GEMIS (**G**lobales **E**missions-**M**odell **I**ntegrierter **S**ysteme) und ProBas (**P**rozessorientierte **B**asisdaten für Umweltmanagement **I**nstrumente) berechnen für alle Prozesse sogenannte Lebenszyklen, d.h. sie berücksichtigen von der Primärenergie- bzw. Rohstoffgewinnung bis zur Nutzenergie bzw. Stoffbereitstellung alle wesentlichen Schritte und beziehen auch den Hilfsenergie- und Materialaufwand zur Herstellung von Energieanlagen und Transportsystemen mit ein. Bei der ProBas Datenbank handelt es sich eigentlich um die Online-Version der GEMIS-Datenbank. Allerdings hat sich für einzelne Stoffe gezeigt, dass nicht immer alle Daten in beiden Datenbanken vorhanden sind. Deshalb werden beide Datenbanken herangezogen. Die Datenbanken enthalten für alle diese Prozesse:

- Kenndaten zu Nutzungsgrad, Leistung, Auslastung, Lebensdauer
- Luftschadstoffemissionen (SO₂, NO_x, Halogene, Staub, CO, NMVOC, H₂S, NH₃)
- Treibhausgasemissionen (CO₂, CH₄, N₂O sowie SF₆ und FKW)
- feste Reststoffe (Asche, Entschwefelungsprodukte, Klärschlamm, Produktionsabfall, Abraum)
- flüssige Reststoffe (AOX, BSB₅, CSB, N, P, anorganische Salze)
- Flächenbedarf

Zusätzlich können auf Basis der Datenbanken direkte Emissionen z.B. aus der Verbrennung von Primärenergie erfasst werden. Einzelne Stoffe mit nicht nachvollziehbaren und/oder unklaren indirekten Emissionen wie z.B. Schwefelsäure werden mit der EcoInvent-Datenbank abgeglichen (EcoInvent, 2013).

Am Beispiel eines handelsüblichen Minereraldüngers (Singlesuperphosphat) werden für die ökologische Bewertung die in Abbildung 31 aufgelisteten Emissionen bezogen auf ein kg P berücksichtigt. Zusätzlich ermöglicht die GEMIS-Datenbank die Erhebung des kumulierten Energieaufwandes (KEA).

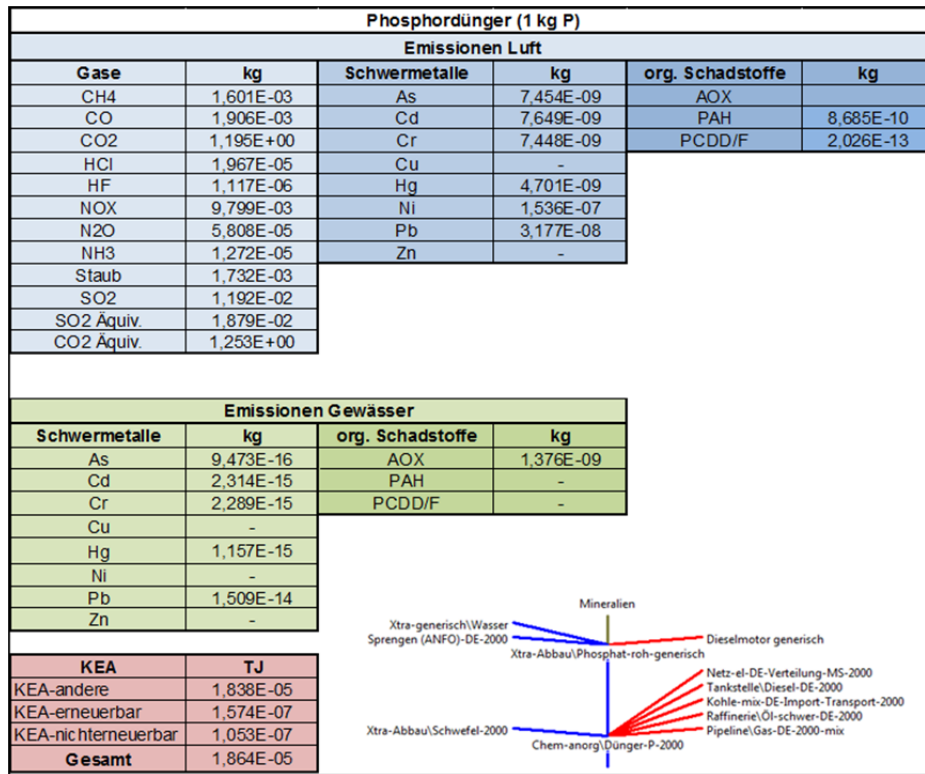


Abbildung 31: Auszug GEMIS-Datenbank globale Emissionen für 1 kg Phosphor

3.3.7 Funktionelle Einheit

Schwermetallkonzentrationen oder der Bedarf an Hilfsmitteln werden zumeist auf das eingesetzte Inputmaterial wie z.B. Liter Schlammwasser oder kg/KS TS, kg/t Asche bezogen. Diese Angaben sind für eine vergleichende Bewertung der Rückgewinnungsverfahren aus den verschiedenen Phosphorflüssen einer Kläranlage ungeeignet. Zusätzlich sollen die Ergebnisse wie z.B. Emissionen oder Kosten vergleichbar sein. Als Bezugsgrößen werden deshalb zum einen der Einwohnerwert (EW) und zum anderen der rückgewinnbare Phosphor ($\text{kg P}_{\text{rückgewonnen}} \rightarrow \text{kg P}_{\text{rück.}}$) gewählt. Der Vorteil der funktionellen Einheit bezogen auf den Phosphor liegt v.a. in der Berücksichtigung der Rückgewinnungsquote und damit der Effektivität eines Verfahrens. Zusätzlich bietet sich diese funktionelle Einheit zum Vergleich der unterschiedlichen Sekundärdünger an, auch deshalb, weil in der Diskussion vermehrt darüber nachgedacht und bereits gefordert wird, die erlaubte Schwermetallfracht auf einen Hauptnährstoff wie z.B. Phosphor zu beziehen. Ungeeignet ist diese Bezugsgröße im Falle von Kostenkalkulationen in denen mit einem Verfahren Gewinne möglich sind. Je höher dann das Rückgewinnungspotential ist, umso geringer wird der errechnete Profit pro kg Phosphors. Dies kann zu Verzerrungen bei der Darstellung der Jahreskosten führen.

3.3.8 Berücksichtigung der Unsicherheit der Datengrundlage

Informationen und Daten stammen aus teils sehr unterschiedlichen Quellen, deren Qualität und die damit verbundene Unsicherheit in dieser Studie ebenfalls berücksichtigt werden. Im Rahmen des Teilberichtes „Phosphorbilanz Österreich“ wird die erhobene Datengrundlage für die Technologiebewertung nach dem Unsicherheitskonzept von Hedbrandt und Sörme (2001) bewertet. Zu den Daten mit sehr geringer



Unsicherheit zählen internationale Publikationen in wissenschaftlichen Journals sowie Diplomarbeiten und Dissertationen (++)). Als gute Datengrundlage kann z.B. der direkte Kontakt mit den Betreibern, die Besichtigung von Anlagen, Berichte aus Tagungsbänden oder nichtwissenschaftliche Berichte gesehen werden (+). Mit hoher Unsicherheit werden z.B. Daten aus Präsentationen oder Vorträge ohne Möglichkeit auf Überprüfung aufgezählt (-). Ist zum Beispiel wie im Fall des Thermphos® Verfahren keine Bewertung des Endproduktes nach den definierten Kriterien möglich, wird die Datenunsicherheit mit (o) dargestellt. In Tabelle 23 wird die Bewertung der Datenqualität anhand ausgewählter Beispiele dargestellt.

Tabelle 23: Bewertung der Datengrundlage und deren Unsicherheit

Gliederung Unsicherheit	Beispiele
++	Stöchiometrische Verhältnisse z.B. erforderliches Mg:P Verhältnis bei Fällung Einhaltung der Grenzwerte Düngemittelverordnung; Harte und nachvollziehbare Daten Anlagenbetreiber, Daten aus Dissertationen und oder wissenschaftlichen Artikeln Fremduntersuchung Sekundärdünger (Extraktion, Nährstoffgehalt, Schwermetallgehalte)
+	Daten Anlagenbetreiber, aber nicht eindeutig nachvollziehbar, Daten aus Präsentationen, Ermittlung der Sachbilanz auf Basis vorliegender Kostenrechnung Qualitative Aussagen über Verunreinigungen im Endprodukt Kostenrechnung auf Basis Laborversuche Ableiten der erforderlichen Daten aus ähnlichen Verfahren
-	Widersprüchliche Datengrundlage für ein und das selbe Verfahren Fehlende Daten, grobe Abschätzung Abschätzung Flächenbedarf ohne großtechnische Umsetzung
o	Keine Bewertung möglich

3.4 Definition der Referenzprozesse

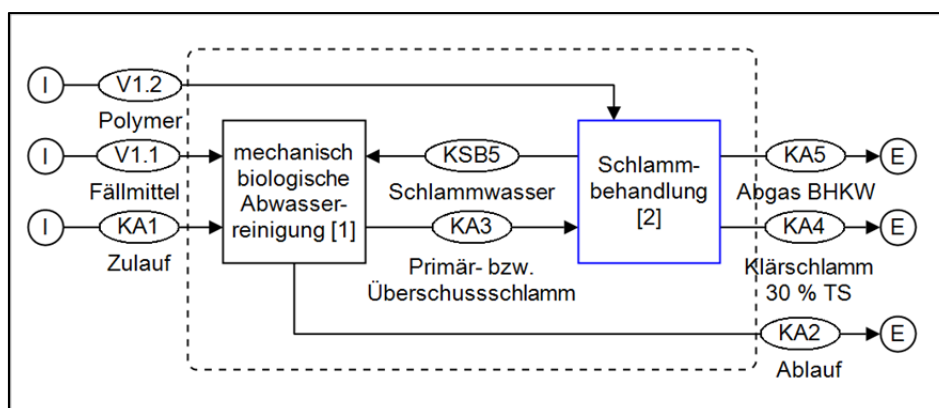
Für die Referenzprozesse müssen jene Daten definiert werden, um bei der ganzheitlichen Betrachtung der Rückgewinnungsverfahren eine einfache Integration in das bestehende System zu ermöglichen. Deshalb werden die Referenzprozesse bereits nach der Systematik der entwickelten Methodik mit Daten und Informationen hinterlegt. Referenzsystem ist eine Abwasserreinigung mit Nitrifikation/Denitrifikation und Phosphorentfernung (Eisenfällung), Voreindickung, anaerobe mesophile Schlammfäulung, Nacheindickung, Entwässerung, Mitverbrennung in einer Müllverbrennungsanlage und Ablagerung der Asche in einer gesicherten Deponie. Dieses Kapitel umfasst die Datengrundlage der Referenzprozesse. Die Ergebnisse des Referenzsystems werden im Anhang in Kapitel 0 zusammenfassend dargestellt.

3.4.1 Referenzkläranlage

Als Referenzkläranlage wird eine einstufige Standardkläranlage mit einer Schmutzfracht von 100.000 EW gewählt. Prozessbausteine sind die mechanisch-biologische Abwasserreinigung [1] und die Schlammbehandlung [2] (Abbildung 32). Die Schlammbehandlung kann weiter unterteilt werden in:

- Eindicker [2.1]
- Fäulung [2.2]
- Eindicker/Entwässerung [2.3]
- Zwischenstufe Schlammwasser [2.4]
- Blockheizkraftwerk BHKW [2.5]

Die Zulaufkraft basiert auf Zulaufkonzentrationen für Phosphor, Schwermetalle und organische Verunreinigungen einer typisch österreichischen Kläranlage entsprechend Tabelle 24. Das jährliche Primär- und Überschussschlammaufkommen liegt bei 2.190 t TS. Die Schwermetallkonzentrationen in den verschiedenen Stoffströmen wie z.B. Schlammwasser, Klärschlamm oder Ablauf errechnet sich aus der entsprechenden Zulaufkraft, den Transferkoeffizienten und den anfallenden Güterflüssen.



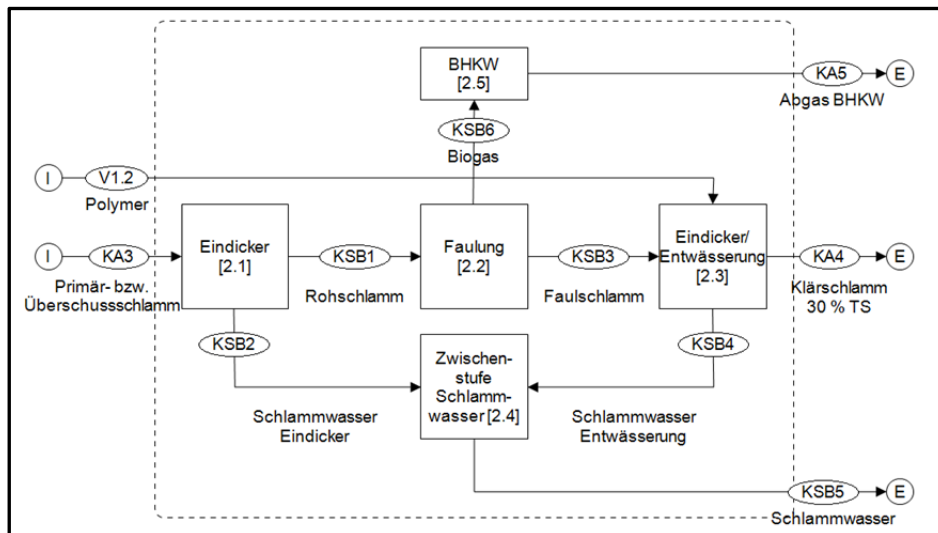


Abbildung 32: SFA Modell Referenzkläranlage mit Detail Schlammbehandlung

Tabelle 24: Datengrundlagen Referenzkläranlage

Referenzkläranlage		Zulauf	Zulauf	Zulauf
				[kg/a]
Zulauf	200 L/(EW*d)	Phosphor		65.700
Primär + ÜSSchlamm	60 g TS/(EW*d)	Arsen (As)		10
Primär + ÜSSchlamm	2.190 kg TS/a	Cadmium (Cd)		3
Organischer Anteil	65 % oTS	Chrom Gesamt (Crges)		70
Anorganischer Anteil	35 % aTS	Kupfer (Cu)		550
Abbau Faulung	47 % von oTS	Quecksilber (Hg)		1,5
Eindicker	5 % TS	Nickel (Ni)		120
Entwässerung	30 % TS	Blei (Pb)		90
		Zink (Zn)		2.300
		AOX		560
		PAK		14,7
		PCDD/F		36,5 mg TE*

3.4.1.1 Güterflüsse der Referenzkläranlage

Fällmittel

Von der täglichen Zulaufmenge von 180 kg P wird von den Mikroorganismen ein Drittel für den Abbau von CSB aufgenommen. Die verbleibenden 120 kg P werden durch Eisenzugabe (1,8 kg Fe Reinsubstanz/kg P) und unter der Berücksichtigung eines β -Wertes von 1,5 gefällt. Der β -Wert wird als Sicherheitsfaktor angenommen, damit der Phosphor ausreichend gefällt wird. Unter der Berücksichtigung des Wirkstoffgehaltes (19,5 % Eisen(II)sulfat) müssen jährlich rund 610 t Fällmittel eingesetzt werden. Das entspricht 6,1 kg Fällmittel pro Einwohnerwert und Jahr. Einzelne Rückgewinnungsverfahren erfordern eine P-Entfernung mit Aluminium. Auf Basis der Ausgangsdaten wird ein jährlicher Aluminiumchloridbedarf von rund 420 t/a angenommen (4,2 kg Al-Fällmittel/(EW*a)).

Faulung

Mikroorganismen wandeln während der Faulung 47 % der organischen Substanz in Biogas um. Der spezifische Gasertrag liegt bei 525 Nm³/t oTS, der Methananteil im Biogas wird mit ca. 60 % angenommen. Das entspricht rund 220.000 m³ (~160 t) Methan. Die Klärschlammmenge wird dadurch auf 1.492 t TS/a

reduziert. Der TS-Gehalt beträgt 3,6 %. Phosphor und Schwermetalle können in diesem Prozess teilweise rückgelöst werden.

Konditionierungsmittel

Der Flockungsmittelbedarf wird mit 5 kg/t TS festgelegt. Das entspricht einem jährlichen Bedarf von rund 7,5 t oder 0,07 kg/(EW*a).

Tabelle 25: Güterflüsse Referenzkläranlage (in m³/(EW*a) bzw. kg/(EW*a))

Input	Menge	Output	Menge
Zulauf	73 m ³	Ablauf	73 m ³
Fe-Fällmittel	6,1 kg	Klärschlamm (TS)	14,9 kg
Al-Fällmittel	4,2 kg		
Konditionierungsmittel	0,07 kg	Biogas	3,7 Nm ³ 7 kg

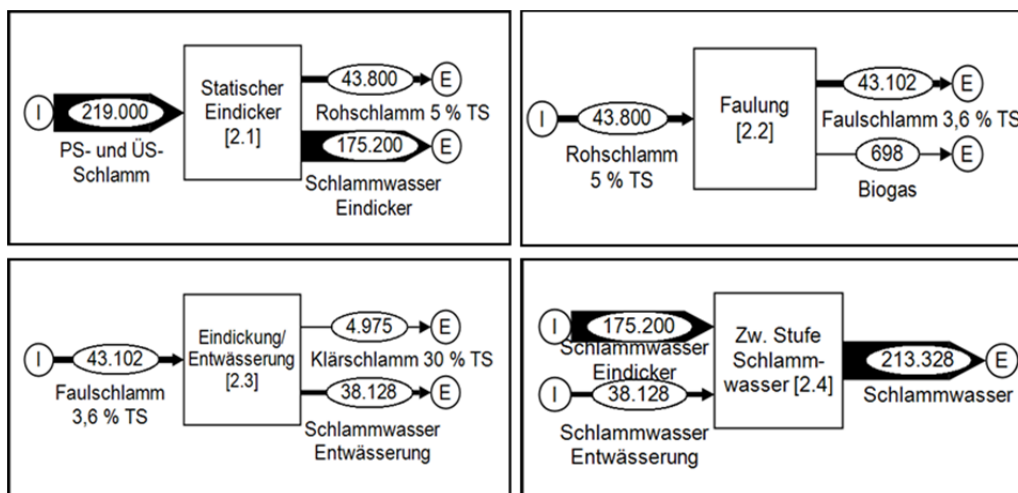
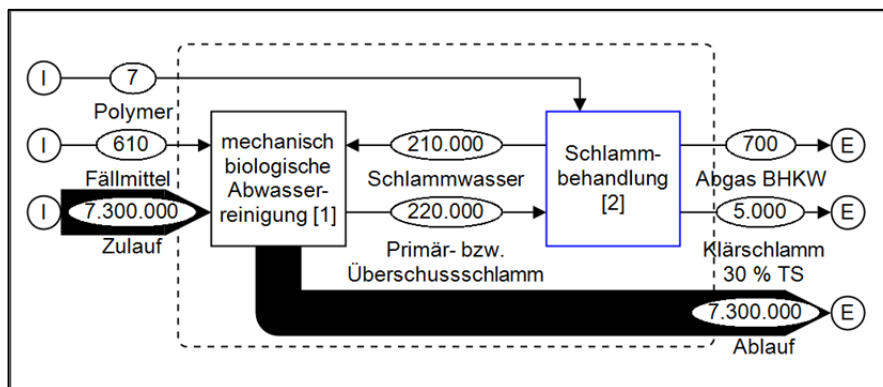


Abbildung 33: Güterflüsse Referenzkläranlage mit Detail Schlammbehandlungsprozesse

3.4.1.2 Stoffflussanalyse der Referenzkläranlage

Die Stoffflussanalyse der ausgewählten Schwermetalle und organischen Verunreinigungen ist die Grundvoraussetzung für die Bewertung der Rückgewinnungsverfahren. Die Transferkoeffizienten (TK) für den Abwasserreinigungsprozess und die einzelnen Prozesse der Schlammbehandlung sind in Tabelle 27 dargestellt (Kangala, 2003; Kupper, 2000; Zessner, 1999; Goldstone et al., 1990a, b, c).

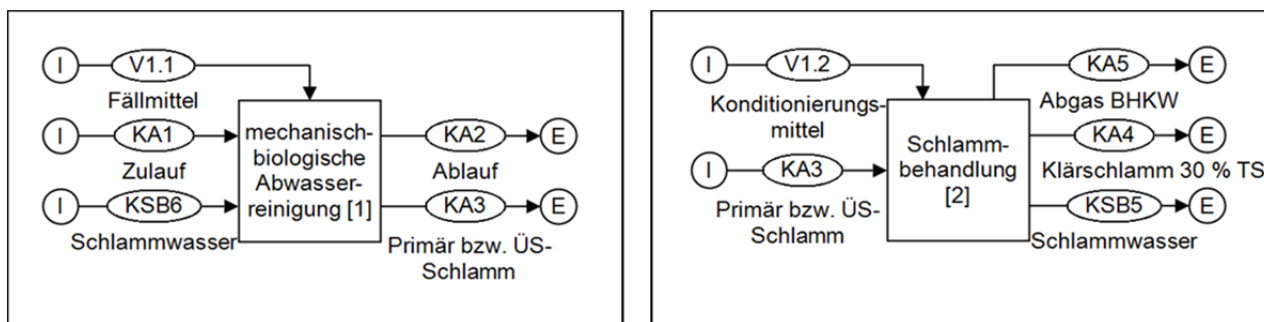


Tabelle 26: Transferkoeffizienten SM und org. Verunreinigungen Abwasserreinigung und Schlammbehandlung

	KA2 Ablauf	KA3 Primär+ÜS Schlamm	UL	KA4 Klärschlamm 30 % TS	KA5 Biogas	KSB5 Schlammwasser
P	10	90	0,5	Siehe Detail TK Schlammbehandlung		
As	20	80	1	Siehe Detail TK Schlammbehandlung		
Cd	35	65	1	Siehe Detail TK Schlammbehandlung		
Cr	25	75	1	Siehe Detail TK Schlammbehandlung		
Cu	20	80	1	Siehe Detail TK Schlammbehandlung		
Hg	25	75	1	Siehe Detail TK Schlammbehandlung		
Ni	50	50	1	Siehe Detail TK Schlammbehandlung		
Pb	20	80	1	Siehe Detail TK Schlammbehandlung		
Zn	30	70	1	Siehe Detail TK Schlammbehandlung		
AOX	60	40	1	Siehe Detail TK Schlammbehandlung		
PAK	29	71	1	Siehe Detail TK Schlammbehandlung		
PCDD/F	10	90	1	Siehe Detail TK Schlammbehandlung		

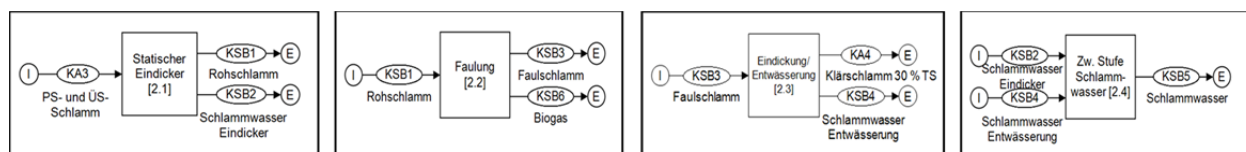


Tabelle 27: Transferkoeffizienten SM und org. Verunreinigungen Detail Schlammbehandlung

	Statischer Eindicker			Faulung			Eindicker/ Entwässerung			Schlammwasser Zwischenstufe		
	KSB1	KSB2	UL	KSB3	KSB6	UL	KA4	KSB4	UL	KSB5	-	UL
P	95	5	0,5	100	0	0,5	95	5	0,5	100	-	0
As	98	2	0,5	100	0	0,5	96	4	0,5	100	-	0
Cd	95	5	0,5	100	0	0,5	98	2	0,5	100	-	0
Cr	99	1	0,5	100	0	0,5	98	2	0,5	100	-	0
Cu	97	3	0,5	100	0	0,5	94	6	0,5	100	-	0
Hg	100	0	0,5	100	0	0,5	98	2	0,5	100	-	0
Ni	96	4	0,5	100	0	0,5	94	6	0,5	100	-	0
Pb	97	3	0,5	100	0	0,5	99	1	0,5	100	-	0
Zn	99	1	0,5	100	0	0,5	98	2	0,5	100	-	0
AOX	99	1	1	100	0	1	99	1	1	100	-	0
PAK	98	2	1	100	0	1	98	2	1	100	-	0
PCDD/F	99	1	1	100	0	1	99	1	1	100	-	0

3.4.1.3 Referenzklärschlamm

Der anaerob stabilisierte und entwässerte Klärschlamm weist folgende Gehalte an Schwermetallen und organischen Verunreinigungen auf. Zur Kontrolle werden Schwermetallgehalte aus der Literatur gegenübergestellt.

Tabelle 28: Schwermetallgehalte und Gehalte org. Verunreinigungen des Referenzklärslammes

Referenzklärslamm [1492 t TS/a]	Fracht [kg/a]	Konzentration [mg/kg TS]	Bereich Literatur [mg/kg TS]
P	58.500	39 g/kg TS	15–40 g/kg TS
As	7,9	5,3	4–10
Cd	1,2	1,5	0,6–3
Cr	79,8	53,4	3–54
Cu	457	306	120–300
Hg	1,3	0,9	0,5–2,3
Ni	61	41	17–37
Pb	100	67	37–145
Zn	1.667	1117	700–1.320
AOX	211	148	29–1.000
PAK	10,3	6,9	5–8
PCDD/F	32,8 mg/a	3.000 ng/kg TS	3.000 ng/kg TS

3.4.1.4 Energiebedarf bzw. Ertrag und Kosten

Der Energieaufwand für Abwasserreinigung und Schlammbehandlung kann aus dem Benchmarking für Kläranlagen (ÖWAV, 2008) entnommen werden. Für den Prozess Abwasserreinigung (100.000 EW) wird der Energiebedarf mit 20 kWh/(EW*a) festgelegt. Der Energiebedarf der Schlammbehandlung setzt sich aus der Schlammeindickung und Stabilisierung sowie der weitergehenden Schlammbehandlung (Entwässerung auf 30 % TS) zusammen (Tabelle 29). Die Kostenaufgliederung ist in Tabelle 30 dargestellt.

Tabelle 29: Aufgliederung Energie Referenzkläranlage

Prozess Abwasserreinigung	kWh/(EW*a)	Prozess Schlammbehandlung	kWh/(EW*a)
Zulaufpumpwerk, Rechen, Sand- und Fettfang	3,5	Schlammeindickung und Stabilisierung	2,5
Mech.-biol. Abwasserreinigung	15	Weitergehende Schlammbehandlung*	0,5
Notwendige Hilfsprozesse	1,5		
Gesamt	20,0		3,0

Tabelle 30: Kostenaufgliederung Referenzkläranlage

Prozess Abwasserreinigung	€/ (EW*a)	Prozess Schlammbehandlung	€/ (EW*a)
Zulaufpumpwerk, Rechen, Sand- und Fettfang	0,7	Schlammeindickung und Stabilisierung	0,6
Mech.-biol. Abwasserreinigung	1,1	Weitergehende Schlammbehandlung	0,9*
Notwendige Hilfsprozesse	2,7		
Gesamt	4,5		1,5

*Entsorgungskosten nicht enthalten, prozesskettenabhängige Berechnung

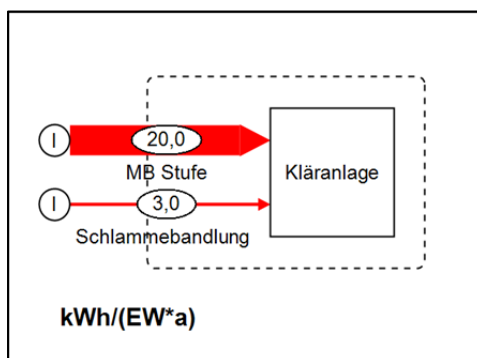


Abbildung 34: Energiebedarf Referenzkläranlage



3.4.1.5 Energieertrag

Der Energieertrag aus der Faulung kann aus der Berechnung des Energiegehalts von CSB und mit Literaturwerten hinsichtlich des Gaspotentials im Klärschlamm, dessen Methananteil und dem Heizwert von Methan ermittelt werden. Aus den Berechnungen über den Energiegehalt bezogen auf ein Gramm CSB liegt im Biogas der Referenzkläranlage ein theoretisches Energiepotential von 35 kWh/(EW*a) vor. Tatsächlich kann nur ein Teil dieses Potentials ausgenutzt werden. Dies ist abhängig vom Methananteil im Biogas, der für die Referenzkläranlage mit rund 60 % angenommen wird. Der Heizwert von Biogas liegt in Abhängigkeit des Methananteils im Bereich von 4–7,5 kWh/m³. Umgerechnet auf die Gasausbeute aus der Faulung und einem Methananteil von 60 % liegt das Energiepotential bei rund 2.100 MWh/a. Das entspricht 21 kWh/(EW*a). Das anfallende Biogas wird in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) mit einem Wirkungsgrad von 85 % in Strom und Wärme umgewandelt (Tabelle 30).

Tabelle 31: Wirkungsgrade BHKW

Gesamtwirkungsgrad	Wirkungsgrad	Energie [kWh/(EW*a)]
Elektrischer Wirkungsgrad	38 %	8,0
Thermischer Wirkungsgrad	47 %	9,9
Gesamt	85 %	17,8

Damit liegt der tatsächliche Energiebedarf der Referenzkläranlage bei Berücksichtigung der Nutzung des Energieinhalts des Klärschlammes bei rund 5,2 kWh/(EW*a).

3.4.1.6 Energiebilanz der Kläranlage (systemintern)

Der Energieinhalt des kommunalen Abwassers liegt bei 13 kJ/g CSB (Kroiss und Svardal, 2009). Bezogen auf die Referenz-CSB-Fracht von täglich 110 g/EW liegt das Energiepotential im Abwasser bei rund 145 kWh/(EW*a).

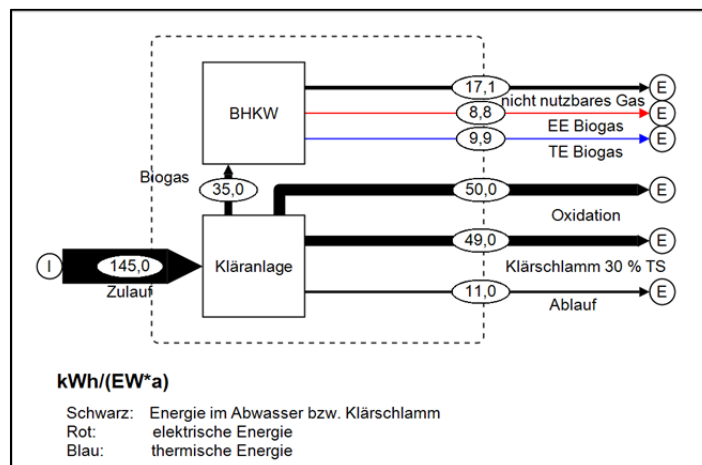


Abbildung 35: Energiebilanz Abwasser- und Klärschlammbehandlung Referenzkläranlage

3.4.2 Thermische Behandlung Klärschlamm

Für das Referenzsystem wird eine Mitverbrennung (z.B. Müllverbrennung) zur thermischen Behandlung des Klärschlammes angenommen. Allerdings muss der Klärschlamm für eine anschließende Rückgewinnung des Phosphors aus der Asche in einer Monoverbrennungsanlage bzw. einer anderen Verbrennungsanlage ohne Vermischung mit P-armen Asche thermisch behandelt werden. Stand der Technik für die Verbrennung von Klärschlamm ist die Wirbelschichtfeuerung mit anschließender Rauchgasreinigung. Der Aschenanteil des Klärschlammes liegt bei ca. 50 %, wobei 45 % als Flugasche und 3 % als Bettasche anfallen. Im Fall der Klärschlammmitverbrennung fällt anstelle von Flugasche teilweise Schlacke an. Die Differenz wird über das Rauchgas in die Rauchgasreinigung ausgetragen und dort in Filterkuchen, Abgas und Abwasser transferiert. Damit die Art der Verbrennung aufgrund etwaiger unterschiedlicher Ressourcenverbräuche das Endergebnis für die Rückgewinnungsverfahren nicht verfälscht, werden die folgenden Güterflüsse und dabei entstehenden Emissionen sowohl für die Referenzmitverbrennung als auch für die Referenzmonoverbrennungsanlage herangezogen (Rechberger et al., 2007; UBA, 2004; Stubenvoll et al., 2002). Da für die spätere Rückgewinnung aus der Asche eine Monoverbrennung immanent ist, werden die Güterflüsse und Emissionen auf Basis einer Monoverbrennung, stellvertretend für beide Verbrennungsoptionen, dargestellt. Signifikante Abweichungen wie z.B. bei den Kosten oder den entstehenden Reststoffen werden gesondert dargestellt.

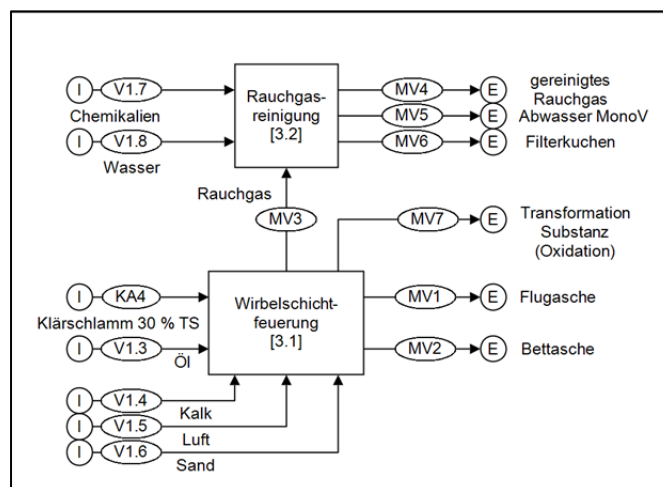


Abbildung 36: SFA Modell der Referenzmonoverbrennung

3.4.2.1 Güterflüsse thermische Behandlung

Wirbelschichtfeuerung [3.1]

Die Einbringung des Klärschlammes erfolgt auf das fluidisierende Wirbelbett bei ca. 850 °C. Die brennbaren Anteile vergasen und werden in der Brennkammer über eine Sekundärbrennstufe verbrannt. Zur Aufrechterhaltung des Wirbelbettes und der Verfügbarkeit von Sauerstoff ist die Zufuhr von Luft nötig. Zusätzlich wird Kalk zur Bindung des im Klärschlamm enthaltenen Schwefels eingebracht. In der Brennkammer entstehen die drei neuen Stoffströme Flugasche, Bettasche und Rauchgas (Tabelle 32). Organische Verunreinigungen werden während der Verbrennung nahezu vollständig oxidiert. Deshalb wird als vierter Stoffstrom Transformation Substanz (Oxidation) berücksichtigt. Bei der Mitverbrennung entstehen die zwei neuen Stoffströme Schlacke und Rauchgas.

Tabelle 32: Güterflüsse Monoverbrennung (kg/(EW*a))

Input [kg/(EW*a)]		Output [kg/(EW*a)]	
Klärschlamm TS	14,9	Flugasche	6,72
Klärschlamm FS	49,7	Bettasche	0,45
Öl	0,3	Filterkuchen	0,32
Luft	96,3	Abgas	14,7
Kalk	1,1	Abwasser	3,1
Sand	0,2		
Chemikalien	0,4		
Frischwasser	9,2		

Rauchgasreinigung [3.2]

Der Verbrennung nachgeschaltet ist die Rauchgasreinigung zur Entfernung von Verunreinigungen aus dem Rauchgas. Die Raugasreinigung wird unterteilt in:

- Staubabscheidung mit Gewebefilter
- 2-stufiger Rauchgaswäscher (Saurer Wäscher und neutraler Wäscher)
- Katalysator

Für diese Reinigungsstufen werden Chemikalien bzw. Rohstoffe und Wasser benötigt, die in Tabelle 33 qualitativ und quantitativ aufgelistet werden. Im Rauchgas vorliegende Stoffe sowie die eingesetzten Hilfsstoffe werden in die Ströme Abluft, Flugasche, Abwasser und Filterkuchen transferiert.

Tabelle 33: Chemikalienbedarf Rauchgasreinigung

Chemikalien	kg/(EW*a)	t/a
Natriumhydroxid 50 %ig	0,25	24,6
Ammonium 25 %ig	0,06	6,1
Fällmittel 15 %ig	0,01	0,1
FeCl ₃ , 40 %ig	0,03	3,1
Polyelektrolyte	0,07	6,6
HCl 30 %ig	0,02	2,1
Gesamt	0,44	44

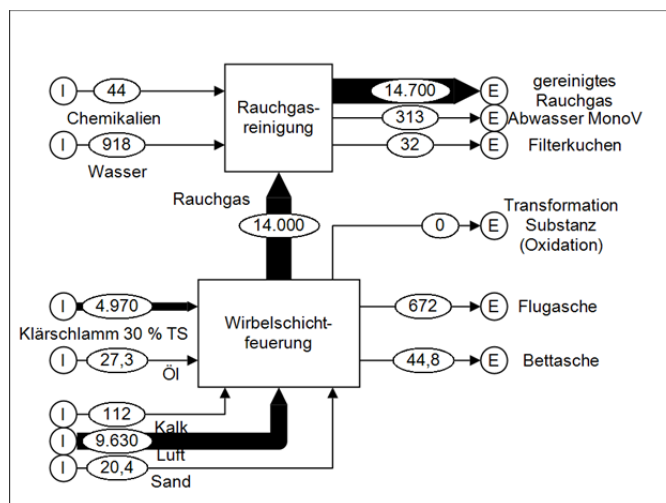


Abbildung 37: Güterflüsse Referenz Monoverbrennung

Die direkten Luftemissionen für ausgewählte Stoffe zeigt Tabelle 34. Die Berechnung erfolgte unter der Annahme einer trockenen Rauchgasmenge von 13.110 Nm³/t TS Klärschlamm, einer Klärschlammfracht von

1.492 t und den Emissionswerten in mg/m³ Rauchgas des Wirbelschichtofens Simmeringer Haide (Stubenvoll et al., 2002) in Wien. Die CO₂-Emission wird mit 1 t CO₂/t Klärschlamm Trockensubstanz gerechnet.

Tabelle 34: Ausgewählte direkte Luftemissionen Wirbelschichtfeuerung

Abgas	kg/a
CO	684,8
CO ₂	1,492.000
HCl	2,2
HF	1
SO ₂	3,9
NOx	2348,0
N ₂ O	1760,9
NH ₃	39,13
Staub	11,7

3.4.2.2 Stoffflussanalyse der Referenz-Monoverbrennung

Die Transferkoeffizienten für die Prozesse der Monoverbrennung (Wirbelschichtfeuerung [3.1] und Rauchgasreinigung [3.2] und die einzelnen Prozesse der Schlammbehandlung sind in Tabelle 35 dargestellt (Lederer und Rechberger, 2010; Deng et al., 2009; Park et al., 2008; Van de Velden et al., 2008; Zhang et al., 2008; Stubenvoll, 2002; Werther und Ogada, 1999). Schwermetalle werden bis auf Quecksilber im annähernd gleichen Ausmaß wie P in der Asche angereichert. Organische Verunreinigungen werden weitestgehend zerstört bzw. transformiert und sind damit in der Klärschlammasche nur in sehr geringen Konzentrationen vorhanden (Tabelle 35). Bei der Mitverbrennung wird angenommen, dass sämtliche Schwermetalle entweder in der Schlacke oder im Filterkuchen der Rauchgasreinigung zu finden sind. Die beiden Reststoffe werden entweder auf einer Deponie (Schlacke) oder untertägig (Filterkuchen) abgelagert.

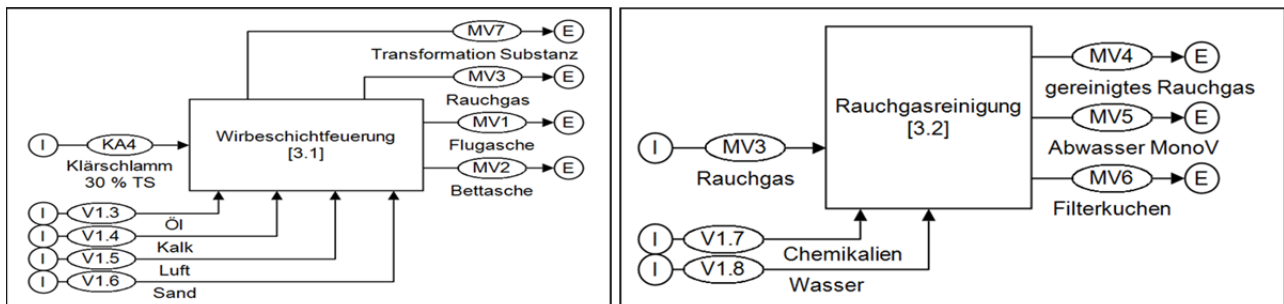




Tabelle 35: Transferkoeffizienten SM und org. Verunreinigungen Monoverbrennung

	MV1	MV2	MV3	MV7	UL	MV4	MV5	MV6	UL
P	97	1,7	1,3	0	1	0,3	0	99,7	1
As	93	6,2	0,8	0	1,5	5,9	4,6	89,6	2
Cd	96	0,9	3,1	0	1,5	5,0	0,1	94,9	2
Cr	82	1,5	16,5	0	1,5	0,3	0,6	99,1	2
Cu	83	1,5	15,5	0	1,5	0,1	0,0	99,9	2
Hg	4,7	0,2	95,1	0	1,5	3,5	0,2	69,3	2
Ni	82	1,7	16,3	0	1,5	0,1	0,3	99,6	2
Pb	81	0,6	17,4	0	1,5	0,8	0,1	99,1	2
Zn	78	1,7	20,3	0	1,5	0,3	0,1	99,6	2
AOX	1	1	49	49	2	5	0	95	2
PAK	0,2	0,02	7,5	92,3	2	20	0	80	2
PCDD/F	0,05	0,05	99,9	1,5	2	5	0	95	2

3.4.2.3 Referenzklärschlammasche aus der Monoverbrennung

Die Phosphor- und Schwermetallkonzentrationen der Klärschlammasche der Monoverbrennung werden aus den Stoffflussanalysen und der anfallenden Menge an Flugasche berechnet. Die Klärschlammasche weist die in Tabelle 36 angeführten Gehalte an Schwermetallen und organischen Verunreinigungen auf. Zur Kontrolle werden Schadstoffgehalte aus der Literatur gegenübergestellt (Petzet et al., 2010b; Adam et al., 2009a; Stubenvoll, 2002; Werther und Ogada, 1999). Neben P und den Schadstoffen spielen auch weitere Nährstoffe wie Calcium, Magnesium und Kalium bei der Bewertung der KS-Asche eine Rolle (Tabelle 37). Typische Gehalte werden aus der Literatur herangezogen (Petzet et al., 2011; Schaum, 2007).

Tabelle 36: P- und Schwermetallgehalte sowie Gehalte org. Verunreinigungen der monoverbrannten Referenzklärschlammasche

Referenzasche [672 t TS/a]	Fracht [kg/a]	Konzentration [mg/kg TS]	Bereich Literatur [mg/kg TS]
P	56.750	84 g/kg TS	40–100 g/kg TS
As	7,93	11,8	10–20
Cd	2,15	3,2	3–5
Cr	65,5	97,5	60–300
Cu	380	566	480–1050
Hg	0,06	0,1	<2
Ni	50,2	74,7	30–270
Pb	83	123,6	130–370
Zn	1.306	1.944	800–3000
AOX	2,21	3,29	-
PAK	0,02	0,027	-
PCDD/F	0,003 µm/a	0,0004	-

Tabelle 37: Weitere Nährstoffe monoverbrannten Klärschlammasche

Nährstoff	mg/kg TS
Ca	100
Mg	15
K	2

3.4.2.4 Energiebedarf bzw. Ertrag und Kosten

Der absolute mittlere Heizwert von Klärschlamm mit einem oTS-Gehalt von ca. 50 % liegt bei rund 12 MJ/kg TS oder umgerechnet 49 kWh/(EW*a) (Schmitt et al., 2007, Knautz et al., 2006). Der mittlere Heizwert eines auf 30 % TS entwässerten Schlammes beträgt ca. 2,95 MJ/kg TS, was bei einem

Klärschlammfall von 1.492 t TS/a einem jährlichen Energieinput von 12 kWh/(EW*a) entspricht (Abbildung 38). Aus der Stützfeuerung mit Öl ergibt sich ein zusätzlicher Energieoutput von 3,5 kWh/(EW*a). Angenommen wird eine Kraft-Wärme-Koppelung mit einem Wirkungsgrad von 75 %, wobei der Eigenbedarf an Strom berücksichtigt wurde. 16 % werden in elektrische Energie umgewandelt. Das entspricht 2,5 kWh/(EW*a) an elektrischer Energie sowie ca. 9,3 kWh/(EW*a) an thermischer Energie, die genutzt werden können. Über das Rauchgas bzw. ungenutzte Wärme geht ein Großteil der Energie über das gereinigte Rauchgas, Abwärmeverluste und die Asche verloren.

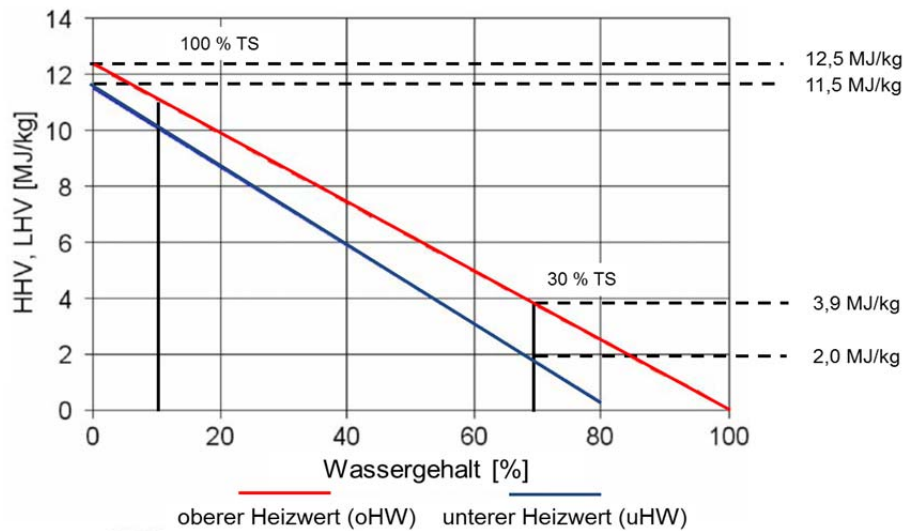


Abbildung 38: Oberer und unterer Heizwert Klärschlamm in Abhängigkeit des TS-Gehaltes

Die Literaturangaben zu Kosten für die Monoverbrennung variieren stark und liegen im Bereich von 250–500 €/t TS. Für die ökonomische Bewertung der Verfahren werden Kosten von 400 €/t TS angenommen (UBA, 2004). Davon entfallen 50 €/t TS auf die Deponierung der Asche. Darin enthalten ist die sachgerechte Deponierung anfallender Reststoffe. Bezogen auf die anfallende Klärschlammmenge von 1.492 t TS/a werden Kosten für die Monoverbrennung (inkl. Ascheentsorgung) von rund 6 €/EW*a berechnet. Im Vergleich dazu belaufen sich die Kosten für eine Mitverbrennung auf rund 270 €/t Klärschlamm Trockensubstanz (UBA, 2004). Pro EW entspricht dies Kosten von rund 4 €.

Tabelle 38: Klärschlamm- und Einwohnerspezifische Kosten der Verbrennungsoptionen inkl. Ascheentsorgung

Thermische Behandlung	€/t TS	€/EW*a
Mitverbrennung	270	4,0
Monoverbrennung	400	6,0



3.4.2.5 Energiebilanz der Klärschlammverbrennung

Für die Mit- und Monoverbrennung wird derselbe Grad der Nutzung des Energieinhaltes angenommen.

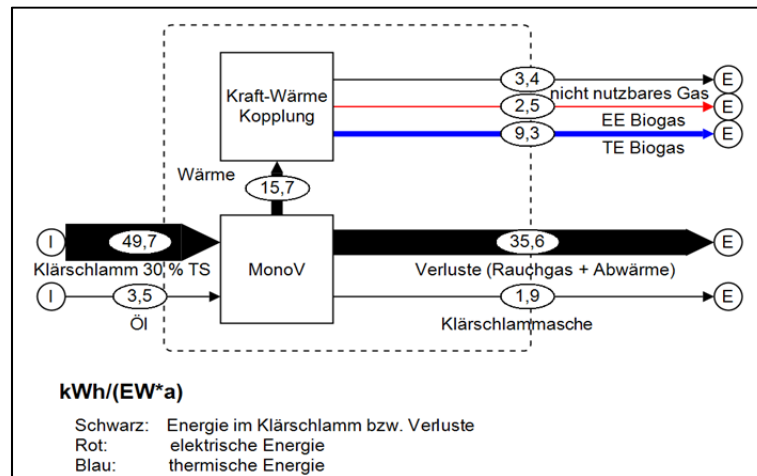


Abbildung 39: Energiebilanz Verbrennung Klärschlamm

3.4.3 Behandlung spezieller Reststoffe

Aufgrund der Prozessführung können bei P-Rückgewinnungsverfahren Stoffflüsse wie z.B. hochkonzentrierte Schwermetallschlämme oder andere Reststoffe mit hohen Schwermetallgehalten anfallen, die einer gesonderten Reststoffbehandlung zugeführt werden müssen. Als Referenzprozesse werden die gezielte sulfidische Fällung von Schwermetallen aus der flüssigen Phase und das HDT-Verfahren (Hydrophobierung durch Trägerstoffe) zur Immobilisierung von Schwermetallen ausgewählt (Schmidt, 1995). Sie werden als Subprozesse des Abfallwirtschaftsprozesses geführt.

3.4.3.1 Güterflüsse der Referenz-Behandlung spezieller Reststoffe

Sulfidische Fällung: Liegen hohe Schwermetallkonzentrationen in flüssigen Reststoffen vor, werden durch pH-Wert-Anhebung und Na_2S -Zugabe die Schwermetalle gezielt ausgefällt. Der Laugen- und Fällmittelbedarf variiert in Abhängigkeit der Charakteristik (pH-Wert, Schwermetallgehalt) und der Fracht des anfallenden Reststoffes. Das bedeutet, dass der Ressourcenbedarf abhängig vom Reststoffanfall bestimmt wird.

HDT-Verfahren: Ziel des HDT-Verfahrens ist die Schadstoffimmobilisierung von festen bzw. fest-flüssigen Reststoffen durch Mineralisieren oder Absorbieren, sodass diese nicht mehr über die Emissionspfade Wasser und Luft die Umwelt belasten und auf Deponien abgelagert werden können. Dies wird durch Zugabe hydrophobierender Zuschlagstoffe wie z.B. Zement erreicht. Der Bedarf an Zement liegt bei rund 25 Gew.% bezogen auf das zu behandelnde Material. Der Energiebedarf, der für das Homogenisieren notwendig ist, beläuft sich auf 5 kWh/t Reststoff. Der anfallende verfestigte Körper kann auf einer Reststoffdeponie abgelagert werden. Direkte Luftemissionen sind aus beiden Prozessen keine zu erwarten.

3.4.3.2 Energiebedarf bzw. Ertrag und Kosten

Abbildung 40: Energie- und Kostenaufwand spezielle Reststoffbehandlung

Verfahren	Energiebedarf [kWh/t]	Kosten [€/t Reststoff]
Sulfidische Fällung	2,5	500
HDT-Verfahren	5	500

3.4.3.3 Stoffflussanalyse spezielle Reststoffbehandlung

Die Entfernung von Schwermetallen aus einer flüssigen Phase ist stark vom pH-Wert und von den vorhandenen Fällmitteln abhängig. Im Fall der sulfidischen Fällung durch Na₂S kann ein überwiegender Anteil der Schwermetalle entfernt werden (Marchioretta, 2002; Marchioretta et al., 2005).

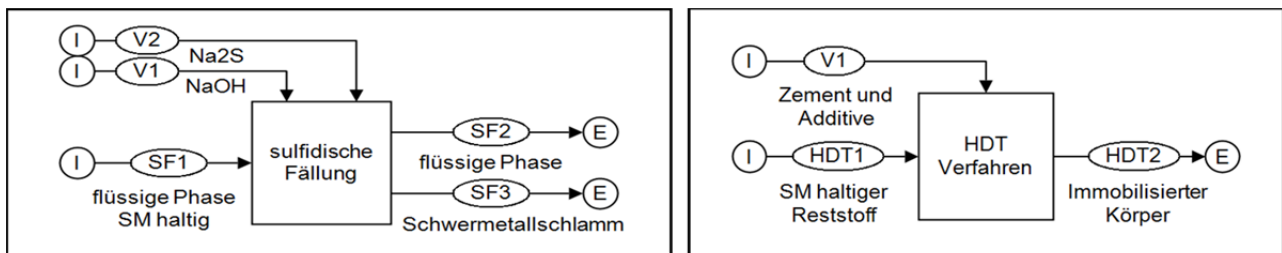


Tabelle 39: Transferkoeffizienten SM und org. Verunreinigungen Behandlung spezieller Reststoffe

	SF2	SF3	UL	HDT2	UL
P	100	0	0,5	100	0
As	95	5	1,5	100	0
Cd	75	25	1,5	100	0
Cr	99,9	0,01	1,0	100	0
Cu	99,7	0,03	1,0	100	0
Hg	99	1	1,0	100	0
Ni	99	1	1,0	100	0
Pb	100	0	1,0	100	0
Zn	99,9	0,01	1,0	100	0
AOX	0	100	1,0	100	0
PAK	0	100	1,0	100	0
PCDD/F	0	100	1,0	100	0

3.4.3.4 Reststoffdeponie und Untertagedeponie

Finales Ziel ist die Ablagerung nicht reaktiver Materialien auf der Reststoffdeponie und im Falle von Reststoffen mit zu hohen Schadstoffkonzentrationen eine Ablagerung untertage. Reststoffdeponie und Untertagedeponie werden als Subprozesse des Abfallwirtschaftsprozesses geführt. Flug- und Bettaschen können auf einer Reststoffdeponie abgelagert werden, während z.B. Filterkuchen aus der Rauchgasreinigung untertage abgelagert werden muss. Aus einer Schlacken- und Reststoffdeponie sind keine nennenswerten gasförmigen Emissionen zu erwarten. SM-Emissionen über den Sickerwasserpad sind ebenfalls keine zu erwarten. Die Auswaschung ist hauptsächlich vom pH-Wert abhängig. Eine Schlacken- bzw. Flugaschendeponie kann sogar als Senke betrachtet werden (Förstner, 2012; Hirschmann und Förstern 2000).

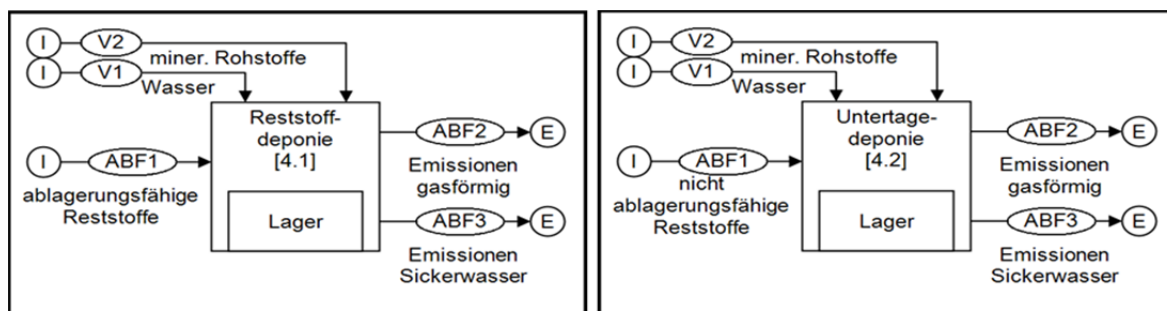


Tabelle 40: Transferkoeffizienten SM und org. Verunreinigungen für Reststoff und Untertagedeponierung

	Lager	Abf2	Abf3	UL
P	100	0	0	0
As	100	0	0	0
Cd	100	0	0	0
Cr	100	0	0	0
Cu	100	0	0	0
Hg	100	0	0	0
Ni	100	0	0	0
Pb	100	0	0	0
Zn	100	0	0	0
AOX	100	0	0	0
PAK	100	0	0	0
PCDD/F	100	0	0	0

3.4.3.5 Güterflüsse der Referenz Reststoffdeponie und Untertagedeponie

Der Ressourcenbedarf für den Prozess Reststoffdeponie liegt bei 0,01 t mineralischen Rohstoffen (Bodenmaterial) und 500 L Wasser pro Tonne Reststoff (GEMIS). Für die Untertagedeponie wird die jeweils 3-fache Menge angenommen.

3.4.3.6 Energiebedarf bzw. Ertrag und Kosten

Der Energieaufwand für die Reststoffdeponie liegt bei rund 16,5 kWh/ t Reststoff bzw. 49,5 kWh/t für eine Untertagedeponie (GEMIS).

Abbildung 41: Energie- und Kostenaufwand Reststoff- und Untertagedeponie

Verfahren	Energiebedarf [kWh/t]	Kosten [€/t Reststoff]
Reststoffdeponie	16,5	50
Untertagedeponie	49,5	200

3.4.4 Transport

Um den Energieverbrauch für den Transport bestimmen zu können, muss die durchschnittliche Wegstrecke einer direkten landwirtschaftlichen Aufbringung und die Wegstrecke zu einer Wirbelschichtfeuerung (WSF) für Österreich abgeschätzt werden. Für die direkte landwirtschaftliche Ausbringung wird mit einer durchschnittlichen Distanz von 20 km gerechnet (eine Ladung entspricht 40 km, hin und retour). Um die durchschnittliche Transportstrecke von Klärschlamm zur nächsten Wirbelschichtfeuerung abschätzen zu können, wurde zum einen die anfallende Menge für jedes Bundesland und der durchschnittliche Weg zur nächstgelegenen Wirbelschichtanlage ermittelt (Abbildung 42 und Tabelle 42). Daraus wird ersichtlich, dass 63 % des Klärschlammes eine Transportdistanz von höchstens 50 km und nur 9 % eine Transportdistanz von

über 100 km haben (Tabelle 43). Es wird eine durchschnittliche Transportdistanz von 70 km (eine Ladung entspricht 140 km, hin und retour) angenommen. Die durchschnittliche Transportdistanz der Asche zu einem Rückgewinnungsverfahren wird wie bei der direkten landwirtschaftlichen Verwertung mit 40 km (hin und retour) angenommen. Der Prozess Transport wird zwar nicht als eigener Prozess in der Stoffflussanalyse dargestellt, aber bei der Gesamtbetrachtung berücksichtigt. Aufgrund der Annahme, dass Düngemittel im Falle einer Herstellung über den konventionellen Weg ebenfalls transportiert werden müssen, wird der Transportaufwand des Endprodukts zur Landwirtschaft nicht berücksichtigt.

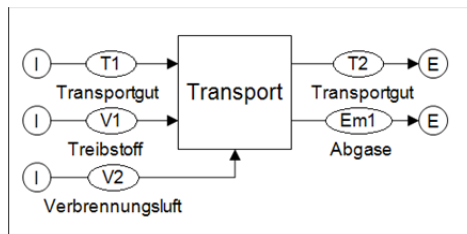


Tabelle 41: Referenzprozess Transport

Klärschlammaufkommen der Länder in t TS/a

- Landeshauptstädte
- Wirbelschichtöfen (mit jährlicher Kapazität)
- In Betrieb
- Bewilligung erteilt, Status unklar
- ▲ Reststoffdeponie

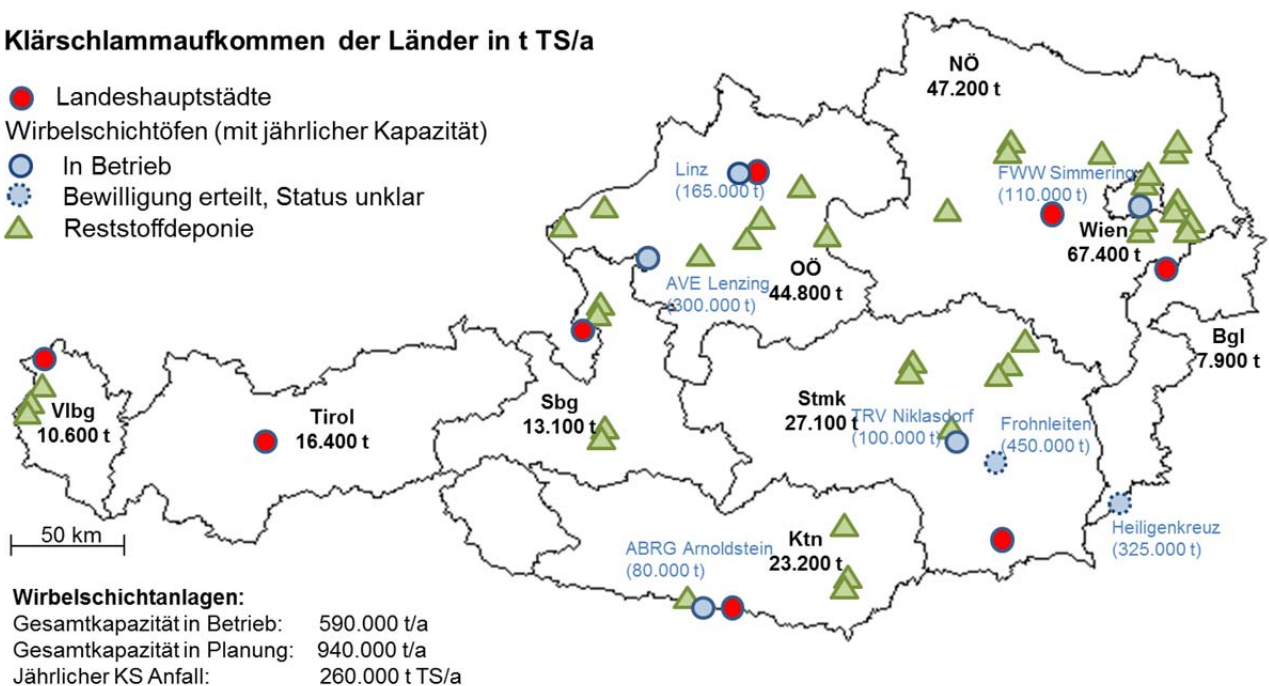


Abbildung 42: Österreichweite Übersicht Klärschlammaufkommen (t TS), Anlagenkapazität Wirbelschichtöfen und Reststoffdeponie

Tabelle 42: Klärschlammaufkommen, Länderanteil und durchschnittliche Distanz zur nächsten Wirbelschichtfeuerungsanlagen

Bundesland	t KS TS/a	Anteil	Ø Weg zu WSF [km]
Burgenland	7.900	3 %	120
Kärnten	23.200	9 %	30
Niederösterreich	47.200	18 %	100
Oberösterreich	44.800	17 %	30
Salzburg	13.100	5 %	60
Steiermark	27.100	11 %	50
Tirol	16.400	6 %	300
Vorarlberg	10.600	4 %	80*
Wien	67.400	26 %	20

* für Vorarlberg wird eine Verbrennung in Winterthur (Schweiz) angenommen



Tabelle 43: Unterteilung Distanz und Anteil des Klärschlammes

Distanz	% des Klärschlammes
bis 50 km	63 %
50-100 km	28 %
>100	9 %

3.4.4.1 Zusammenfassung der Transportwege

Tabelle 44: Transportdistanzen zu Klärschlamm bzw. Aschebehandlung, Verwertung oder Entsorgung

Transport zu Prozess	Transportdistanz [km] hin und retour		
	Fehrenbach (2002)	Rechberger et al. (2007)	Referenz
Klärschlamm - Landwirtschaft	40	60	40
Klärschlamm - Verbrennung	160	250	140
Asche - Deponie	-	-	100
Filterkuchen - Untertagedeponie	-	-	1000
Asche - Landwirtschaft	-	-	140
Asche - Recyclingverfahren	-	-	40

Als Transportfahrzeug wird ein LKW mit einer Ladekapazität von 20 t angenommen. Der Treibstoffbedarf (Diesel: Dichte 0,85 kg/L; Energieinhalt 11,8 kWh/kg) liegt bei rund 28 L bzw. 24 kg/100 km. Die Berechnung des Treibstoffbedarfes, des Energieaufwandes und der Kosten erfolgt über die spezifische Einheit Tonnenkilometer (tkm). Diese wird berechnet aus der zu transportierenden Fracht multipliziert mit der erforderlichen Transportstrecke (hin und retour). Der spezifische Treibstoffverbrauch beträgt 0,012 kg/Tonnenkilometer (tkm). Der Treibstoffverbrauch wurde als Mittelwert, auf Basis der in GEMIS veröffentlichten Verbräuche außerorts bzw. innerorts beladen und außerorts bzw. innerorts nicht beladen berechnet. Die Kosten pro Tonnenkilometer werden mit 14 Cent festgelegt (Bühler, 2006).

Berechnungsschema:

Tabelle 45: Berechnungsschema Transport

Beispiel Klärschlamm zu Landwirtschaft	
Klärschlammaufkommen Referenzanlage [t/a]	4.975
Transportstrecke LW [km]	40
Tonnenkilometer [tkm]	198.998
Treibstoffbedarf [kg/a]	2.338
Kosten [€/a]	27.860
Energie [kWh/a]	28.178

Aus diesen Informationen lassen sich kombiniert mit der GEMIS-Datenbank die erforderlichen Informationen hinsichtlich der Bewertungskriterien ableiten.

3.4.5 Gutschriften

3.4.5.1 Substitution Energie

Die Nutzung des potentiellen Energieinhaltes des Klärschlammes wird bei der Betrachtung eines Prozesses oder der gesamten Prozesskette als Gutschrift berücksichtigt. Die Gutschriften werden quantitativ im gleichen Ausmaß angenommen, wie die Emissionen bei der Nutzung der Energie anfallen würden. Folglich werde die identen GEMIS-Daten herangezogen (GEMIS-Daten: Elektrizität geliefert von Netz-el-AT-2010-lokal; Warmwasser geliefert von Fernwärme-mix-AT-2005). Berücksichtigt werden bei der Gutschrift alle

definierten Parameter (Kapitel 3.3.2). Exemplarisch werden die Gutschriften für CO₂- und SO₂-Äquivalente dargestellt (Tabelle 46).

Tabelle 46: Substitution Gasemissionen Bereitstellung Energie [g/kWh]

Wertung	CO ₂ -Äquiv. [g/kWh]	SO ₂ -Äquiv. [g/kWh]
kWh elektrische Energie	220	0,44
kWh thermische Energie	350	1,34

3.4.5.2 Substitution Düngemittel

Für jene Düngemittel, die in den Prozess Landwirtschaft gelangen, werden ebenfalls Gutschriften auf Basis der GEMIS-Daten berücksichtigt. Die Gutschrift wird für die beiden Hauptnährelemente P und N angerechnet (GEMIS-Daten: 1 kg P geliefert von 'Chem-anorg\Dünger-P-2000' und 1 kg N geliefert von 'Chem-anorg\Dünger-N-DE-2010'). Exemplarisch werden die Gutschriften für CO₂- und SO₂-Äquivalente dargestellt (Tabelle 46). Es werden alle definierten Parameter berücksichtigt.

Tabelle 47: Substitution Gasemissionen Bereitstellung Düngemittel [g/kg Nährelement]

Wertung	CO ₂ -Äquiv. [g/kWh]	SO ₂ -Äquiv. [g/kWh]
kg P-Dünger (SSP)	1.253	18,8
kg N-Dünger	7.574	28,3

3.4.6 Zusammenfassung

An dieser Stelle werden die Ergebnisse ausgewählter Parameter wie Kosten, gasförmige Emissionen und der kummulierte Energieaufwand für das Referenzsystem zusammenfassend dargestellt. Eine detailliertere Darstellung liegt im Anhang (Kapitel 7.2) vor.

Tabelle 48: Zusammenfassung ausgewählter Parameter Referenzsystem

Parameter	Wert	Einheit
Kosten	11,1	€/EW*a
CO ₂ -Äquivalente	3,7	kg/EW*a
SO ₂ -Äquivalente	12,6	g/EW*a
KEA	11,3	kWh/EW*a

3.5 Charakterisierung und Bewertung des Endprodukts

Den Eigenschaften der Sekundärprodukte kommt im Falle einer zukünftigen großtechnischen Umsetzung eines Rückgewinnungsverfahrens eine bedeutende Rolle zu. In Abhängigkeit des Verwertungsweges (Landwirtschaft oder Industrie) werden teils sehr unterschiedliche Kriterien an das Endprodukt gestellt. Für eine Charakterisierung der Endprodukte werden Nährstoffgehalte und deren Verfügbarkeit, anorganische und organische Verunreinigungen sowie die Eignung als Sekundärdünger berücksichtigt. Die Pflanzenverfügbarkeit bzw. -wirksamkeit wird durch Extraktionstest und durch Daten aus Topf- und Großversuchen bewertet.



Abbildung 43: Charakterisierung und Bewertung Sekundärdünger

3.5.1 Klassifizierung

Erster Schritt ist die Klassifizierung des Endproduktes. Die Klassifizierung wird in Tabelle 49 dargestellt.

Tabelle 49: Klassifizierung Sekundärprodukte

Bezeichnung	Chemische Formel
1 Magnesiumammoniumphosphat	
Magnesiumammoniumphosphat (MAP, Struvit)	$MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$
Magnesiumhydrogenphosphat (MHP)	$Mg(H_2PO_4)_2$
Magnesiumhydrogenphosphat (MHP)	$MgHPO_4 \cdot 3H_2O$
Magnesiumphosphat (MP)	$Mg_3(PO_4)_2 \cdot 4H_2O$
2 Calciumphosphat	
Calciumdihydrogenphosphat	$Ca(H_2PO_4)_2 \cdot H_2O$
Calciumhydrogenphosphat	$CaHPO_4 \cdot 2H_2O$
Tricalciumphosphat	$Ca_3(PO_4)_2 \cdot H_2O$
Hydroxylapatit	$Ca_5(PO_4)_3 \cdot OH$
3 Eisen- und Aluminiumphosphate	
Eisenphosphat	FeP
Aluminiumphosphat	AlP
4 Schlacke	
Thomasmehl/Thomasphosphat	
5 entfrachtete Asche	
6 sonstige	

3.5.2 Nährstoffgehalte

Kriterien für die Grundlage der Bewertung der Endprodukte sind zum einen die Nährstoffgehalte (P, N, K, Ca, Mg) als auch die Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit des im Endprodukt enthaltenen Phosphors.

Bewertung der Löslichkeit

Faktoren für die Pflanzenverfügbarkeit phosphorhaltiger Düngemittel sind die Löslichkeit des Endproduktes und im Besonderen die Eigenschaften des Bodens hinsichtlich der Bodenart, der Textur, des pH-Wertes oder der P-Hintergrundkonzentration (Weinfurtner, 2011; Römer, 2006). Eine abgesicherte Aussage über die Pflanzenverfügbarkeit bzw. -wirksamkeit ist deshalb nur möglich, wenn dazu Topf- und Langzeitversuche im Feld vorliegen. Jedoch liegen derzeit in vielen Fällen noch keine derartigen Informationen vor, weshalb die potentielle Pflanzenverfügbarkeit annähernd anhand der Löslichkeit des Produktes mittels standardisierter Extraktionsmittel wie Wasser, Zitronensäure, Ameisensäure, Mineralsäure, Alkalisches-Ammoncitrat abgeleitet wird. Handelsübliche Mineraldünger wie z.B. Triplesuperphosphate weisen eine fast 90 %ige Wasserlöslichkeit auf und sind damit schnell und direkt pflanzenverfügbar. Falsch ist jedoch die Schlussfolgerung, dass wasserunlösliche P-Dünger schlechter pflanzenverfügbar sind. Vielmehr zeigen Topf- und Langzeitversuche, dass wasserunlösliche, aber zitronensäurelösliche P-Dünger zwar nicht sofort, aber innerhalb einer Wachstumsperiode vollständig pflanzenverfügbar sind (Tabelle 50).

Tabelle 50: Bewertung der Löslichkeit der Sekundärprodukte

Definition	Wertung
Löslich in Wasser	Sehr gut
Löslich in Zitronensäure (>80%)	Gut
Löslich in Zitronensäure (40-80%)	Mäßig
Löslich in Zitronensäure (<40%)	Schlecht
Nur Mineralsäurelöslich	Sehr Schlecht

Pflanzenverfügbarkeit - Düngewirkung

In einer aktuellen Studie zeigt Römer (2013) auf, dass die bisherige Herangehensweise zur Beschreibung der Pflanzenverfügbarkeit bzw. P-Düngewirkung von Endprodukten mithilfe von Extraktionstest zu irreführenden Aussagen führen kann. Die Ergebnisse der Löslichkeitstests stehen oft im Widerspruch zur tatsächlichen P-Aufnahme in Topfversuchen. Das bedeutet, dass auch vollständig in Zitronensäure lösliche Endprodukte keine oder eine schlechte Pflanzenverfügbarkeit aufweisen können. Nach Aussage von Römer (2013) besteht eine aussagekräftige Korrelation zwischen Extraktionsversuchen und Pflanzenwirksamkeit mit neutralem Ammon-Citrat. Zudem zeigt sich, dass die Löslichkeit nur ein Kriterium in einem komplexen Wirken-Nutzensystem von Boden, Pflanze und Düngemittel darstellt. P ist nur einer von fünf Makronährstoffen, wohingegen der Ertrag von insgesamt 13 Nährelementen abhängig ist. Neben den Nährstoffen ist der Ertrag im Besonderen auch von der Bodenart, der Pflanzenkultur (z.B. Wurzeltiefe), der Wasserversorgung und der Temperatur abhängig. Die P-Aufnahme der Pflanzen hängt im Wesentlichen von der Verfügbarkeit im Boden ab, welche wieder von der P-Löslichkeit des Düngers und dessen Umsetzung im Boden abhängt. Damit ist die aufgenommene P-Menge ein gutes und geeignetes Maß, um die Recyclingprodukte hinsichtlich ihrer Düngewirkung zu beurteilen. Zusätzlich kann die Düngewirksamkeit in Relation zu einem herkömmlichen Handelsdünger ausgedrückt werden, was bedeutet, wie viel P unter den



gleichen Bedingungen von einem handelsüblichen Dünger und vom Sekundärprodukt aufgenommen wird. Die Bewertungskriterien sind in Tabelle 51 dargestellt.

Tabelle 51: Bewertung der P-Aufnahme der Sekundärprodukte

Düngewirksamkeit (Pflanzenverfügbarkeit)	P-Aufnahme [%]	Wertung
Sehr gut geeignet	76-100	5
Mäßig bis gut geeignet	51-75	4
Weitgehend ungeeignet	26-50	3
ungeeignet	0-25	2

Monetäre Bewertung

Mittels der Nährstoffgehalte des Endproduktes wird unter anderem der monetäre Wert eines Endproduktes errechnet. Die monetäre Bewertung ist Teil des Kapitels „ökonomische Bewertung“.

3.5.3 Anorganische Verunreinigungen

Die Schwermetallgehalte der Endprodukte werden zumeist in mg/kg TS angegeben. Ebenso werden die Schwermetallgrenzwerte der Düngemittelverordnung, mit Ausnahme von Cadmium, auf die Trockensubstanz bezogen. An dieser Stelle wird angemerkt, dass die Schwermetallgehalte der Endprodukte in direkter Relation zu den Stoffströmen einer Kläranlage stehen. Das bedeutet, dass Rückgewinnungsverfahren auf unterschiedlichen Kläranlagen mit unterschiedlicher Schwermetallbelastung zum Einsatz kommen und dadurch auch unterschiedliche Schwermetallgehalte im Endprodukt nachweisbar sind. Die dargestellten Ergebnisse sollten daher als Richtwerte betrachtet werden, die abhängig von der Belastung einer Kläranlage vom Richtwert abweichen können. Auf Basis der erhobenen Datengrundlage zu den Schwermetallgehalten, zumeist angegeben in mg/kg Trockensubstanz, werden die Endprodukte mit dem Schwermetall-Phosphor-Verhältnis, dem Schadeinheitenmodell und der Referenzbodenmethode bewertet.

Schwermetall-Phosphor-Verhältnis

Gesetzliche Vorgaben (z.B. Klärschlammverordnung) zu Schwermetallgehalten werden mit Ausnahme von Cd in Relation zur Trockensubstanz gesetzt. Um allerdings eine einheitliche Bewertung der Schwermetallgehalte in den sich deutlich unterscheidenden Sekundärdüngern zu gewährleisten, werden die Schwermetallgehalte in Relation zum wertgebenden Nährelement P gesetzt. Daraus ergibt sich eine einheitliche Bewertung anhand des Schwermetall-Phosphor-Verhältnisses, welches als mg SM/kg P dargestellt wird.

Schadeinheitenmodell

Das Schadeinheitenmodell (Brans, 2005) basiert darauf, die Schadstoffbelastung in einer relativen Form als einen Schädlichkeitsquotienten auszudrücken und anhand von Schadeinheiten darzustellen. Für die Endprodukte der P-Recyclingverfahren werden die bekannten Schwermetallkonzentrationen (C_i) herangezogen und in Relation zu ausgewählten Grenzwerten, in unserem Fall z.B. Grenzwerte der Kompostgüteverordnung Klasse A+ (C_i^{Referenz}), gestellt. Arsen wird bei dieser Berechnung nicht berücksichtigt.

Für jedes Schwermetall wird ein Quotient ermittelt, der die Konzentration einer Schadeinheit für ein bestimmtes Schadelement darstellt. Schlussendlich werden die Quotienten aufsummiert und ein absolutes

Schädlichkeitsmaß berechnet, das der Konzentration der Schadeinheit (C_{SE}) entspricht. Ein Nachteil des Schadeinheitenmodells ist eine fehlende Differenzierung bzw. Gewichtung hinsichtlich eines höheren Gefährdungspotentials einzelner Schwermetalle. Alle Schwermetalle werden in Hinblick auf das Verhältnis Belastung im Sekundärdünger zu Grenzwert gleich gewichtet.

$$C_{SE} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{C_{i \text{ Referenz}}}}{1}$$

Formel 1: Schadeinheitenmodell (Brans, 2005)

Die nachfolgende Tabelle zeigt das Schadeinheitenmodell am Beispiel eines handelsüblichen Singlesuperphosphates mit typischen Schwermetallgehalten.

Tabelle 52: Berechnung Schadeinheit am Beispiel handelsüblichen Mineraldünger (SSP)

Wertung	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Qualitätsklasse A+ (mg/kg TS)	0,7	70	70	0,4	25	45	200
SSP (mg/kg TS)	31	89	20	0,03	24	64	161
Quotient	14,9	1,3	0,3	0,06	1	1,4	0,8

Aus der summierten Schadeinheit pro kg TS und dem P-Gehalt des Endprodukts wird die Schadeinheit auf 1 kg P bezogen (SE/kg P).

Tabelle 53: Ergebnis phosphorbezogenen Schadeinheit handelsüblichen Mineraldünger (SSP)

SE/kg TS	kg P/t TS	SE/kg P
19,7	88	0,22

Referenzbodenmethoden

Ziel dieser Bewertungsmethode ist die Berechnung der maximal aufbringbaren Dünger- bzw. Sekundärdüngermenge auf einen Hektar definierten Referenzboden (Berücksichtigung 20 cm Bodenmächtigkeit) mit bekanntem Schwermetallgehalt (Smidt, 2010; Klik, 2001) bis eine definierte tolerierbare bzw. kritische Schwermetallfracht (Smidt, 2010) erreicht wird. Der Boden wird dabei als geschlossenes System ohne Auswaschungs- oder Verdünnungsmechanismen angesehen. Diese Bewertungsmethode berücksichtigt zwei Faktoren. Zum einen wird die Relevanz hinsichtlich der möglichen Schadwirkung einzelner Schwermetalle in den Böden berücksichtigt (geringere, tolerierbare Fracht bedeutet höheren Stellenwert) und zum anderen die Schwermetallgehalte der Endprodukte bezogen auf ein kg Phosphor.

Folgende Annahmen hinsichtlich der Eigenschaften (Tabelle 54) als auch der Hintergrundkonzentration des Bodens für die Referenzbodenmethode werden getroffen:

Tabelle 54: Eigenschaften Boden für die Referenzbodenmethode

Parameter		
Dichte	1,3	g/cm ³
Mächtigkeit	20	cm
Bodenmasse	260	kg/m ²
Bodenmasse	2.600.000	kg/ha
Jährliche P-Düngung	40	kg/ha

Tabelle 55: Hintergrundkonzentration Referenzbodenmethode

Wertung	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Hintergrundkonz. (mg/kg)	12	0,35	55	40	0,35	35	30	100
Tolerierbare Konz. (mg/kg)	20	3	100	100	2	50	100	300
Hintergrundfracht (kg/ha)	31,2	0,91	143	104	0,91	91	78	260
Tolerierbare Fracht (kg/ha)	52	7,8	260	260	5,2	130	260	780
Differenz	20,8	6,89	117	156	4,29	39	182	520

Folgende Fragestellungen werden anhand dieser Methode beantwortet:

- Welche Schwermetallfracht wird bei der jährlichen Düngung von im mittel 40 kg P/ha mittels der Sekundärdünger aufgebracht?
- Wie viele Jahre kann gedüngt werden, bis die tolerierbare Fracht für das erste Element erreicht wird, wenn der Boden als geschlossenes System betrachtet wird und sich die Schwermetalle stetig akkumulieren?
- Wie viele Tonnen Sekundärdüngerdünger können theoretisch aufgebracht werden, bis die tolerierbarer Fracht pro ha für das erste Element erreicht wird?
- Welches Schwermetall ist der limitierende Faktor - das heißt jenes Element bei dem die tolerierbare Fracht als erstes erreicht bzw. überschritten wird?

Am Beispiel eines handelsüblichen Superphosphates (SSP) mit definierten Schwermetallegehalten (mg/kg TS) wird die Referenzbodenmethode angewendet.

Tabelle 56: Schwermetallkonzentrationen Singlesuperphosphat

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
SSP (mg/kg P)	13,7	118,8	1022	229	0	278	734	1838

Tabelle 57: Auswertung Referenzbodenmethode (SM als kg SM/kg P)

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
kg Schwermetalle/ha*a	0,0055	0,0048	0,041	0,0092	0,000	0,0111	0,0294	0,073
n Aufbringungen	37.938	1.450	2.861	16.987	107.250	3.498	6.200	7.069

Tabelle 58: Theoretische Aufbringungsmenge Singlesuperphosphat (SM als mg/kg TS)

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Tonnen/ha	3.681	663	1.307	7.761	171.600	1.598	2.833	3.230

Tabelle 57 zeigt, dass ein handelsübliches Singlesuperphosphat 1.450 Jahre auf den Referenzboden aufgebracht werden kann, bis die erste maximale tolerierbare Konzentration, in diesem Fall das Cadmium, erreicht wird und damit die Ausbringung nicht mehr möglich ist. Analog dazu wird die Referenzbodenmethode auf alle Sekundärprodukte der Rückgewinnungsverfahren angewendet.

Wie in Kapitel 2.2.3 bereits dargestellt nimmt die Qualität der Lagerstätten stetig ab bzw. sind bereits heute hohe Gehalte des kritisch diskutierten Cadmiums in den handelsüblichen Düngern nachweisbar. Auf Basis der Ergebnisse der Referenzbodenmethode soll daher nicht nur das erste limitierende Element dargestellt werden, sondern auch wie häufig ein Endprodukt aus einem der Rückgewinnungsverfahren im Vergleich zum handelsüblichen Mineräldünger aufgebracht werden kann, bei ausschließlicher Betrachtung des Cadmiumgehalt der beiden Produkte. Es ist davon auszugehen, dass die Sekundärprodukte um ein vielfaches häufiger aufgebracht werden können, wenn der Fokus nur auf das Cadmium gelegt wird. Dies kann im Hinblick auf die zukünftige Umsetzung von Rückgewinnungsverfahren ein zusätzliches Positivkriterium sein.

3.5.4 Hygiene und organische Verunreinigungen

Hygienische Parameter

Dieser Parameter soll das hygienische Risiko bewerten, welches von einem Endprodukt ausgehen kann. Erfahrungsgemäß ist die Datengrundlage dazu jedoch spärlich. Das hygienische Risiko fließt in Form eines qualitativen Parameters in die Bewertung ein. Kriterium ist eine vollständige Entrachtung bzw. Zerstörung. Allerdings kann aufgrund bestimmter Prozessführungen von einer vollständigen Zerstörung (z.B. Verbrennung, Oxidation) ausgegangen werden und das Risiko mit 5 (keine bzw. kaum hygienischen Bedenken) bewertet werden. Mögliche hygienische Bedenken werden für Produkte angenommen, die zwar keine direkt pathogenen Keime aufweisen, aber für welche noch eine mikrobielle Belastung feststellbar ist (3, mögliche hygienische Bedenken). Sind pathogene Keime feststellbar, trifft eine Zerstörung nicht zu und wird deshalb mit 1, hygienischen Bedenken, bewertet.

Tabelle 59: Qualitativer Hygieneparameter

Definition	Wertung
Keine bzw. kaum hygienische Bedenken	5
Mögliche hygienische Bedenken	3
Hygienische Bedenken	1

Um jedoch eine Unterscheidung zu ermöglichen, warum für ein Endprodukt der qualitative Hygieneparameter 5 (keine bzw. kaum hygienische Bedenken) gewählt wurde, erfolgt eine weitere Untergliederung in:

- 1) Bestätigte hygienische Unbedenklichkeit durch Untersuchungen
- 2) Hygienische Unbedenklichkeit aufgrund Prozessführung (z.B.: Verbrennung, Hydrolyse, Oxidation)
- 3) Ableitung der hygienischen Unbedenklichkeit anhand der Untersuchungen an Endprodukten mit ähnlichem Herstellungsprozess

Organische Verunreinigungen

Wie bereits bei den hygienischen Parameter ist von einer schlechten Datengrundlage auszugehen. Deshalb wird auch für die organischen Schadstoffe ein qualitativer Parameter angewandt. Angegeben wird inwiefern eine Entrachtung bzw. Zerstörung der organischen Spurenstoffe erfolgt. Kriterium ist eine vollständige Entrachtung bzw. Zerstörung.

Tabelle 60: Qualitativer Parameter organische Verunreinigungen

Definition	Wertung
Keine bis kaum org. Spurenstoffe nachweisbar	5
Geringe Gehalte an organischen Spurenstoffe nachweisbar	3
Organische Spurenstoffe eindeutig nachweisbar	1

3.5.5 Handhabung

Die Handhabung der Endprodukte und damit der direkte Einsatz in der Landwirtschaft ist ein wesentliches Kriterium. Anzustreben ist ein staubfreies, lagerfähiges und mit Düngestreuern direkt ausbringbares Endprodukt. Die Korngröße des Endprodukt sollte dazu eine Körnung im Bereich von 2–5 mm aufweisen. Wird dies erreicht, wird das Produkt mit der Bestnote 5 bewertet. Liegt es pulverförmig bzw. kristallin vor wird es mit 1 bewertet. Für Transporte und Lagerbarkeit muss das Produkt abgepackt werden können und



staubfrei sein. Mindestkriterien sind eine gute Lagerung des Endproduktes und in weiterer Folge die Körnung und der direkte Einsatz in der Landwirtschaft.

Tabelle 61: Qualitativer Parameter organische Verunreinigungen

Kriterium	Wertung	
Lagerung möglich	5 (trifft zu)	1 (trifft nicht zu)
Direkter Einsatz LW möglich	5 (trifft zu)	1 (trifft nicht zu)

3.6 Ökonomische Bewertung

Für eine zukünftige Umsetzung von P-Rückgewinnungsverfahren werden die Kosten ein ausschlaggebender Faktor sein. Deshalb werden die Verfahren hinsichtlich ihrer Kosten detailliert analysiert.

Voraussetzung

Um eine vergleichende ökonomische Bewertung der Verfahren zu gewährleisten wird in einem ersten Ansatz für Verfahren im Schlammwasser bzw. Klärschlamm die Referenzkläranlagen mit 100.000 EW und für Verfahren zur Rückgewinnung aus der Klärschlammasche ein Aschedurchsatz von 30.000 t/a (entspricht ~3.500.000 EW) angenommen.

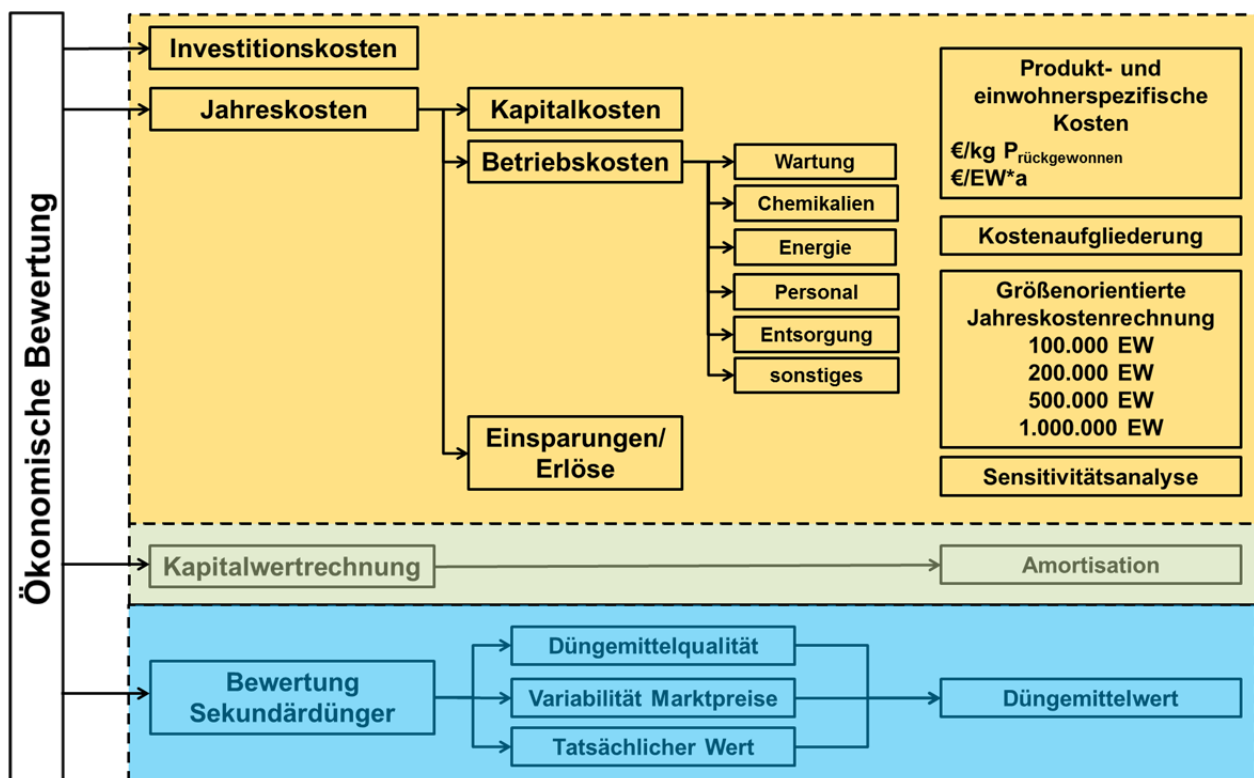


Abbildung 44: Schema Bewertung Ökonomie

3.6.1 Jahreskosten (gesondert für ein Verfahren)

3.6.1.1 Kapitalkosten

Erster Teil der ökonomischen Bewertung ist die Erhebung der Jahreskosten. Jahreskosten werden in Kapital- und Betriebskosten untergliedert. Kapitalkosten werden auf Grundlage der Annuitätenmethode berechnet, wobei die Annuität aus den Investitionskosten multipliziert mit einem Annuitätenfaktor berechnet wird. In die Berechnung des Annuitätenfaktors fließen der Zinssatz und die Nutzungsdauer der Anlagenteile ein.

Um eine Vergleichbarkeit der Verfahren zu ermöglichen, werden der Anteil der Bautechnik mit 60 % und der Anteil der Maschinenteknik (inkl. EMSR-Technik) mit 40 % der Investitionskosten angenommen. Liegen abweichende Daten der Hersteller vor, werden diese verwendet. Die Nutzungsdauer der Anlagenteile werden, falls nicht anders bekannt, für die Bautechnik mit 30 Jahren und für die Maschinenteknik (inkl.



EMSR-Technik) mit 15 Jahren festgelegt. Der Zinssatz für die Berechnung der Kapitalkosten nach der Annuitätenmethode wird mit 4 % angenommen.

Die Formel für den Annuitätenfaktor (ANF) lautet:

$$\text{ANF} = \frac{i \cdot (1 + i)^n}{(1 + i)^n - 1}$$

Formel 2: Annuitätenfaktor

i = Kalkulationszinssatz

n = Nutzungsdauer

3.6.1.2 Betriebskosten

Für die Aufrechterhaltung des Anlagenbetriebs werden die Wartung, Chemikalien bzw. Rohstoffe, Energie, Personal, Entsorgung und Sonstiges in den Betriebskosten berücksichtigt. Wartungskosten werden falls nicht explizit dargestellt mit 1 % der Investitionskosten angenommen. Die Kosten für Chemikalien, Rohstoffe, Energie und Entsorgung werden auf Basis der Güter- und Energiebilanzen berechnet. Die Betriebskosten werden in Kapitel 7.4 gesondert dargestellt. Der Personalbedarf wird flexibel nach den Angaben der Betreiber bzw. nach eigenem Ermessen angenommen.

Tabelle 62: Aufgliederung der Betriebskosten

Postenstelle	Grundlage
Wartung und Instandhaltung	Soweit nicht anders bekannt 1 % der Investitionskosten
Chemikalienkosten	Berechnung auf Basis der Güterflussanalyse und Preise der Chemikalien
Energie	Berechnung auf Basis der erforderlichen Elektrischen-, Wärme- und Primärenergie und dem üblichen Marktpreis (0,1 €/kWh)
Personal	Personalkosten werden mit 50.000 € pro Person und Jahr festgelegt.
Entsorgung	Variabel, in Abhängigkeit der anfallenden Abfallstoffe und deren Behandlung
sonstiges	Labor, allfälliges

3.6.1.3 Einsparungen

Rückbelastung

Durch den Einsatz von Rückgewinnungstechnologien direkt auf der Kläranlage (Schlammwässer, Faulschlamm) können deutlich reduzierte Rückbelastungen, insbesondere von P als auch von N, beobachtet werden. Eine verringerte P-Rückbelastungen wirkt sich positiv auf den Fällmittelbedarf und in weiterer Folge auf den Schlammanfall aus. Energieeinsparungen für die Belüftung sind die positiven Folgen der reduzierten N-Rückbelastung. Für Stickstoff wird zur Vereinfachung der komplexen Prozesse aufgrund der verringerten Rückbelastungen ein monetärer Wert von 0,75 €/kg vermiedener N aus der Rückbelastung angesetzt (Esemen, 2013). Die Einsparungen aufgrund der reduzierten P-Rückbelastung werden auf den dadurch verringerten Fällmittelbedarf berechnet.

Verringerte Entsorgungskosten

Wird durch die Prozessführung die anfallende Schlammmenge reduziert, reduzieren sich damit auch die Kosten für die thermische Behandlung. Als Berechnungsgrundlage werden die in Kapitel 3.4.2.4 dargestellten Kosten herangezogen.

3.6.1.4 Erlöse

Erlöse aus der Annahme von Abfallstoffen

Durch Annahme von Abfallstoffen wie z.B. Klärschlammasche, kann ein Betreiber eines Rückgewinnungsverfahrens abhängig von der Marktsituation Erlöse erzielen. Im Fall der Asche z.B. jene Kosten, die ansonsten für deren Entsorgung anfallen (~50 €/t). Dasselbe gilt auch für Betreiber von Anlagen zur Rückgewinnung des Phosphors aus dem Klärschlamm (~250 €/t TS). Bei veränderter Marktsituation, wie beispielhaft einer verstärkten Nachfrage nach P-haltigen Reststoffen, können auch Kosten für den Bezug der P-reichen Asche oder des Klärschlammes anfallen. Bei der Berechnung der Jahreskosten werden daher vorerst keine Erlöse oder Kosten für den Bezug der Asche bzw. des Klärschlammes angenommen. Die Erlöse aus der Annahme der Reststoffe werden erst im Rahmen einer finalen Betrachtung der maximal und minimal möglichen Kosten unter Berücksichtigung aller potentiellen Einsparungen und Erlöse berücksichtigt.

Erlöse Energieausbeute

Für Verfahren mit potentieller elektrischer und/oder thermischer Energieausbeute werden Erlöse entsprechend den Energiekosten angerechnet.

Tabelle 63: Erlöse aus der Erzeugung elektrischer und thermischer Energie

Energie	Erlös [€/kWh]
Elektrische Energie	0,1
Thermische Energie	0,065

Erlöse Endproduktverkauf

Mögliche Erlöse aus dem Verkauf der Endprodukte unterliegen stark variierenden Angaben der Betreiber und widerspiegeln nicht den tatsächlichen Wert eines Sekundärproduktes, der sich aufgrund der einzelnen Nährstoffkomponenten errechnet. Zudem variiert die Produktqualität der Verfahren teilweise sehr stark, wodurch auch bei auf dem ersten Blick gleichem Endprodukt (z.B. MAP) teils deutliche Qualitätsunterschiede auftreten. Das bedeutet, dass z.B. bei der Berücksichtigung der Verkaufserlöse in der Kostenrechnung die unterschiedlichen Endprodukte nicht mit demselben Wert berücksichtigt werden sollten. Ziel ist daher die Berechnung des theoretischen monetären Wertes des Endproduktes auf Basis der Nährstoffgehalte und des Marktwertes der Makronährstoffe P, N, K, Ca und Mg. Das bedeutet, dass die berücksichtigten Erlöse aus dem Endproduktverkauf die absolute Obergrenze darstellen. Bei der Interpretation der Ergebnisse wird der mögliche Unterschied zwischen dem errechneten monetären Wert und den tatsächlichen Erlösen berücksichtigt. Grundlage der Nährstoffwerte sind die derzeit üblichen Marktpreise. Das bedeute, dass mögliche Schwankungen der Rohstoffpreise sich im Wert des Endproduktes widergespiegelt werden. Abbildung 45 zeigt die Entwicklung des Marktwertes der Makronährstoffe in €/kg Reinnährstoff. Als Berechnungsgrundlage werden die Marktwerte aus dem Viertel Quartal 2011 herangezogen (Tabelle 64)

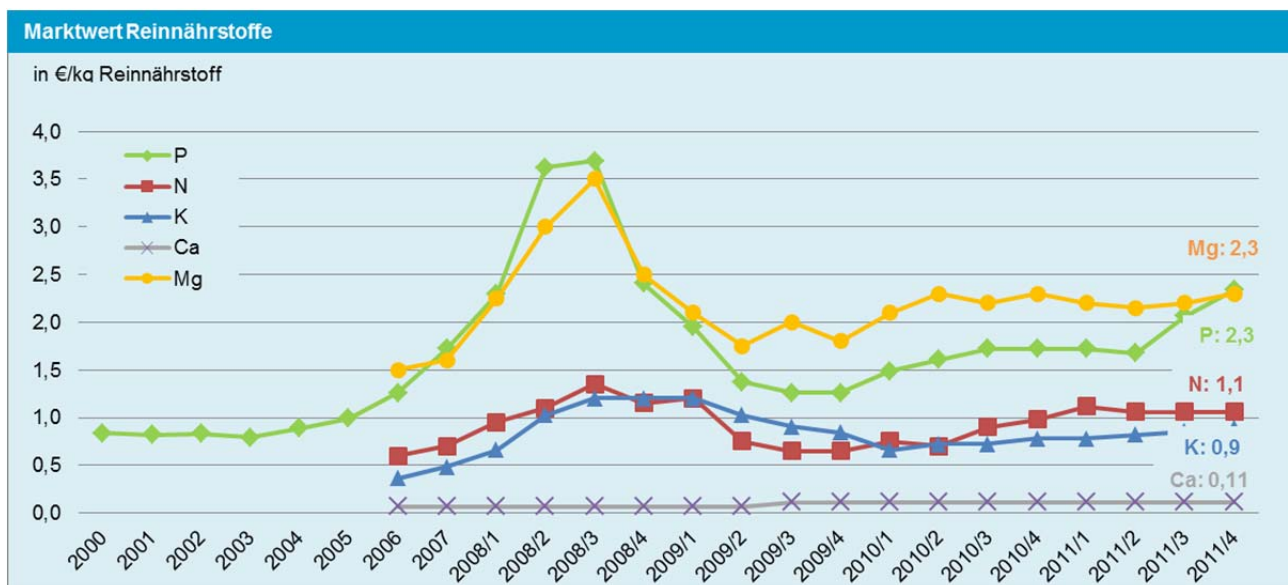


Abbildung 45: Grundlage monetärer Wert (Wert Reinnährstoffe)

Tabelle 64: Monetärer Wert Reinnährstoffe

Nährstoff	P	N	K	Ca	Mg
Wert in €	2,3	1,1	0,9	0,11	0,3

3.6.1.5 Produkt und einwohnerspezifische Kosten

Auf Basis der ermittelten Jahreskosten und dem bekannten Rückgewinnungspotential der Technologie (Stoffflussanalyse für P), werden die produktspezifischen Kosten in Euro pro kg P rückgewonnen (€/kg P_{rückg.}) berechnet. Zusätzlich werden die einwohnerspezifischen Kosten (€/EW*a) ermittelt. Diese Kennzahlen ermöglichen einen direkten Vergleich/Gegenüberstellung der Kosten einzelner Rückgewinnungsverfahren.

3.6.1.6 Aufgliederung Kostenanteile

Mithilfe der Jahreskostenrechnung bzw. der detaillierten Unterteilung der Betriebskosten können die anteiligen Kosten der Rückgewinnungsverfahren erhoben werden.

3.6.2 Kapitalwertmethode

Ziel der Kapitalwertmethode ist die Ermittlung einer möglichen Amortisation einer Investition. Die Berechnung erfolgt auf Basis der Ausgaben in Form der Betriebskosten, welcher die möglichen Einsparungen bzw. Erlösen gegenübergestellt werden. Bei negativer Differenz, ist eine Amortisation möglich. Als Zinssatz für die Abzinsung über die Zeit werden 4 % angenommen. Übersteigen die möglichen Einnahmen die Investitionskosten vor der ersten Neuinvestition (meist Maschinenteknik nach 15) kann jedenfalls von einer Amortisation der Anlage gesprochen werden.

$$C_0(i) = -I + \sum_{t=1}^T \frac{Z_t}{(1+i)^t}$$

Formel 3: Kapitalwertmethode

- C_0 = Kapitalwert bezogen auf den Zeitpunkt $t = 0$
- I = Investitionen
- i = Kalkulationszinssatz
- Z_t = Cashflow in Zeit t (Einnahmen–Ausgaben)
- T = Betrachtungsdauer

Tabelle 65: Schema Berechnung Kapitalwertmethode

Jahre	Gleichung	Ergebnis
1	$= Z_t \cdot (1+i)^1$	= Ergebnis Jahr 1
2	$= Z_t \cdot (1+i)^2$	= Ergebnis Jahr 1 + Jahr 2
3	$= Z_t \cdot (1+i)^3$	= Ergebnis Jahr 1+ 2 + Jahr 3

3.6.3 Jahreskosten (gesamte Prozesskette)

Neben der gesonderten Kostenrechnung für Betreiber eines Rückgewinnungsverfahrens werden die Kosten über die gesamte Prozesskette betrachtet. Ziel ist es, aus volkswirtschaftlicher Sicht, alle Kosten und/oder Einsparungen zu erfassen, die im Zuge der P-Rückgewinnung anfallen. Grundlage dafür sind die Referenzprozesse Kläranlage, Mitverbrennung/Monoverbrennung, Entsorgung/Verwertung, Transport und Deponie. Berücksichtigt werden die in Abbildung 46 dargestellten Prozesse.

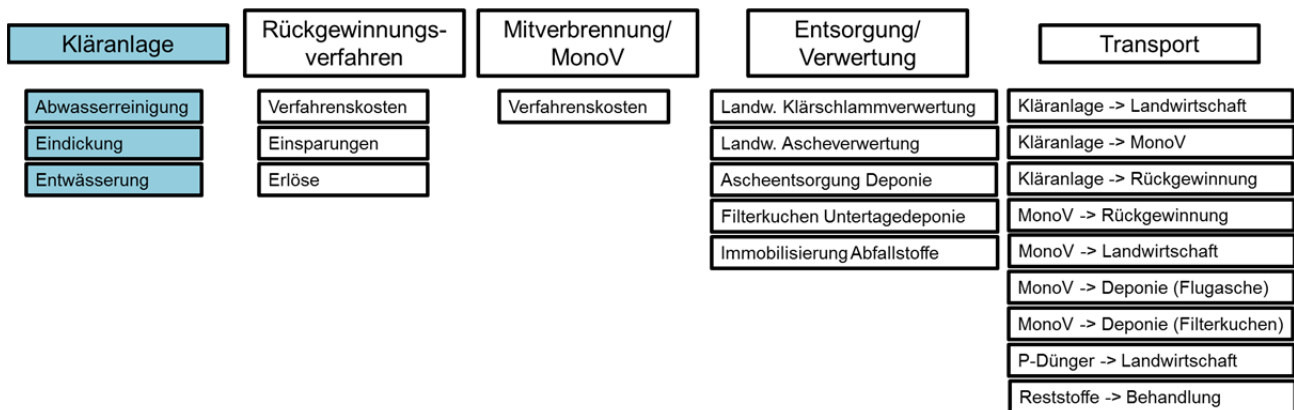


Abbildung 46: Prozesse Kostenrechnung gesamte Prozesskette

3.6.4 Jahreskosten Kläranlagen unterschiedlicher Belastung

Während die Phosphorfracht im Kläranlagenzulauf direkt proportional mit der Kläranlagengröße zunimmt, gilt dies für die Investitionskosten von Anlagenteilen der Rückgewinnungsverfahren beim Upscaling nicht. Am Beispiel des PRISA Verfahrens (Abbildung 47) wird dargestellt wie sich die Investitionskosten und die P-Fracht in Abhängigkeit der Ausbaugröße verhalten. Basis ist eine Rückgewinnungsanlage (Kosten bekannt) mit einer Belastung von 100.000 EW. Wird z.B. das ausgewählte Rückgewinnungsverfahren auf einer 500.000 EW Kläranlage eingesetzt, steigen die Investitionskosten im Vergleich zur Referenzanlage nur um den Faktor 1,5 (Invest: 1,5), während gleichzeitig die 5-fache P-Menge für eine Rückgewinnung zur Verfügung steht. Wird ein Rückgewinnungsverfahren gar auf einer 1.000.000 EW Anlage umgesetzt, verdoppeln sich die Investitionskosten im Vergleich zur 500.000 EW Anlage (z.B. Bau eines 2.ten Reaktors). Das bedeutet, dass ab einer Anlagengröße von 500.000 EW keine größeren Anlagen gebaut werden, sondern die bestehende Anlage im gleichen Umfang noch einmal errichtet wird. Die potentielle Phosphorfracht steigt im gleichen Verhältnis zu den Investitionskosten um den Faktor 2 (Abbildung 47). Die Berechnungen sollen daher nicht nur für eine Referenzanlage von 100.000 EW angepasst, sondern auch für



Anlagen mit 200.000 EW, 500.000 EW und 1.000.000 EW durchgeführt werden. Der Upscalingsfaktor ist für viele Verfahren nicht bekannt und muss von Verfahren abgeleitet werden, deren Kosten für das Upscaling bekannt sind. Damit ist das Upscaling unweigerlich mit gewissen Unsicherheiten behaftet.

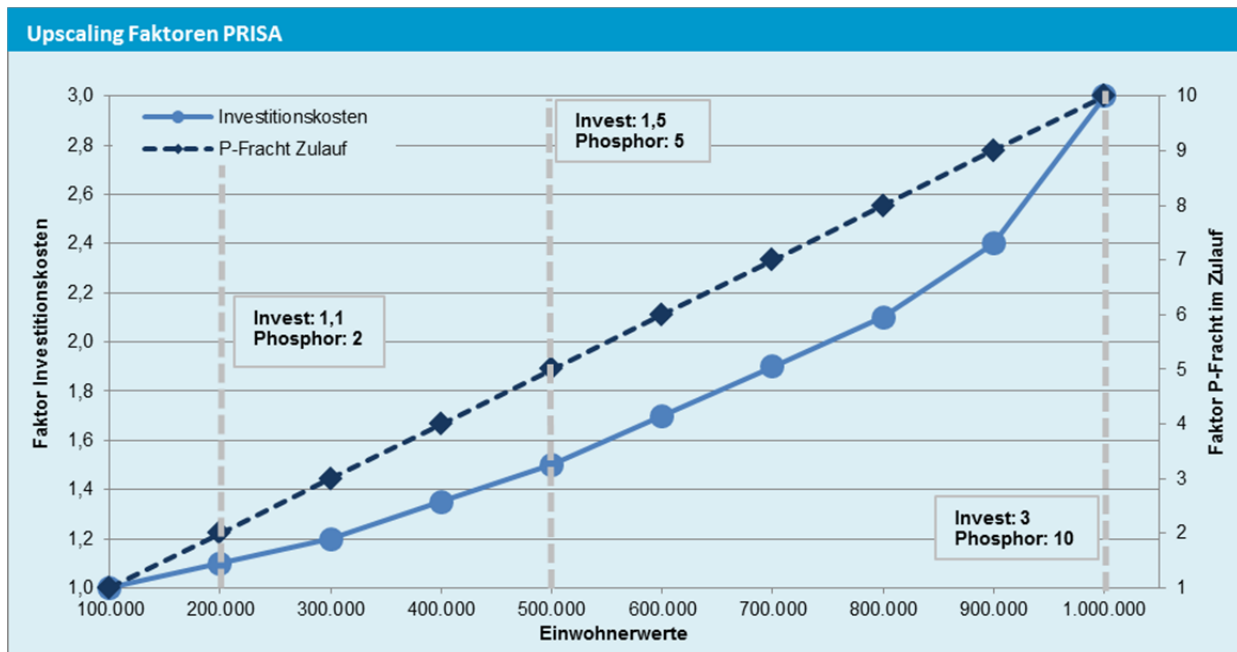


Abbildung 47: Entwicklung Investitionskosten und P-Fracht in Abhängigkeit der Kläranlagengröße (Beispiel PRISA Verfahren)

Neben dem Upscaling von Rückgewinnungsverfahren wird Abbildung 47 auch für das Downscaling herangezogen. Liegen z.B. Daten eines Rückgewinnungsverfahrens vor, welches auf einer Kläranlage mit einer höheren Belastung als die 100.000 EW der Referenzkläranlagen betrieben wird, so können die Investitionskosten für die Referenzanlage anhand der Kurve rückgerechnet werden.

3.6.5 Sensitivitätsanalyse

Anhand einer Sensitivitätsanalyse werden mögliche Veränderungen und Schwankungen der Investitions- und Betriebsmittelkosten berücksichtigt und damit die Auswirkungen auf Kosten der Rückgewinnungsverfahren dargestellt. Erwartungsgemäß werden vor allem Chemikalien- und Ressourcenintensive Verfahren infolge kurzfristiger Schwankungen von Chemikalienpreisen (z.B. Schwefelsäure) oder mittelfristige Änderungen (z.B. Energie) die Kosten der Rückgewinnungsverfahren beeinflussen.

- Szenario 1: Moderate Preissteigerungen für alle Betriebsmittel (10 % Chemikalien, 5 % Personal, Energie, Wasser), Investitionskosten bleiben unverändert
- Szenario 2: Nur Preissteigerung Säuren (+ 30 %)
- Szenario 3: Deutliche Höhere Rohstoffkosten für Bau der Anlage (+20 %), Chemikalien und Energie für Rückgewinnungsprozess moderate Preissteigerungen (+ 5 %)

Nur für Ascheverfahren:

Speziell für Rückgewinnungsverfahren werden Szenarien betrachtet, in denen davon ausgegangen wird, dass die Aschen unterschiedliche P-Gehalte aufweisen und damit auch Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens haben.

- Szenario 4: P-Gehalt bei 75 % des Gehaltes der Referenzasche
- Szenario 5: P-Gehalt bei 50% des Gehaltes der Referenzasche

Tabelle 66: Zusammenfassung Kosten für Hilfsmittel, Rohstoffe, Entsorgung und Behandlung sowie Transport

Hilfsmittel Kläranlage		
Polymere	6	€/kg WS
Fällmittel Eisen II Chlorid	80	€/t
Fällmittel Aluminium	330	€/t

Energie		
Elektrische Energie	0,1	€/kWh
Wärmeenergie (Fernwärme)	0,065	€/kWh
Erdgas	0,035	€/kWh
Treibstoff Diesel	1,4	€/L
Kerosin	0,26	€/L
Öl Schwer	0,5	€/L
Koks	360	€/t

Fällmittel		
Magnesiumfällmittel		
Magnesiumchlorid MgCl ₂ *6H ₂ O (46 %)	110	€/t
Magnesiumchlorid MgCl ₂ (100 %)	240	€/t
Magnesiumoxid MgO	350	€/t
Magnesiumhydroxid Mg(OH) ₂	230	€/t
Calciumfällmittel		
Kalk CaCO ₃	120	€/t
Kalkmilch Ca(OH) ₂	140	€/t
Calciumchlorid CaCl ₂	200	€/t
Calciumoxid CaO	60	€/t
Calciumsilicathydrat CSH	225	€/t

Entsorgung und Behandlung		
Abwasserentsorgung	2,0	€/m ³
Klärschlamm Landwirtschaft	125	€/t TS
Klärschlamm Mitverbrennung	290	€/t TS
Klärschlamm Monoverbrennung	400	€/t TS
Entsorgung Asche Reststoffdeponie	50	€/t
Entsorgung Filterstäube Untertagedeponie	200	€/t
Sulfidische Schwermetallfällung	200	€/t
HDT-Verfahren	250	€/t

Rohstoffe		
Wasser	1,5	€/m ³
Sauerstoff	80	€/t
Zement	40	€/t
Eisen Fe	410	€/t

Säuren		
Salzsäure HCl (30 %)	100	€/t
Salzsäure HCl (100 %)	260	€/t
Schwefelsäure H ₂ SO ₄ (98 %)	150	€/t
Essigsäure C ₂ H ₄ O ₂	550	€/t
Zitronensäure C ₆ H ₈ O ₇	630	€/t
Oxalsäure C ₂ H ₂ O ₄ (99 %)	600	€/t
Phosphorsäure H ₃ PO ₄ (100 %)	820	€/t

sonstige Chemikalien und Rohstoffe		
Aktivkohle	900	€/t
Ammoniak NH ₃ (99 %)	-	€/t
Harze R-Cl (Nymco Dryfloc)	3.300	€/t
Polyelektrolyte	2.200	€/t
Magnesiumcarbonat (MgCO ₃)	100	€/t
Natriumcarbonat NaCO ₃	180	€/t
Natriumhydrogencarbonat (NaHCO ₃)	240	€/t
Natriumchlorid NaCl	80	€/t
Natriumhydroxid NaOH (100%)	330	€/t
Natriumsulfid Na ₂ S 60%ig	341	€/t
Natriumsulfid Na ₂ S (100%)	680	€/t
Wasserstoffperoxid H ₂ O ₂ (50%)	340	€/t
Wasserstoffperoxid H ₂ O ₂ (100%)	680	€/t

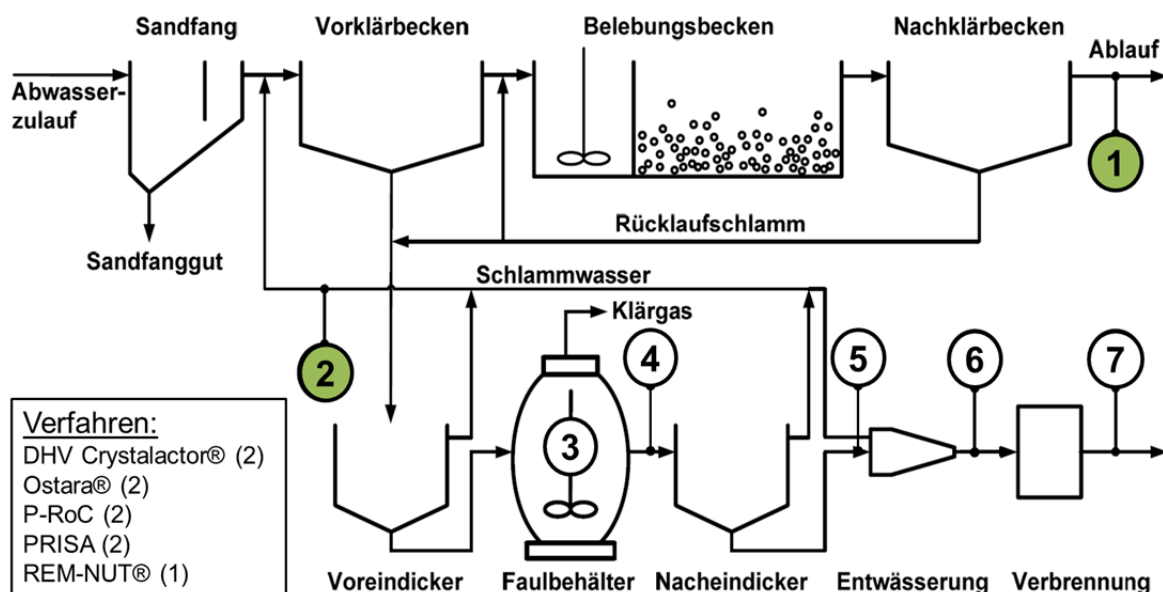
Transport		
Tonnenkilometer tkm	0,14	€/tkm



4 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Bewertung unterschiedlicher Verfahren zur P-Rückgewinnung aus dem Abwasser zusammenfassend dargestellt. Details zu verwendeten Daten, Auswertung und Ergebnissen wurden mit Ausnahme für das LEACHPHOS® Verfahren im Detail in Einzelberichten zu den jeweiligen Rückgewinnungsverfahren dargestellt. Diese Einzelberichte enthalten eine detaillierte Verfahrensbeschreibung inklusive der für die Bewertung herangezogenen Datengrundlage. Zusätzlich enthalten diese Dokumente eine vollständige Darstellung der Ergebnisse, ausführliche Literaturangaben und im Anhang, die für die Bewertung erforderlichen Stoffflussanalysen. Einzelberichte sind auf der Homepage des Instituts für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft online verfügbar (<http://iwr.tuwien.ac.at/wasser/forschung/veroeffentlichungen/publikationen.html>).

4.1 P-Rückgewinnung Ablauf(1) und Schlammwasser (2)



4.1.1 Auswahl Verfahren

Die Bewertung der Rückgewinnungstechnologien aus dem Schlammwasser erfolgt stellvertretend für zahlreiche ähnliche Verfahren anhand des DHV Crystalactor®, dem Ostara®, PRISA- und P-RoC-Verfahren. Tabelle 67 zeigt, dass z.B. Modifikationen in der Prozessführung (PRISA), die Verwendung eines besonderen Substrates (P-RoC, CSH-Substrat) oder unterschiedliche, teilweise stark voneinander abweichende, Datensätze (REM-NUT®) Einfluss auf die verschiedenen Bewertungsergebnisse haben können. Die verschiedenen Varianten werden bei der Bewertung der Verfahren mitberücksichtigt und dargestellt.

Tabelle 67: Übersicht Bewertung der Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser und Ablauf

Verfahren	Anmerkungen
DHV Crystalactor®	-
Ostara®	-
PRISA Var1	Neubau modifizierter Eindicker zur P-Rücklösung erforderlich (Einfluss Kosten)
PRISA Var2	Nutzung bestehender Anlagenteile zur P-Rücklösung im Eindicker (Einfluss Kosten)
P-RoC (mit Klinker)	Erfassung der indirekten Emissionen des CSH-Substrates auf Basis von Klinker (Einfluss ökologische Bewertung)
P-RoC (ohne Klinker)	Calcium-Silikat-Hydrat (CSH)-Substrat als Abfallprodukt, daher keine indirekten Emissionen (Einfluss ökologische Bewertung)
REM-NUT® Var1	Datengrundlage Pilotanlage, detaillierte Betriebskostenaufgliederung → Ressourcenbedarf ableitbar → ökologische Bewertung möglich (Einfluss Kosten und ökologische Bewertung)
REM-NUT® Var2	Datengrundlage Großtechnische Umsetzung, fehlende Betriebskostenaufgliederung → Ressourcenbedarf unbekannt → ökologische Bewertung nicht möglich (Einfluss Kosten und ökologische Bewertung)

4.1.2 Datengrundlage

Die Datengrundlage zur Bewertung der Verfahren aus dem Schlammwasser ist sowohl hinsichtlich der Datenherkunft als auch der Datenqualität sehr gut (Kriterien Bewertung Datengrundlage Kapitel 3.3.8). Unzureichend ist die Datengrundlage lediglich im Hinblick auf die Gehalte an organischen Spurenstoffen oder etwaiger hygienischer Bedenken, die für eine Bewertung der Endprodukte benötigt werden. Diese fehlenden Daten können teilweise aus den Erkenntnissen anderer Verfahren mit ähnlichem technologischem Ansatz ergänzt werden. Die Ergebnisse der Bewertung basieren folglich auf robusten Daten, wodurch geringe Unsicherheiten angenommen werden können. Selbiges gilt für die Bewertung des Verfahrens zur P-Rückgewinnung aus dem Ablauf. Allerdings liegen die verwertbaren Datensätze nur für die Umsetzung des Verfahrens als Pilotanlage vor (REM-NUT® Var1). Die Daten für die großtechnische Umsetzung sind gerade hinsichtlich des Ressourcenbedarfs sehr lückenhaft, wodurch eine ökologische und ökonomische Bewertung nach den Kriterien der entwickelten Methodik nicht bzw. nur eingeschränkt möglich ist.



Tabelle 68: Übersichtstabelle Datengrundlage Rückgewinnungsverfahren Schlammwasser und Ablauf

Datengrundlage zur Verfahrensbewertung	DHV Crystalactor ®	Ostara ®	PRISA	P-RoC	REM-NUT ® Var1	REM-NUT ® Var2
Verfahrenstechnik	++	++	++	++	++	++
Entwicklungsstand	++	++	++	++	++	++
Stoffflussanalyse						
P	++	++	++	++	++	++
SM	++	++	+	+	+	+
organische Spurenstoffe	--	+	+	+	-	-
Massenflüsse						
Input	+	++	++	++	+	--
Output	++	++	++	++	++	++
Reststoffe/Abfallstoffe						
Qualitativ	keine	keine	keine	keine	bekannt	bekannt
Quantitativ	-	-	-	-	nein	nein
Energie						
Input	++	++	+	+	++	+
Output	kein	kein	kein	kein	kein	kein
Datengrundlage PROBAS	++	++	++	+	++	++
Endprodukt						
Nährstoffgehalte	++	++	++	++	++	++
P-Löslichkeit und Wirksamkeit	++	++	++	++	++	++
SM-Gehalte	++	++	++	++	++	++
org. Spurenstoffe	--	+	+	--	-	-
Hygiene	--	+	-	--	+	+
Einsatz LW, Lagerung, Handling	++	++	++	++	++	++
Kosten						
Investitionskosten	+	++	+	+	+	+
Kapitalkosten	++	++	++	+	++	++
Betriebskosten	++	++	++	++	+	-
Jahreskosten	++	++	++	+	++	-
Datenherkunft	1	1,2,3,4,5	1,2,3	1,2,3,4,5	1	1
Bewertung Datenherkunft	+	++	++	++	+	+
Zusammenfassung Datengrundlage						
Technische Bewertung	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut
Ökologische Bewertung	Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Gut	Gut	unzureichend
Ökonomische Bewertung	Sehr Gut/Gut	Sehr Gut	Gut	Gut	Gut	unzureichend

Datenherkunft: 1) Publikationen in internationalen wissenschaftlichen Zeitschriften, 2) Dissertationen, Diplomarbeiten 3) Direkter Kontakt Anlagenbetreiber, 4) Besichtigung der Anlage, 5) Präsentationen, Vorträge

4.1.3 Bewertung Technologie

Voraussetzung für eine betrieblich stabile und in vielen Fällen wirtschaftliche P-Rückgewinnung aus dem Schlammwasser sind PO_4 -P Konzentrationen >75 mg/L. Die PO_4 -P Konzentration ist noch vor dem pH-Wert und der Temperatur der wichtigste Faktor für die erfolgreiche P-Rückgewinnung. Hohe P-Konzentrationen im Schlammwasser können nur erreicht werden, wenn die P-Elimination vollständig bzw. nahezu vollständig biologisch erfolgt (BioP) und ein Teil des biologisch gebundenen Phosphors während der Schlammbehandlung rückgelöst wird. Das bedeutet, dass die biologische P-Elimination im Abwasserreinigungsprozess eine wesentliche Voraussetzung für hohe Rücklöseraten und damit für ein hohes Rückgewinnungspotential ist. Neben der verbreiteten anaeroben Schlammbehandlung (Faulung)

werden weitere Schlammbehandlungsmethoden wie Anaerobbecken (Phostrip vor DHV Crystalactor®) oder Erhöhung der Aufenthaltszeit im Voreindicker und in der mechanischen Behandlung (PRISA) mit dem Ziel der größtmöglichen/maximalen Rücklösung des biologisch gebundenen Phosphors eingesetzt.

Die Technologien zur Rückgewinnung des gelöst vorliegenden Phosphors als MAP oder CaP lassen sich grundsätzlich in Kristallisations- und Fällungsverfahren untergliedern. Der Ressourcenbedarf beschränkt sich aufgrund des gelöst vorliegenden Phosphors für diese Verfahren im Wesentlichen auf eine Base zur pH-Wert Regulierung, ein geeignetes Fällmittel und elektrischer Energie zur Steuerung der Prozesse (Pumpen, Rührwerke). Nur im Falle des DHV Crystalactor® werden zusätzliche Ressourcen wie Essigsäure, Natronlauge und Schwefelsäure für eine optimierte P-Rücklösung eingesetzt. Beim P-RoC Verfahren kann auf sämtliche Chemikalien verzichtet werden, indem CSH (Calcium-Silika-Hydrat; ein Abfallprodukt aus der Bauindustrie) als Kristallisationsmaterial mit gleichzeitig pH-Wert beeinflussenden Eigenschaften eingesetzt wird. Hinsichtlich der P-Entfernung aus dem Schlammwasser liegt das Potential bei Kristallisationsverfahren niedriger als bei Fällungsverfahren (70–max. 90 %). Gleichzeitig sind aber geringere Fällmittelmengen (molares Verhältnis Fällmittel:P = 1,1:1) und geringere pH-Werte (ab 7,3–8) als bei der Fällung (Fällmittel molares Verhältnis 1,5:1, pH >8) erforderlich.

Wesentlicher Vorteil der Kristallisationsverfahren ist die Herstellung eines direkt in der Landwirtschaft einsetzbaren Endproduktes in Form von Pellets mit beliebigem Korndurchmesser (DHV Crystalactor®, Ostara®). Der für die Aufbereitung des Endproduktes entstehende technische Aufwand und die daraus resultierenden möglichen Emissionen sowie die anfallenden Kosten werden bei der Bewertung der Verfahren mitberücksichtigt. Bei Fällungsverfahren muss das anfallende kristalline und staubförmige Endprodukt vor einem landwirtschaftlichen Einsatz in einem weiteren Produktionsschritt verarbeitet werden.

Das Rückgewinnungspotential zum einen bezogen auf die Technologie und damit auf den Stoffstrom Schlammwasser bzw. Ablauf und zum anderen das Rückgewinnungspotential bezogen auf den Kläranlagenzulauf wird in Abbildung 48 dargestellt. Das Rückgewinnungspotential wird auf Basis der Stoffflussanalysen für Phosphor über die gesamte Prozesskette (Referenzsystem) abgeleitet. Für die Berechnung von z.B. produktspezifischen Emissionen oder produktspezifischen Kosten wird in der folgenden Tabelle das Rückgewinnungspotential in kg P/a auf Basis des Referenzsystems dargestellt. Die P-Fracht im Zulauf der Referenzkläranlage beträgt 65.700 kg P/a. An dieser Stelle wird angemerkt, dass die Rücklösungen und damit die P-Frachten im Schlammwasser abhängig von der Kläranlage deutlich höher sein können und damit über den für die Referenzkläranlage ermittelten Werten liegen. Höhere Rückgewinnungsquoten haben folglich Einfluss auf sämtliche Bewertungskriterien. Für die weitere Bewertung werden die in Tabelle 69 dargestellten jährlichen P-Frachten angenommen.

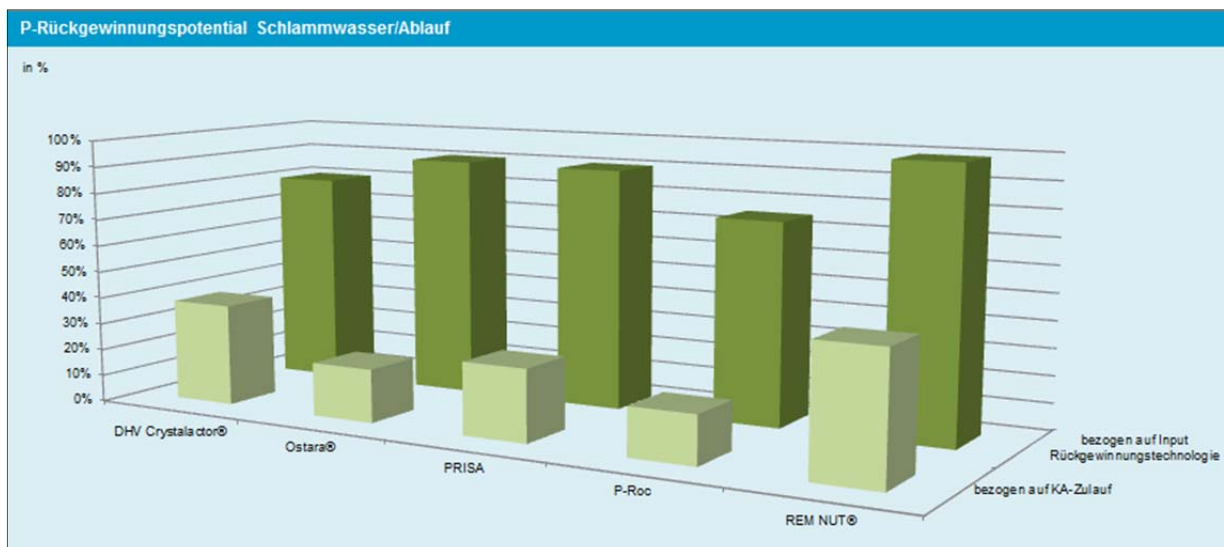


Abbildung 48: Rückgewinnungspotential der Rückgewinnungstechnologien aus Schlammwasser und Ablauf

Tabelle 69: Ergebnisse der Stoffflussanalysen P-Rückgewinnungspotential Verfahren Schlammwasser

Verfahren	P-Fracht [kg/a]
DHV Crystalactor®	24.900
Ostara®	13.100
PRISA	17.600
P-RoC	11.800
REM-NUT®	30.700

Generell liegt der Wirkungsgrad der Technologien bezogen auf das Schlammwasser bzw. den Ablauf bei 80–95%. Die Rückgewinnungsquote bezogen auf den Kläranlagenzulauf ist stark von den Rücklöseprozessen in der Schlammlinie abhängig und liegt im Bereich von 15–25 % bis maximal 40 % (DHV Crystalactor®). Die höhere Rückgewinnungsquote des PRISA Verfahrens im Vergleich zu Ostara® und P-RoC liegt in der gezielten vorangegangenen Rücklösung des biologisch gebundenen Phosphors im Voreindicker. Theoretisch kann dieser Prozess auch dem Ostara® und P-RoC Verfahren vorgeschaltet werden und damit die Rückgewinnungsquote auf selbiges hohes Niveau angehoben werden.

Das Prinzip der Rücklösung des biologisch gebundenen P im Schlamm und die anschließende Rückgewinnung von schwer löslichen Salzen wie MAP oder CaP mittels Kristallisation oder Fällung sind einfache, technisch erprobte und vielfach umgesetzte Prozesse/Technologien mit geringem Wartungsbedarf. Großtechnisch umgesetzt wurden sowohl der DHV Crystalactor® als auch das Ostara® Verfahren. Vermarktet und weiter ausgebaut wird derzeit aber lediglich das Ostara® Verfahren. Vielversprechend ist das P-RoC Verfahren, welches ohne zusätzliche Chemikalien auskommt und aufgrund der Prozessführung mit nur einem Behälter zur Vermischung und Reaktion des CSH mit dem Schlammwasser sehr einfach ist.

Neben der Erzeugung eines P-Produktes ergeben sich aus der Implementierung der Verfahren sekundäre Vorteile wie z.B. eine verringerte P-Rückbelastung die einen verringerten Fällmittelbedarf zur Folge hat und damit auch in einem verringerten Schlammanfall resultiert. Zusätzlich können in Rohrleitungen unerwünschte Inkrustationen vermieden werden, die mit intensiven Instandhaltungsarbeiten verbunden sind. Ostara® und P-RoC können ohne größere technische Umbaumaßnahmen auf bestehenden Kläranlagen mit BioP und ausreichender P-Rücklösung implementiert werden. Ebenfalls ohne größere Umbauten, aber dafür mit einer Veränderung des Abwasserreinigungsprozesses durch fehlende gezielte P-Entfernung, kann das

REM-NUT® Verfahren eingesetzt werden. Für das PRISA Verfahren können umfangreiche Umbauten durch Integration eines Rührwerks oder ein Neubau des Eindickers erforderlich sein. Nach derzeitiger Umsetzung des DHV Crystalactor® wären umfangreiche Erneuerungen wie z.B. zusätzliche Becken (Anaerobbecken), Filtereinrichtungen und eine Kaskade erforderlich.

Der DHV Crystalactor® und das Ostara® Verfahren sind mehrfach großtechnisch umgesetzte Verfahren, die aufgrund der Prozessführung auch in Zukunft weiterhin großtechnisch bestehen bzw. weiterhin umgesetzt werden. Hervorzuheben ist dabei das Vermarktungskonzept von Ostara®, durch welches für den Kläranlagenbetreiber kein finanzielles Risiko zu erwarten ist. Das P-RoC Verfahren ist seit Mitte 2013 als Pilotanlage in Betrieb, wobei eine großtechnische Umsetzung nach erfolgreichen Tests geplant ist. Inwieweit das PRISA Verfahren nach dessen halbtechnischen Umsetzung in Zukunft weiterverfolgt wird, ist bisweilen unklar.

Zur Rückgewinnung von P aus dem Ablauf einer Kläranlage müssen zuerst Technologien zur Anreicherung des Phosphors wie z.B. Ionentauscher eingesetzt werden. Liegt $\text{PO}_4\text{-P}$ in konzentrierter Form vor, kann das gewünschte MAP durch eine Fällung erzeugt werden. Mit dieser Technologie kann rund 50 % des abwasserbürtigen Phosphors rückgewonnen werden. Vorteil ist, dass keine gezielte P-Elimination in der Kläranlage erforderlich ist, jedoch muss die Technologie im Sinne der letzten Barriere für P vor dem Ablauf in den Vorfluter für eine zuverlässige P-Elimination sorgen. Das Prinzip des Ionentausches mit anschließender Fällung hat sich aufgrund von zu geringer P-Selektivität, der ineffizienten Regeneration der Harze und deutlichen Verlusten der Adsorptionskapazität aufgrund störender Stoffe als nicht geeignet erwiesen. Allerdings könnten Neuentwicklungen und Verbesserungen im Bereich der Ionentauscher diese Probleme beheben.

In Tabelle 70 werden die Grundlagen der ausgewählten Verfahren zur Rückgewinnung des Phosphors aus dem Schlammwasser zusammenfassend dargestellt. In Kapitel 3.2.3 wird erläutert, dass Rückgewinnungstechnologien Einfluss auf den Abwasserreinigungsprozess oder weiterführende Prozesse haben können und daher die erforderlichen Prozesse wie in einem Baukasten je nach Bedarf zusammengesetzt werden. In Tabelle 70 werden deshalb die Prozesse dargestellt, die für eine Bewertung über die gesamte Prozesskette erforderlich sind (z.B. Schlammbehandlung auf Kläranlage oder Mitverbrennung). Zusätzlich haben die Rückgewinnungstechnologien direkten Einfluss auf diese Prozesse wie z.B. eine Reduktion der Nährstoffrückbelastung und in weiterer Folge ein verringerter Schlammanfall (Einfluss auf Transportaufwand, Einfluss auf Verbrennung, geringerer Ascheanfall). Diese Einflüsse müssen bei der Gesamtbetrachtung des Systems bzw. bei einer gesamtheitlichen Bewertung ebenfalls mitberücksichtigt werden und werden folglich dargestellt.

Tabelle 70: Zusammenfassung Grundlagen Rückgewinnungsverfahren Schlammwasser/Ablauf

Verfahren	DHV Crystallator® Schlammwasser	Ostara® Schlammwasser	PRISA Schlammwasser	P-Roc Schlammwasser	REM-NUT® Ablauf
Technologischer Ansatz	Prostrip, Kristallisation (CaP)	Kristallisation (MAP)	Modifikation Eindicker, MAP-Fällung	Kristallisation (CSH-CaP)	Ionenbuscher, MAP-Fällung
P-Elimination Abwasserreinigung	Bio-P	Bio-P	Bio-P	Bio-P	keine gezielte P-Entfernung
Erforderliche Prozesse Schlammbehandlung	Eindicker, Entwässerung, Anaerobbecken, Kaskade, Filtration,	Eindicker, Faulung, Entwässerung	modifizierter Eindicker, Faulung, Entwässerung	Eindicker, Faulung, Entwässerung	Eindicker, Faulung, Entwässerung
Erfolge auf Schlammbehandlung	Ja, fehlende Faulung, anaerobes Becken, Schlammfall steigt	nein	nein	nein	nein
Erfolge auf Abwasserreinigungsprozess	nein	verringerte Nährstoffbelastung, Vermeidung von Inkrustationen	verringerte Nährstoffbelastung, Vermeidung von Inkrustationen	verringerte Nährstoffbelastung, Vermeidung von Inkrustationen	keine gezielte P-Entfernung notwendig
Erforderliche Anlagenbauteile zur P-Rückgewinnung	Anaerobbecken, Kaskade, Kristallisationsreaktor	Kristallisationsreaktor, Trocknungs- und Klassifizierereinrichtung	Tuchfilter, Fällungsreaktor, Baufilter	Kristallisationsreaktor	Ionenbuscher, Fällreaktor
Entwicklungsstand	Großtechnisch (teilweise eingesetzt)	Großtechnisch (vielfach umgesetzt)	Pilotanlage	Pilotanlage	Großtechnisch (eingesetzt)
Ansatz P-Rückgewinnung	Dezentral	Dezentral	Dezentral	Dezentral	Dezentral
Flächenbedarf	~100 m²	120-320 m²	unbekannt	unbekannt	~200 m²
Endprodukt	CaP	MAP	MAP	beladenes CSH (CaP)	MAP
P-Rückgewinnung Verfahren	~ 80 %	~ 90 %	~ 90 %	~ 80 %	~ 90 %
P-Rückgewinnung bez. auf Zulauf	~ 40 %	15-25 %	~ 25 %	15-25 %	~ 50 %
Qualitativer Ressourcenbedarf	Essigsäure, Schwefelsäure, Kalkmilch, NaOH Sand, Energie (elektrisch)	NaOH, MgCl ₂ Energie (elektrisch)	NaOH, MgO, Energie (elektrisch)	CSH, Energie (elektrisch)	Ionenbuscheranlage, NaOH, NaCl, Na ₂ CO ₃ , MgCl ₂ Energie (elektrisch)
Welche Abfallstoffe sind zu erwarten?	keine	keine	keine	keine	beladenes Ionenbuscheranlage, beladene Sole
Welche Einflüsse müssen bei der ganzheitlichen Bewertung miteingebunden werden?	+ 47 % Schlammfall (fehlende Faulung)	verringerte P-Rückbelastung: 4.900 kg verringerte N-Rückbelastung: 5.200 kg -11,1 % Fällmittelbedarf -2,2 % Schlammanteil	verringerte P-Rückbelastung: 2.250 kg verringerte N-Rückbelastung: 5.200 kg -10,0 % Fällmittelbedarf -2,0 % Schlammanteil	verringerte P-Rückbelastung: 3.400 kg -7,7 % Fällmittelbedarf -1,5 % Schlammanteil	-71 % Fällmittelbedarf -14,1 % Schlammanteil
Erforderliche weiterführende Prozesse	Milnerrennung, Reststoffepone, Unterlagedeponie	Milnerrennung, Reststoffepone, Unterlagedeponie	Milnerrennung, Reststoffepone, Unterlagedeponie	Milnerrennung, Reststoffepone, Unterlagedeponie	Milnerrennung, Reststoffepone, Unterlagedeponie

Tabelle 71: Entwicklungsstand und zukünftiges (Entwicklungs-)Potential

Verfahren	Entwicklungsstand	Potential*	Begründung
DHV Crystalactor®	Großtechnisch	+/o	Technologie großtechnisch erprobt, komplexe Schlammbehandlung, Relation erhöhte Rücklösung versus erhöhter Chemikalieneinsatz, hohe Kosten
Ostara®	Großtechnisch	+/+	Technologie großtechnisch erprobt, gutes Vermarktungskonzept, einfache Technologie,
PRISA	Halbtechnisch	o/o	Einfache Technologie, allerdings keine weitere Entwicklung erkennbar
P-RoC	Pilotanlage	o/+	Technologie auf zahlreichen Anlagen im Pilotmaßstab erprobt, keine Chemikalien nötig, geringe Kosten, intensive Forschung, großtechnische Umsetzung im Gespräch
REM-NUT®	Großtechnisch	+/-	Ionentauscher im Ablauf ungeeignet, P-Rückgewinnung als letzter Barriere der Kläranlage problematisch, hohe Kosten

*Erläuterung des derzeitigen und zukünftigen Umsetzungspotentials in Kapitel 3.2.1

Tabelle 72: Zusammenfassung Bewertung Technologie Verfahren Schlammwasser/Ablauf

Verfahren Schlammwasser	DHV®	Ostara®	PRISA	P-RoC	REM-NUT®
Einfache Technologie	2-3	5	4	5	3
Geringer Wartungsaufwand	3	5	4	5	3
Keine negative Auswirkung auf Abwasserreinigung	5	5	5	5	1
Keine negative Auswirkung auf Schlammbehandlung	1	5	5	5	5
Geringer Ressourcenaufwand	3	5	5	5	3
Keine Abfallstoffe	5	5	5	5	3
Rückgewinnungspotential Verfahren	70–90%	80–95%	85–95%	70–90%	85–95%
Rückgewinnungspotential bezogen auf Kläranlagenzulauf	30–40%	15–25%	20–30%	15–25%	~50%

*Erläuterung der Bewertungskriterien in Kapitel 3.2.1

4.1.4 Bewertung Ökologie

4.1.4.1 Ressourcenaufwand

Für die Rückgewinnungsverfahren Ostara® und PRISA beschränkt sich der Ressourcenaufwand auf ein geeignetes Fällmittel (Magnesiumverbindung wie z.B. MgCl, MgO) und eine Base, zumeist Natronlauge. Magnesium wird bezogen auf den gelöst vorliegenden Phosphor bei Kristallisationsverfahren (Ostara®) im molaren Verhältnis Mg:P von 1,05:1–1,1:1 und bei Fällungsverfahren (PRISA®) im molaren Verhältnis Mg:P von rund 1,5:1 zugegeben.

Der Bedarf an Natronlauge hängt von mehreren Faktoren wie dem vorliegenden pH-Wert, der Pufferkapazität, der anfallenden Menge an Schlammwasser und der Rückgewinnungstechnologie ab. Kristallisationsverfahren erreichen bereits bei pH-Werten von 7,3–8 eine ausreichende P-Elimination, während bei Fällungsverfahren ein pH >8 und sogar bis 9 erforderlich ist. Der Bedarf an Natronlauge liegt für das Ostara® Verfahren bei rund 0,2 kg/kg P_{rückg.} und für das PRISA bei 0,43–0,5 kg/kg P_{rückg.}. Im Vergleich dazu werden für das P-RoC Verfahren keine Chemikalien benötigt. Das dabei eingesetzte Calcium-Silikat-Hydrat (CSH) übernimmt damit die Funktion als Calciumquelle und pH-Wert Regulator. Der CSH-Bedarf liegt im Bereich von 4–6 Gewichtsprozent bezogen auf das Schlammwasser.



4.1.4.2 Energie

Für Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser liegt der elektrische Energiebedarf bei rund 0,5–1,3 kWh/(EW*a) und entspricht damit rund 2–5 % des jährlichen Gesamtenergiebedarfs einer Kläranlage ohne Berücksichtigung etwaiger Energieerträge (~24 kWh/EW). Bezogen auf den rückgewinnbaren Phosphor liegt der elektrische Energieaufwand bei 2,8–5,1 kWh/kg P. Der elektrische Energiebedarf für das Verfahren im Ablauf einer Kläranlage liegt mit rund 2,3 kWh/(EW*a) bzw. 7,5 kWh/kg P ungefähr doppelt so hoch wie jener der Verfahren aus dem Schlammwasser. Zusätzliche Primärenergie wie z.B. Gas oder Öl, wird für diese Technologien nicht benötigt.

4.1.4.3 Stoffflussanalyse

Stoffflussanalysen für Schwermetalle zeigen, dass durch die Implementierung der Verfahren im Schlammwasser erwartungsgemäß keine signifikanten Veränderungen der SM-Pfade in der Kläranlage als auch im Gesamtsystem (Hydrosphäre, Atmosphäre oder Deponien) zu erwarten sind (Abbildung 49). Im Vergleich zum Referenzsystem (keine Aufbringung von Stoffflüssen auf landwirtschaftliche Böden) sind geringfügige Unterschiede bei den Frachten auf die Böden zu erwarten, die aufgrund der unterschiedlichen Schwermetallgehalte im Endprodukt resultieren. Am auffallendsten sind die erhöhten Cd-Frachten auf den landwirtschaftlichen Böden, vor allem durch das PRISA Verfahren aber auch der weiteren Verfahren. Im Allgemeinen sind die Schwermetallfrachten in den Endprodukte als gering einzustufen (Abbildung 50). Die Aussagekraft ist aufgrund der fehlenden Berücksichtigung der Rückgewinnungsquote allerdings beschränkt. Eine Auswertung der Schwermetallfrachten auf den landwirtschaftlichen Böden in Relation zum Phosphor wird im folgenden Kapitel Endprodukte (Kapitel 4.1.5) behandelt.

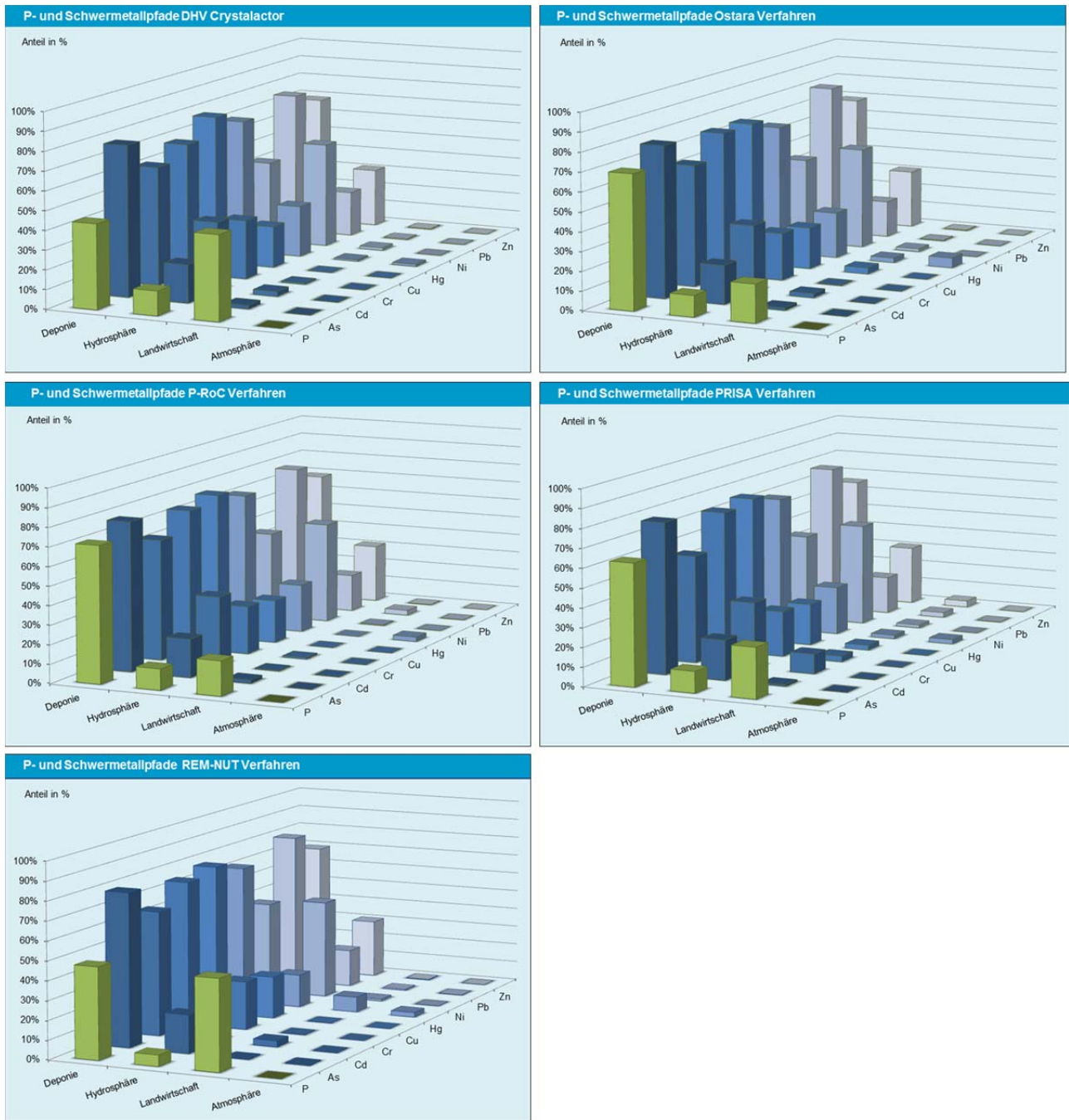


Abbildung 49: Zielpfade von Phosphor und Schwermetalle für die gesamte Prozesskette; Verfahren Schlammwasser und Ablauf

Abbildung 50 zeigt detaillierter den Anteil der Schwermetalle die durch den Einsatz der erzeugten Endprodukte auf landwirtschaftliche Böden gelangen. Der Anteil bezieht sich auf den Schwermetallinput in die Kläranlage (=100%). Während beim Referenzsystem die anfallenden Reststoffe und damit Phosphor und Schwermetalle deponiert werden, werden die im Endprodukt enthaltenen Nährstoffe und Schwermetalle aufgebracht. In der Abbildung sind diese Anteile der Schwermetalle als „Landwirtschaft“ ausgewiesen.

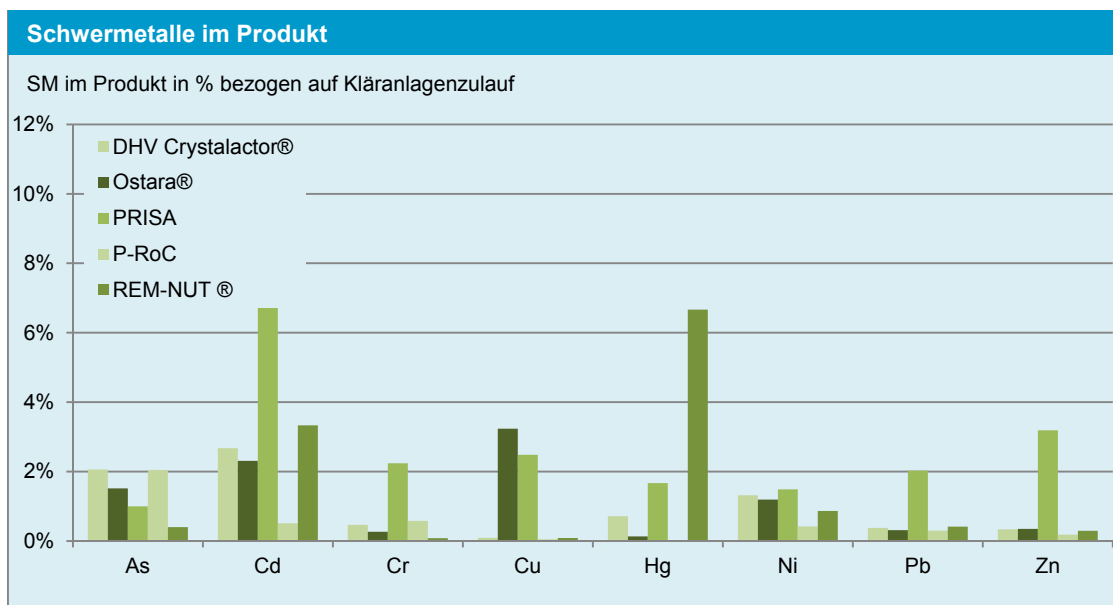


Abbildung 50: Stoffflussanalyse Schwermetallfrachten im Produkt (in % bezogen auf Input Kläranlage)

4.1.4.4 Entfrachtungsleistung

Metalle bzw. Schwermetalle sind im Schlammwasser kaum vorhanden und haben damit keinen (störenden) Einfluss auf die P-Rückgewinnung. Für Rückgewinnungsverfahren im Schlammwasser entfällt im Vergleich zu Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm und der Klärschlammasche die Aufgabe einer Schwermetallentfrachtung.

4.1.4.5 Einfluss auf Abwasserreinigungsprozess und nachfolgende Prozesse

Weniger die P-Rückgewinnung als der positive Effekt der Entfernung des gelösten Phosphors aus der Schlammwasserphase, sind als wesentlicher Vorteil für diese Verfahren zu nennen. Die reduzierte P-Fracht hat Einfluss auf den Fällmittelbedarf in der Kläranlage und damit in weiterer Folge auch Einfluss auf den Schlammanfall. Besonders bei Kläranlagen mit MAP-Inkrustationsproblemen in Rohrleitungen und Pumpen aufgrund hoher P-Konzentrationen im Schlammwasser, können durch den Einsatz dieser Technologien kostenintensive Wartungsarbeiten und Ausfälle von Anlagenteilen bei gleichzeitiger Rückgewinnung von P vermieden werden. Die quantitative Darstellung wird bei der ganzheitlichen Bewertung dargestellt.

4.1.4.6 Emissionen und KEA (Systemgrenze: Rückgewinnungsprozess)

Aus der Kombination der Sachbilanz und der GEMIS-Datenbank können zusätzlich zu den Ergebnissen der Stoffflussanalyse indirekte gasförmige Emissionen, der kumulierte Energieaufwand und indirekte Schwermetallemissionen der Verfahren erhoben werden.

Abbildung 51 zeigt, dass die CO₂-Emissionen der Rückgewinnungsverfahren aus der flüssigen Phase in einem relativ engen Bereich von 8–11 kg CO₂/kg P liegen. Als Ausnahme kann das P-RoC Verfahren gesehen werden (~2 kg CO₂/kg P), wenn CO₂-Emissionen bei der Produktion des benötigten CSH aufgrund der Deklaration als Abfallprodukt nicht als zusätzliche Emission angerechnet werden. Zusammenfassend bedeutet dies, dass trotz des bereits gelöst vorliegenden Phosphors im Schlammwasser, dem geringen Ressourcenbedarf und der einfachen Technologien die CO₂-Emissionen pro kg P um ein vielfaches über

den CO₂-Emissionen aus der herkömmlichen Düngemittelherstellung (-0,5–2,4 kg CO₂/kg P) liegen. In Relation zu den CO₂-Emissionen der Referenzkläranlage (Energiegutschrift aus Biogas bereits berücksichtigt) muss durch die Implementierung der Rückgewinnungsverfahren von zusätzlichen CO₂-Emissionen im Bereich von +50 % (Ostara®) bis +160 % (REM-NUT®) ausgegangen werden. Dies ist hauptsächlich auf den Einsatz der Magnesium- und Calciumfällmittel zurückzuführen. Der Energiebedarf der Verfahren hat verhältnismäßig nur einen geringen Einfluss.

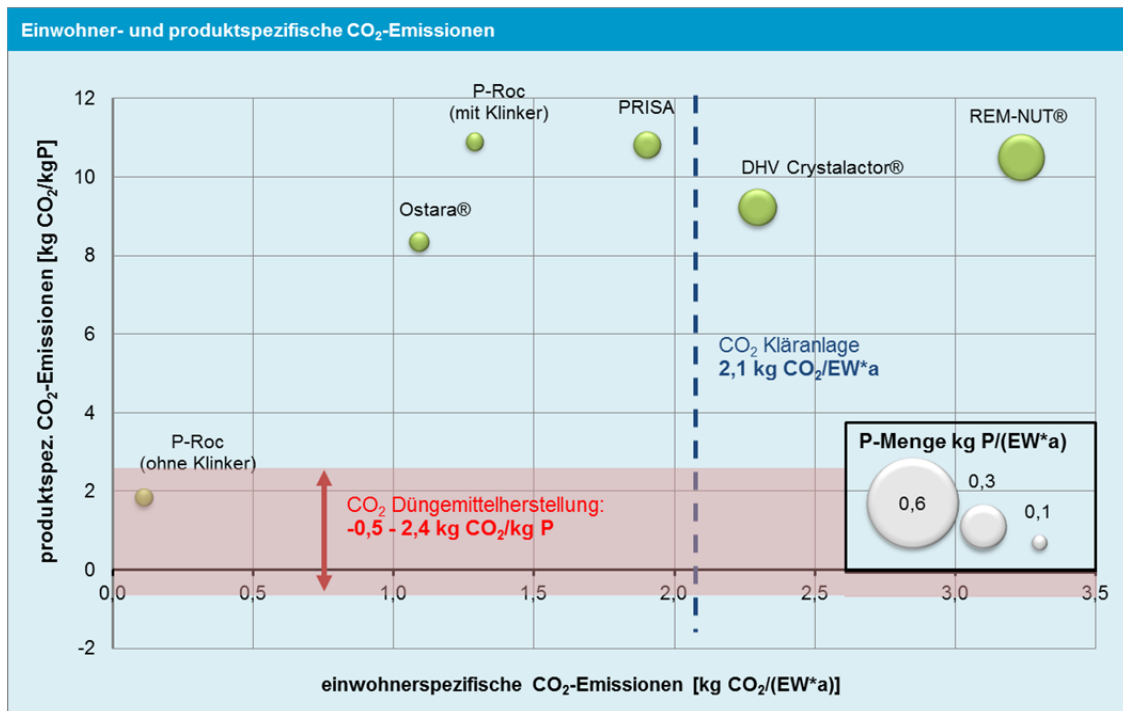


Abbildung 51: CO₂-Emissionen Rückgewinnungstechnologien Schlammwasser/Ablauf

Ähnliches gilt auch für den kumulierten Energieaufwand (Abbildung 52). Allerdings kann für den KEA eine deutlich höhere Abweichung zwischen rückgewonnenem (35–50 kWh/kg P) und herkömmlich produzierten Phosphor festgestellt werden (-2,4–3,0 kWh/kg P). Die Energiegutschrift bei der Herstellung eines handelsüblichen Mineraldüngers ist auf den Schwefelsäureeinsatz zurückzuführen. Alle Herstellungsschritte der Schwefelsäure sind exotherm und die frei werdende Wärmemenge kann zur Stromerzeugung und zum Heizen verwendet werden. Bei den SO₂-Emissionen schneidet die Schwefelsäure schlecht ab, da zu deren Herstellung in einem ersten Schritt Schwefel zu SO₂ verbrannt, wodurch hohe SO₂-Emissionen zu erwarten sind (Abbildung 53). Das bedeutet, dass für die Herstellung von 1 kg in Form von SSP rund 19–25 g SO₂/kg P emittiert werden. Im Vergleich dazu sind für einzelne Rückgewinnungsverfahren (DHV Crystalactor® und P-RoC ohne Klinger) geringere SO₂-Emissionen im Vergleich zu einem herkömmlichen Düngemittel zu erwarten. Für Ostara®, PRISA und REM-NUT® liegen die Emissionen um den Faktor 2–3 über den Emissionen der herkömmlichen Düngemittelherstellung. In Relation zur Referenzkläranlage sind zusätzliche SO₂-Emissionen in der Größenordnung der Referenzkläranlage von 2,9 g/(EW*a) (P-RoC und DHV Crystalactor®) bzw. um den Faktor 5 erhöhte Emissionen zu erwarten (REM-NUT®). Anhand der einwohnerspezifischen Emissionen können die zunehmenden CO₂-Emissionen und der zunehmende KEA mit zunehmender P-Rückgewinnungsquote dargestellt werden. Werden diese Parameter allerdings auf den rückgewonnenen Phosphor bezogen, liegen die Emissionen und der KEA auf ähnlichem Niveau. Somit

gleichen die höheren Rückgewinnungspotentiale der Verfahren die höheren einwohnerspezifischen Emissionen aus.

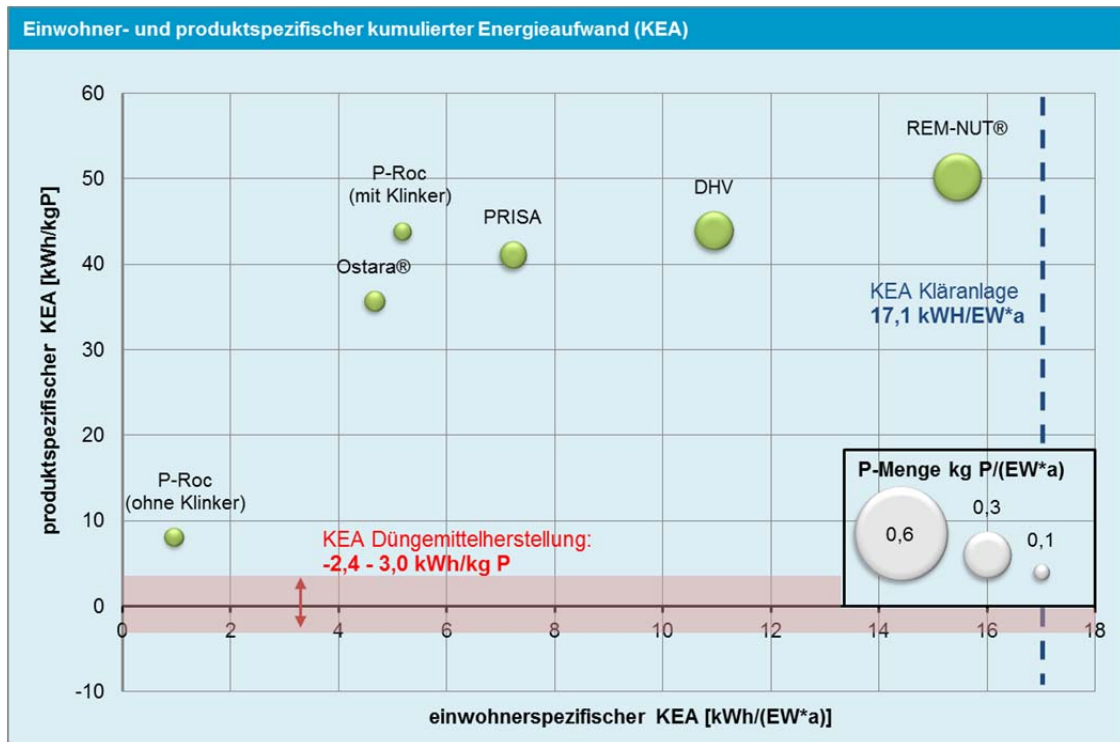


Abbildung 52: KEA Rückgewinnungstechnologien Schlammwasser/Ablauf

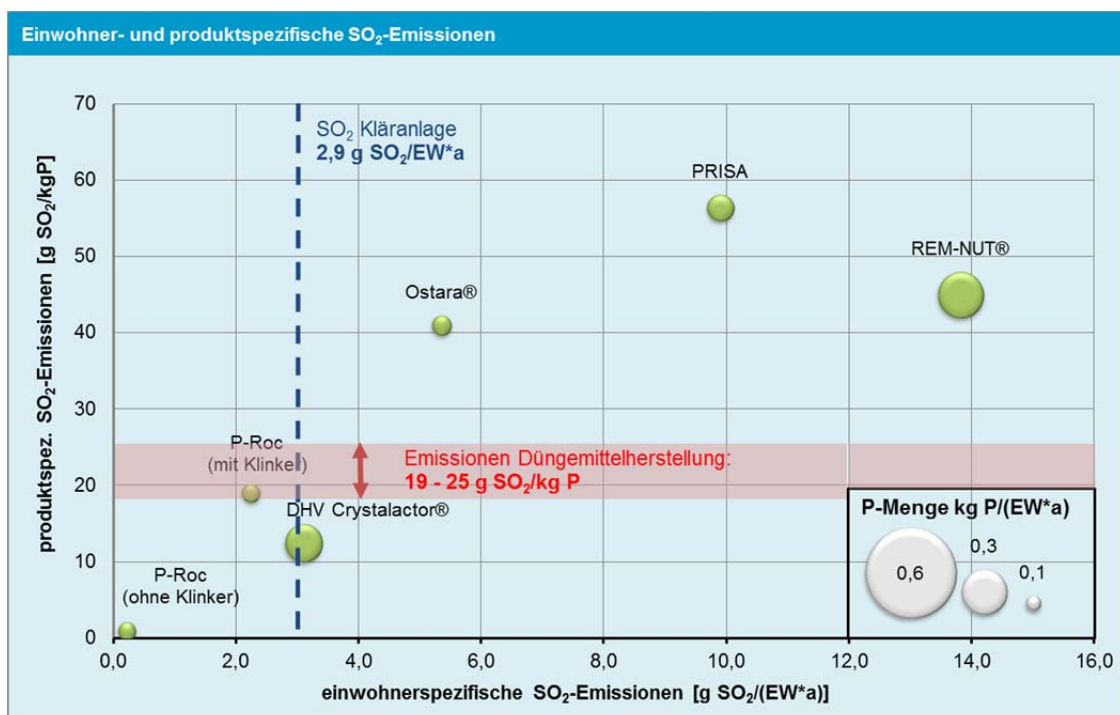


Abbildung 53: SO₂-Emissionen Rückgewinnungstechnologien Schlammwasser/Ablauf

Zu den indirekten Schwermetallemissionen in die Luft aus der Produktion der notwendigen Ressourcen liegen vollständige Datensätze für As, Cd, Cr, Ni und Pb vor. Für die indirekten SM-Emissionen in Gewässer gilt dies für As, Cd, Cr, Hg und Pb. Abbildung 54 und Abbildung 55 verdeutlichen, dass für ressourcenintensivere Verfahren wie den DHV Crystalactor® und REM-NUT® höhere

Schwermetallemissionen zu erwarten sind. Eine eindeutige Tendenz oder Zuordnung einzelner höherer Schwermetallemissionen zu einzelnen Verfahren ist nicht möglich. Hinsichtlich der Relevanz der einzelnen Schwermetalle gilt zu berücksichtigen, dass die indirekten SM-Emissionen im Vergleich zu den direkten SM-Emissionen oftmals vernachlässigbar gering sind. In Einzelfällen wie z.B. beim Nickel können im Vergleich zu den direkten Emissionen relevante Frachten beobachtet werden. Direkte Emissionen in die Luft sind im Referenzsystem nur über die gereinigten Rauchgase der Mitverbrennung des Schlammes zu erwarten und liegen für Nickel im Bereich von 10 g/a. Die indirekten Ni-Emissionen aufgrund der erforderlichen Betriebsmittel liegen z.B. für P-RoC oder REM-NUT® bei 2 g/a. An dieser Stelle wird vorgegriffen, dass die indirekten SM-Emissionen in die Gewässer im Vergleich zu den direkten Emissionen in die Gewässer irrelevant sind. Beispielsweise zeigt die Stoffflussanalyse für As, dass die direkten SM-Emissionen der Referenzkläranlage rund 2,1 kg/a betragen, während die ermittelten indirekten As Emissionen der Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser bei maximal 0,004 mg/a liegen. Selbiges kann für die weiteren betrachteten Schwermetalle beobachtet werden.

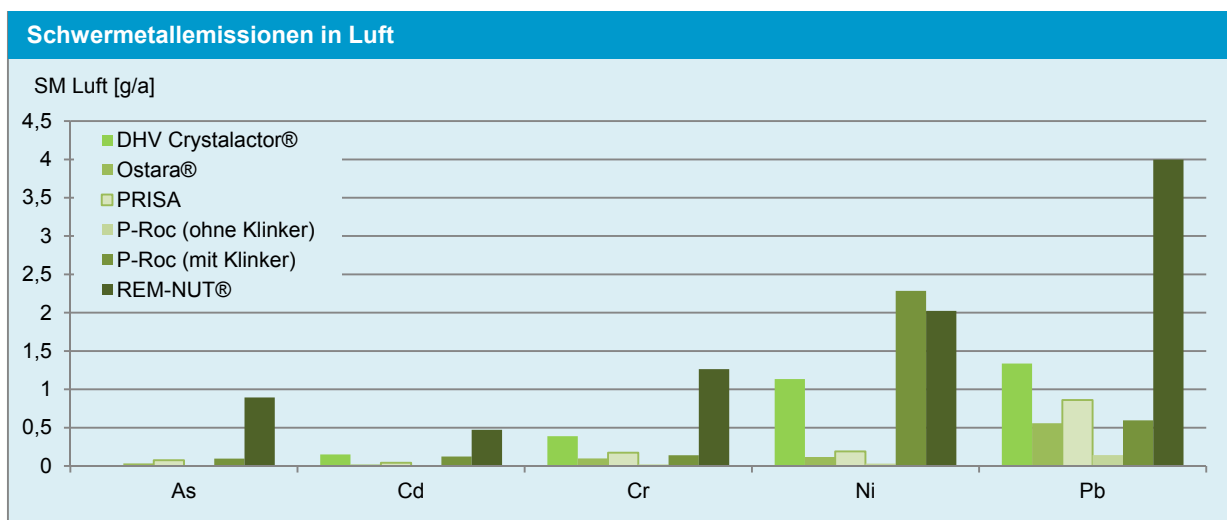


Abbildung 54: Indirekte Schwermetallemissionen in Luft (g/a) Rückgewinnungstechnologien Schlammwasser/Ablauf

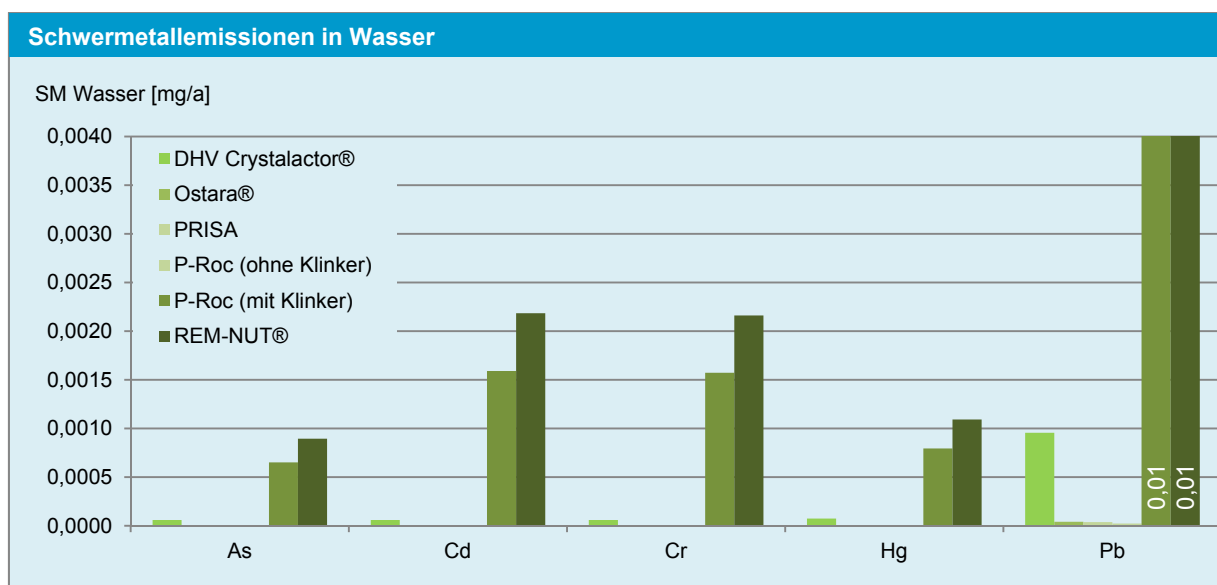


Abbildung 55: Indirekte Schwermetallemissionen in Wasser (mg/a) Rückgewinnungstechnologien Schlammwasser/Ablauf



4.1.4.7 Emissionen und KEA (Systemgrenze: gesamte Prozesskette)

Für die ganzheitliche Darstellung der Emissionen müssen die Effekte der Rückgewinnungsverfahren sowohl direkt auf der Kläranlage, als auch für etwaige Nachfolgeprozesse (z.B. Verbrennung) erfasst werden. Wichtige Punkte bei den Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser sind dabei die reduzierte P-Rückbelastung, die positive Auswirkung auf den Fällmittelbedarf und in weiterer Folge auf den Schlammanfall aufgrund der Einsparungen an Fällmitteln. Eine veränderte Schlammfracht wirkt sich auf den Prozess Transport, den Ressourcenbedarf bei der Verbrennung und wie im Falle des DHV Crystalactor® auch auf den Energieertrag bei der Verbrennung aus. Tabelle 73 umfasst jene Faktoren, die in die ganzheitliche Verfahrensbewertung eingehen bzw. bei der ganzheitlichen Verfahrensbewertung berücksichtigt werden. Die möglichen Einsparungen und Gutschriften beziehen sich immer auf die Referenzkläranlage mit 100.000 EW bzw. auf das Referenzsystem. Zusätzlich werden die Phosphor- und Stickstoffgehalte der anfallenden Endprodukte als Substitution von handelsüblichen P- und N-Düngern gutgeschrieben.

Tabelle 73: Grundlagen für die ganzheitliche Darstellung der ökologischen Bewertungskriterien

Verfahren	P-Rückbelastung [kg/a]	Fällmittel- bedarf	Schlamm- anfall	Gutschrift P [kg/a]	Gutschrift N [kg/a]
DHV Crystalactor®	0	0	+47%	24.900	0
Ostara®	-4.900	-11%	-2%	13.100	5.200
PRISA	-4.400	-10%	-2%	17.600	2.300
P-RoC	-3.400	-8%	-2%	11.800	0
REM-NUT®	0	-71%	-14%	30.700	13.100

Beispielhaft werden in Abbildung 56 die einwohner- und produktspezifischen CO₂-Emissionen der Rückgewinnungsverfahren bei Betrachtung der gesamten Prozesskette von der Abwasserreinigung bis zur finalen Entsorgung möglicher anfallender Abfallstoffe dargestellt und dem Referenzsystem gegenübergestellt. Diese Abbildung verdeutlicht, dass im Vergleich zum Referenzsystem durch die Implementierung der Verfahren im Schlammwasser zusätzliche CO₂-Emissionen im Bereich von 11–47 % zu erwarten sind. Die im Vergleich zu den anderen Schlammverfahren hohen CO₂-Emissionen resultieren zum einen aus dem höheren Verbrauch an Fällmitteln (molares Verhältnis Mg:P = 1,5:1) der Fällungsverfahren im Vergleich zu den Kristallisationsverfahren (molares Verhältnis Mg:P = 1,05:1–1,1:1) und der Art des eingesetzten Fällmittels (z.B. MgO oder MgCl₂). Ausnahme ist hier der DHV Crystalactor®, für den in erster Linie aufgrund der fehlenden Faulung auf der Kläranlage und der daraus resultierenden Einflüsse auf die Folgeprozesse deutlich höhere CO₂-Emissionen anzunehmen sind (+130 %).

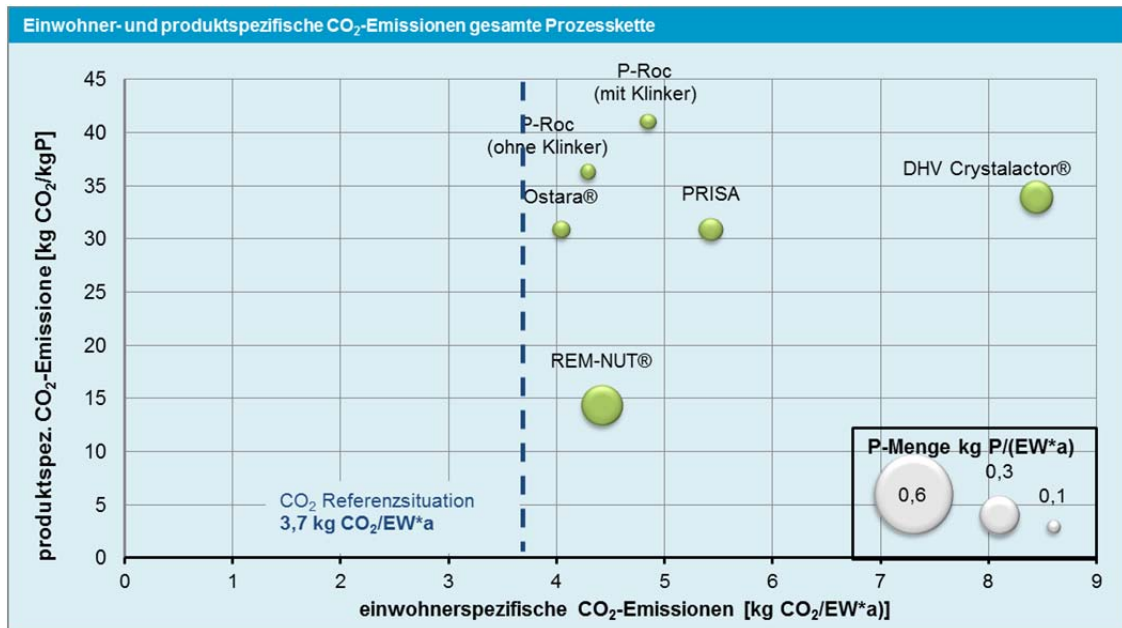


Abbildung 56: Einwohner- und produktspezifische CO₂-Emissionen gesamte Prozesskette (Schlammwasser/Ablauf)

Ähnliches kann auch bei den SO₂-Emissionen beobachtet werden, wobei vereinzelt SO₂-Emissionen eingespart werden können (z.B. REM-NUT® (-4 %)) und ansonsten die Emissionen wieder bis auf Ausnahme des PRISA (+75 %) nur moderate zusätzliche Emissionen bis max. +50 % zu erwarten sind (Abbildung 57). An dieser Stelle wird angemerkt, dass das schlechtere Abschneiden des PRISA Verfahrens auf das eingesetzte Fällmittel (MgO) zurückzuführen ist. Für 1 kg MgO werden in den Datenbanken im Vergleich zu 1 kg MgCl₂ deutlich höhere SO₂-Emissionen ausgewiesen. Die Fällung wäre allerdings sowohl mit MgCl₂ als auch mit dem MgO möglich, wodurch das PRISA-Verfahren auf ähnlichem Niveau wie z.B. Ostara® abschneiden würde.

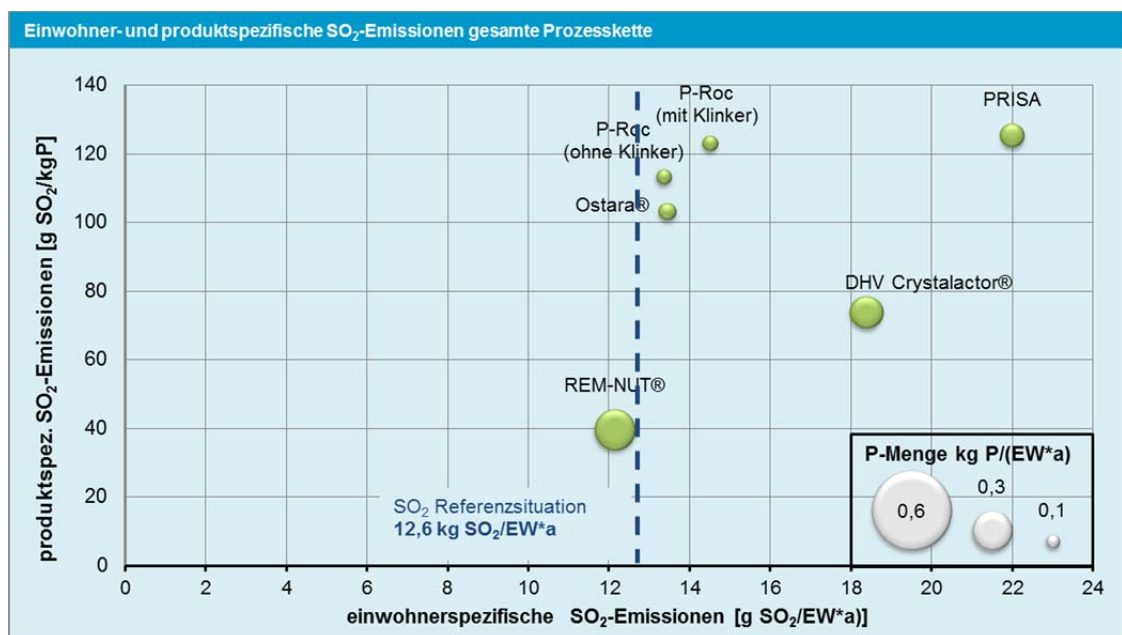


Abbildung 57: Einwohner- und produktspezifische SO₂-Emissionen gesamte Prozesskette (Schlammwasser/Ablauf)

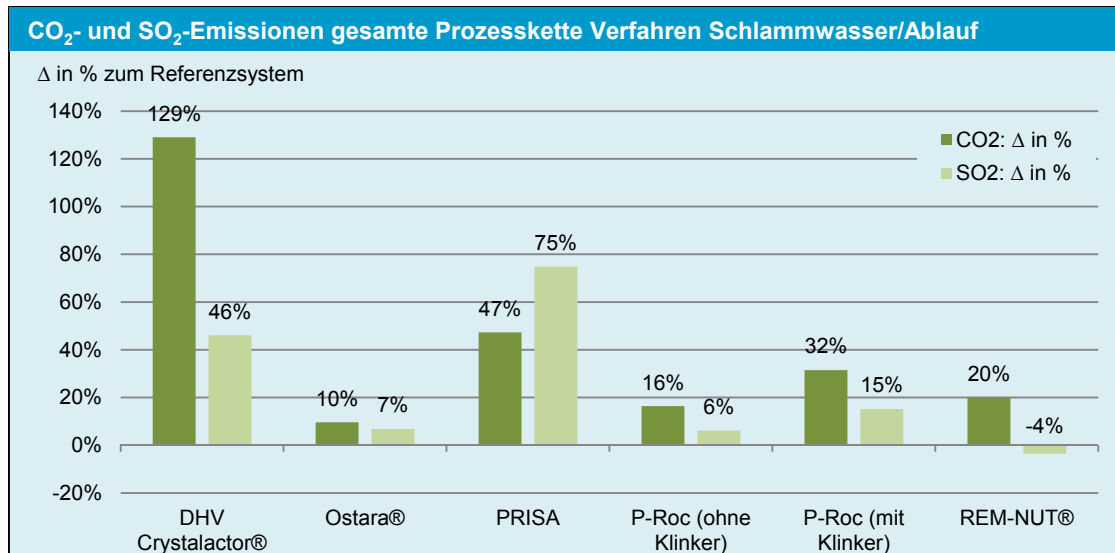


Abbildung 58: Gasemissionen über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem (Schlammwasser/Ablauf)

Anhand dieser Auswertung auf Basis der einwohnerspezifischen Daten sind keine Aussagen hinsichtlich der phosphorspezifischen Emissionen möglich. Möglich ist, dass ein Verfahren aufgrund einer höheren Phosphorrückgewinnung besser abschneidet. Dazu wird die absolute Abweichung der Emissionen bezogen auf das Referenzsystem (Δ in kg/(EW*a)) mit der definierten Kläranlagenbelastung (100.000 EW) multipliziert und auf die jährliche mögliche rückgewinnbare P-Fracht bezogen (Abbildung 59).

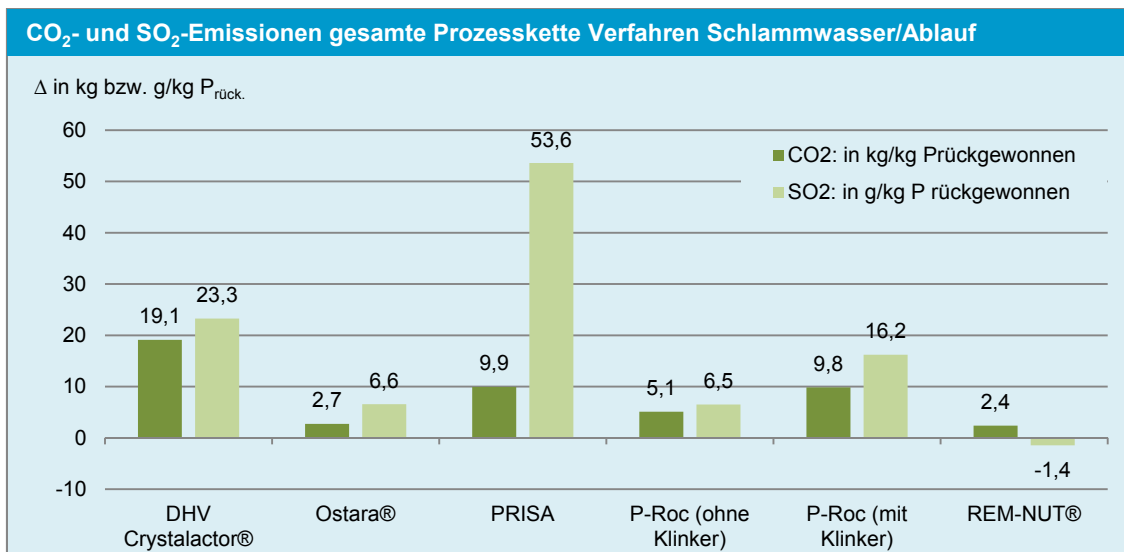


Abbildung 59: Abweichende Gasemissionen in Relation zur Gesamtsituation in kg bzw. g/kg P_{rückg.} (Schlammwasser/Ablauf)

Im Falle der Implementierung von Ostara®, PRISA und P-RoC® (mit Klinker) ist mit einer Zunahme des kumulierten Energieaufwandes im Vergleich zum Referenzsystem im Bereich von 20–50 % zu rechnen. Im Falle des P-RoC (ohne Klinker) ist unter der Berücksichtigung der Emissionen aus dem Energiebedarf und der möglichen Einsparungen aufgrund der P-Rückgewinnung und verringerter P-Rückbelastung mit einem KEA auf gleichem Niveau wie beim Referenzsystem zu rechnen. Für das REM-NUT® Verfahren ist mit einem zusätzlichen KEA von rund 70 % zu rechnen (Abbildung 61).

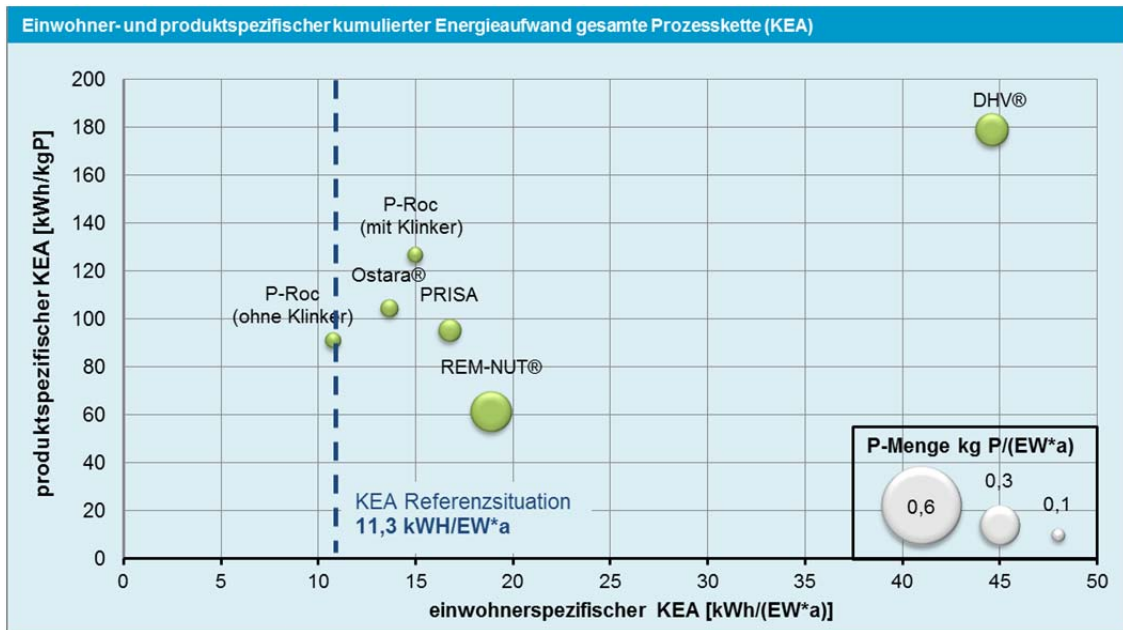


Abbildung 60: Einwohner- und produktspezifischer KEA gesamte Prozesskette (Schlammwasser/Ablauf)

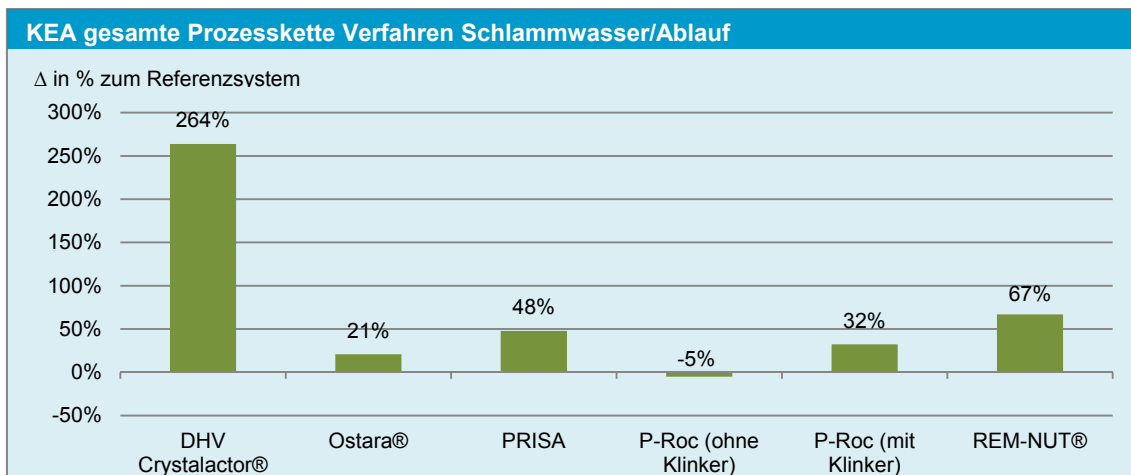


Abbildung 61: Veränderung KEA über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem (Schlammwasser/Ablauf)

Wird der kumulierte Energieaufwand in Relation zur rückgewinnbaren P-Fracht gestellt, so kann festgehalten werden, dass sich das REM-NUT® Verfahren aufgrund des höheren Rückgewinnungspotentials an die Verfahren aus dem Schlammwasser angleicht (Abbildung 62)

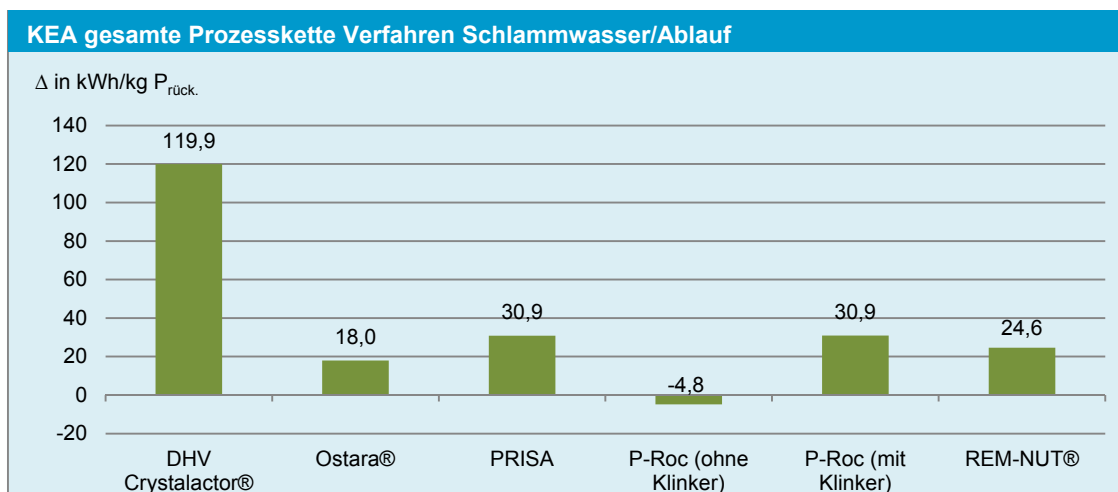


Abbildung 62: Veränderung KEA über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem (Schlammwasser/Ablauf)

Zusammenfassend bedeutet dies, dass mit Verfahren aus dem Schlammwasser rund 15–20 % des abwasserbürtigen Phosphors rückgewonnen werden und dabei im optimalen Fall mit zusätzlichen CO₂-Emissionen im Bereich von + 10–30 % und zusätzlichen SO₂-Emissionen von +10–20 % im Vergleich zum definierten Referenzsystem zu erwarten ist. Der zusätzliche Energieaufwand, dargestellt als KEA kann mit 20–50 % angenommen werden. Im Falle des DHV Crystalactor® ist mit deutlich höheren Emissionen und einem höheren kumulierten Energieaufwand zu rechnen. Allerdings ist dies nicht auf den Reaktor an sich, sondern auf die vorangegangene Schlammbehandlung (Anaerobbecken) und Aufbereitung des Schlammwassers (pH-Wert Veränderung, Kaskade) zurückzuführen. Das REM-NUT® Verfahren schneidet ähnlich wie die Schlammwasserverfahren ab. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass hinsichtlich des Chemikalieneinsatzes nur Daten für die Pilotanlage vorliegen. Anhand der Kostenrechnung wird augenscheinlich, dass der Ressourcenaufwand deutlich höher sein muss als in der Pilotumsetzung angegeben. Aufgrund der fehlenden Kostenaufgliederung für die Betriebsmittel kann jedoch keine Sachbilanz als Basis für die ökologische Bewertung erstellt werden.

4.1.5 Bewertung Endprodukt

Die Endprodukte können grob in Magnesiumammoniumphosphate und Calciumphosphate mit teils sehr hoher Reinheit klassifiziert werden. Eine Besonderheit stellt das Endprodukt des P-RoC Verfahrens dar. Es handelt sich dabei um ein mit Phosphor beladenes Calcium-Silikat-Hydrat (CSH), welches aufgrund der Vorgänge bei der P-Rückgewinnung der Gruppe der Calciumphosphate zugeordnet wird.

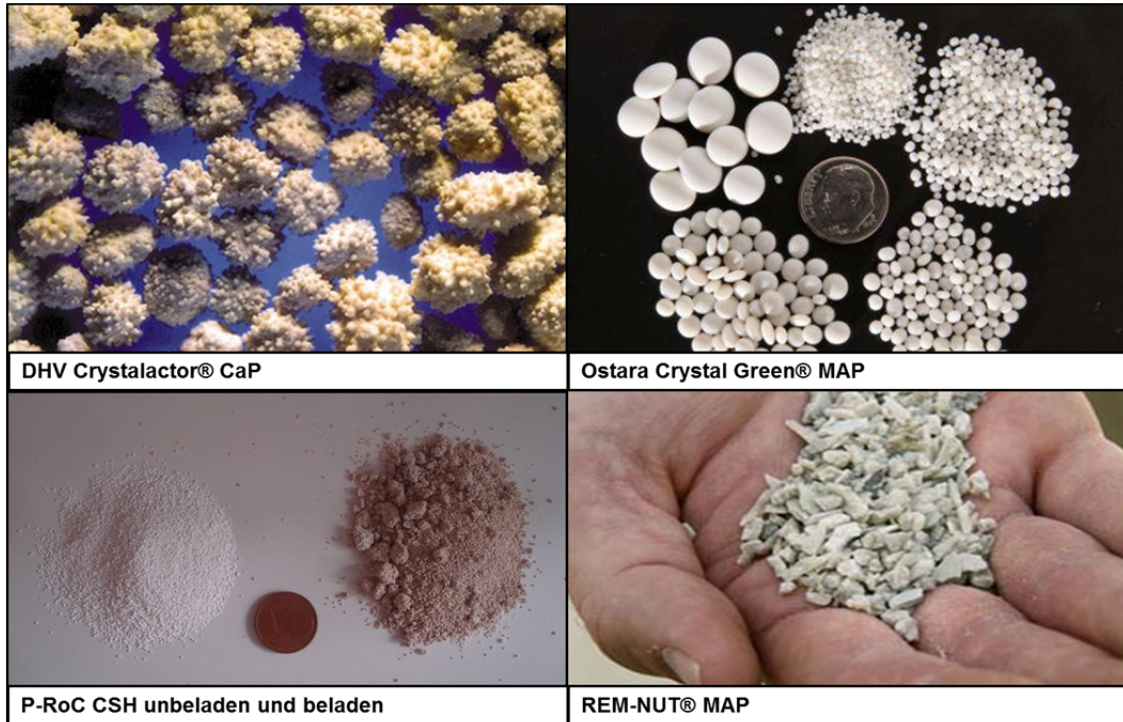


Abbildung 63: Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser bzw. Ablauf
 Folgende Phosphor- und weitere Nährstoffgehalte können in den Endprodukten beobachtet werden.

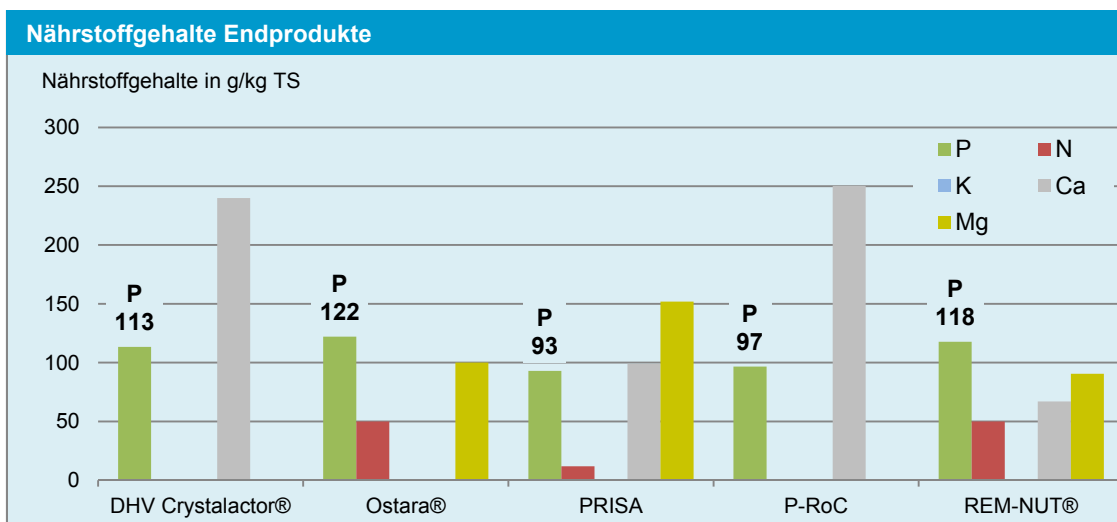


Abbildung 64: Nährstoffgehalte der Endprodukte aus Schlammwasser und Ablauf

Bei Betrachtung der Löslichkeit anhand standardisierter Extraktionsversuche wird deutlich, dass die Wasserlöslichkeit aller Endprodukte bei <5 % liegt, während die Zitronensäurelöslichkeit für alle Produkte >90 % liegt. Löslichkeitsversuche mit alkalischem Ammoncitrat sind auf das P-RoC-Verfahren beschränkt.

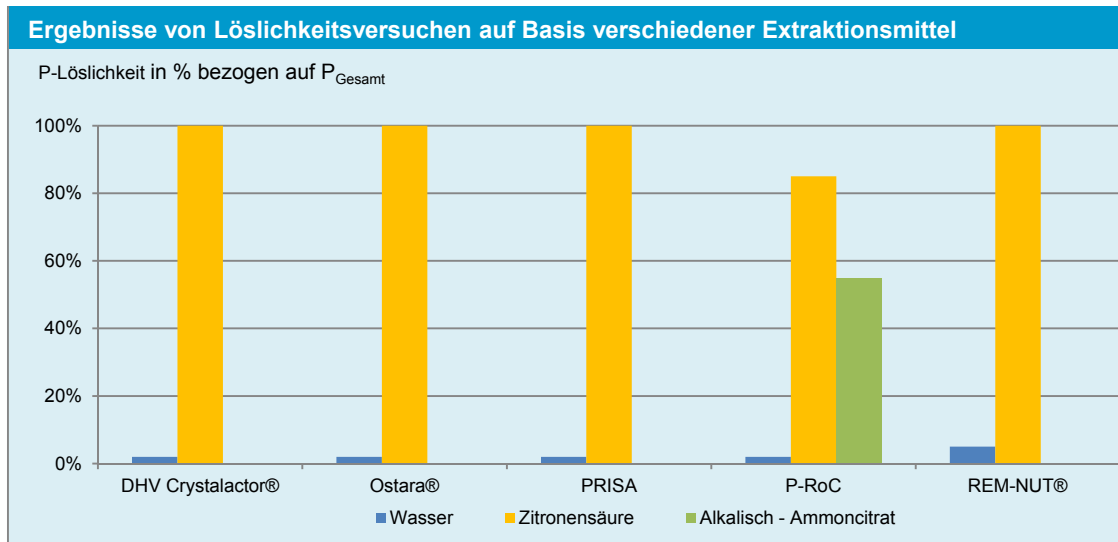


Abbildung 65: Extraktionsversuche Endprodukte aus Schlammwasser und Ablauf

Topfversuche und vereinzelt auch Feldversuche zeigen, dass speziell für Magnesiumammoniumphosphate über einen Zeitraum einer Vegetationsperiode (1 Jahr) hinsichtlich der Pflanzenverfügbarkeit und Pflanzenaufnahme vergleichbare Ergebnisse wie mit herkömmlichen Mineraldüngern erzielt werden können. Neueste Versuche zu Pflanzenaufnahme, gebildeter Biomasse und P-Konzentration zeigen, dass auch in Feldversuchen über einen längeren Zeitraum von 3 Jahren keine Unterschiede zwischen einem MAP und einem handelsüblichen Mineraldünger feststellbar sind (Thompson, 2013). MAP-Endprodukte können daher auf sauren als auch alkalischen Böden als sehr gut bzw. mäßig bis gut geeignet eingestuft werden. Das bedeutet, dass im Vergleich zu einem Mineraldünger 100 % des aufgetragenen Phosphors von der Pflanze aufgenommen wird. Calciumphosphate aus z.B. dem DHV Crystalactor® oder P-RoC Verfahren verhalten sich auf verschiedenen Böden teilweise sehr unterschiedlich. Auf sauren Böden reicht die Bewertung von mäßig bis gut geeignet, während diese Dünger auf alkalischen Böden versagen und als ungeeignet eingestuft werden (P-Aufnahme im Vergleich zu einem handelsüblichen Dünger: 0–25 %). Ein endgültiger Rückschluss über die Düngewirkung, vor allem für Endprodukte mit einer geringen Wirksamkeit, ist auf Basis der vorliegenden Daten nicht zielführend. Speziell für die Calciumphosphate liegen nur einzelne Untersuchungen vor (Römer, 2013).

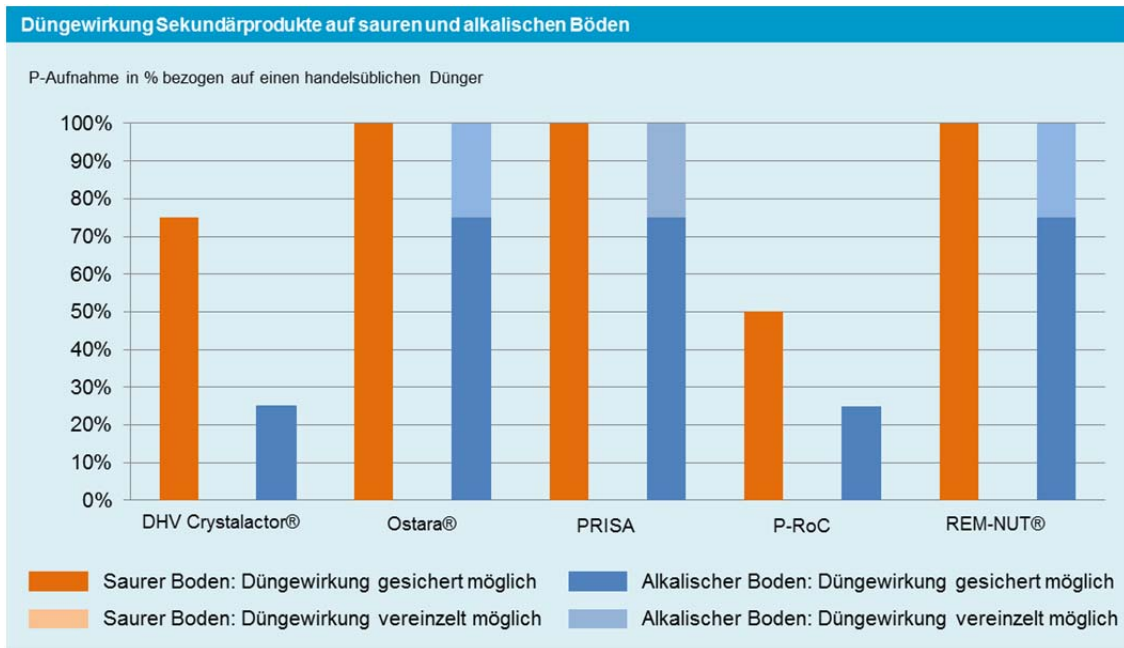


Abbildung 66: Düngewirkung Sekundärprodukte aus dem Schlammwasser/Ablauf auf sauren und basischen Böden im Vergleich zu einem handelsüblichen Mineraldünger (1-jährige Versuche)

Die Zusammensetzung und damit der Gehalt an Nährstoffen kann in Abhängigkeit der Bedingungen (pH, Fällmittel, weitere Fällionen) während der Kristallisation oder der Fällung variieren. Der monetäre Wert als Bewertungskriterium berücksichtigt alle Nährinhaltsstoffe, ermöglicht die Vergleichbarkeit der zahlreichen stark unterschiedlichen Endprodukte (MAP, CaP, Schlacken, Aschen), gibt Information über die Reinheit eines Produktes und wird für die Berechnung der Erlöse aus dem Endprodukt bei der ökonomischen Bewertung angesetzt. Am Beispiel der Ostara® und REM-NUT® Endprodukte kann deren hohe Reinheit aufgezeigt werden, wenn der monetäre Wert eines reinen MAP von 414 €/t gegenübergestellt wird (Abbildung 67). Im Falle der Endprodukte aus dem Schlammwasser bzw. Ablauf schneiden die MAP-Endprodukte hinsichtlich des Wertes besser als CaP ab. Bei ähnlichem P-Gehalt liegt dies am Wert der ebenfalls enthaltenen Nährstoffe, in erster Linie Stickstoff und Magnesium.

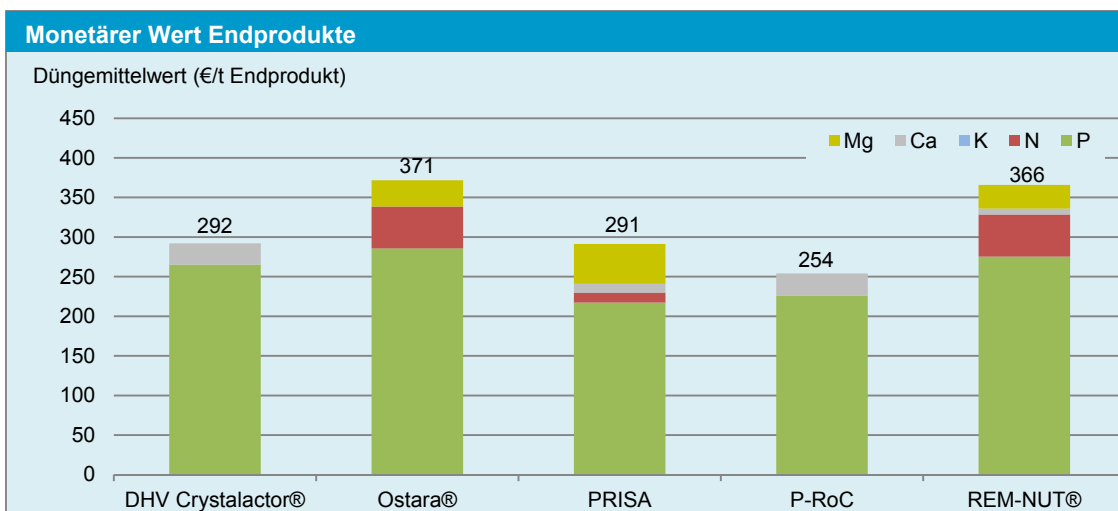


Abbildung 67: Monetärer Wert Endprodukte Schlammwasser/Ablauf



Die Schwermetallgehalte der Endprodukte liegen teils deutlich unter den Anforderungen der Düngemittelverordnung (Abbildung 68; Log-Tabelle). Um die Produkte jedoch vergleichbarer zu machen, werden die Schwermetallgehalte auf den wertgebenden Inhaltsstoffen, den P-Gehalt des Endproduktes bezogen und einem herkömmlichen Handelsdünger gegenübergestellt. Besonders hervorzuheben ist, dass vor allem die kritisch diskutierten Schwermetalle wie Cd, Cr, Hg und Pb deutlich unter den Gehalten eines herkömmlichen Düngemittels liegen. Die Schwermetallgehalte der Endprodukte werden in der folgenden Abbildung in mg/kg Trockensubstanz dargestellt und den Grenzwerten für Schwermetalle laut Düngemittelverordnung gegenübergestellt. Der Cd-Grenzwert wird an dieser Stelle nicht dargestellt, da Cadmium in Relation zum P-Gehalt des Produktes betrachtet werden muss. Da der Chromgrenzwert mit 2.500 mg/kg TS über der Skalierung liegt, wird dieser strichliert dargestellt.

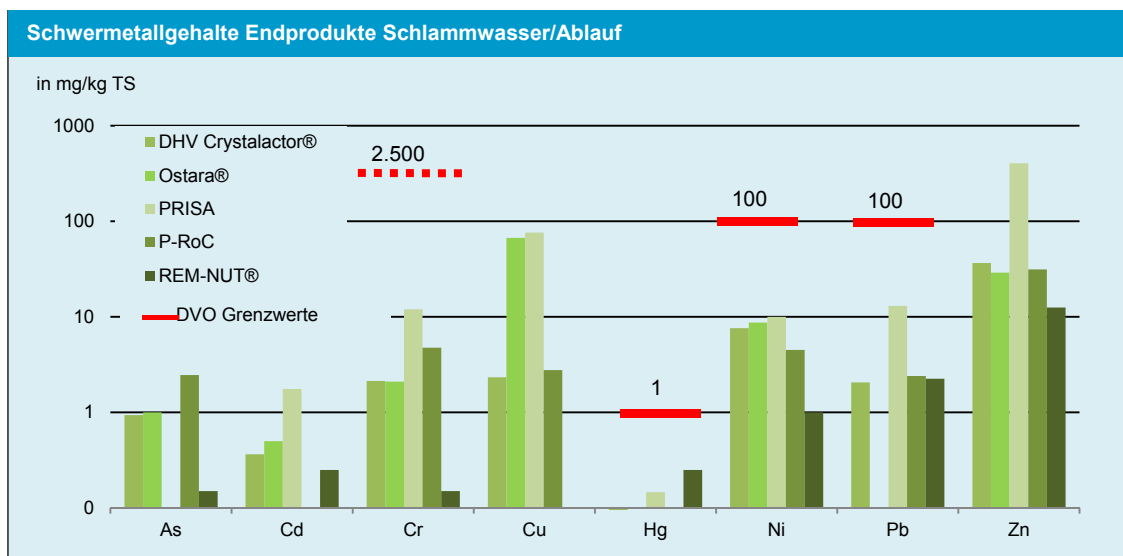


Abbildung 68: Schwermetallgehalte Endprodukte Schlammwasser/Ablauf und Grenzwerte DüngemittelVO (mg/kg TS)

Dies gilt aber auch für die weiteren Schwermetalle (Abbildung 69; Log-Tabelle). In Mineraldüngern nachweisbare radioaktive Metalle wie z.B. Uran können in den Endprodukten der Rückgewinnungsverfahren nicht detektiert werden bzw. sind nicht zu erwarten. Nur vereinzelt sind höhere SM-Gehalte als in herkömmlichen Mineraldüngern nachweisbar (Cu: Ostara® und PRISA; Zn: PRISA). Anzumerken ist, dass zu den Schwermetallgehalten nur einzelne Daten vorliegen und die vorhandenen Daten gemittelt wurden. Im Falle von Ostara® liegen einmal ein Datensatz mit äussert geringen Cu-Gehalten und einmal mit sehr hohen Cu-Gehalten vor. Diese Schwankungsbreite sollte berücksichtigt werden. Auffallend ist der im Vergleich zu den anderen Endprodukten hohe Cd-Gehalt von 1,7 mg/kg TS bzw. 19 mg Cd/kg P im PRISA Endprodukt. Im Vergleich dazu liegt der phosphorspezifische Cadmiumgehalt der anderen Endprodukte bei rund 2–4 mg/kg P. Generell sind die Cd-Gehalte allerdings deutlich geringer als bei Mineraldüngern (~120 mg/kg P).

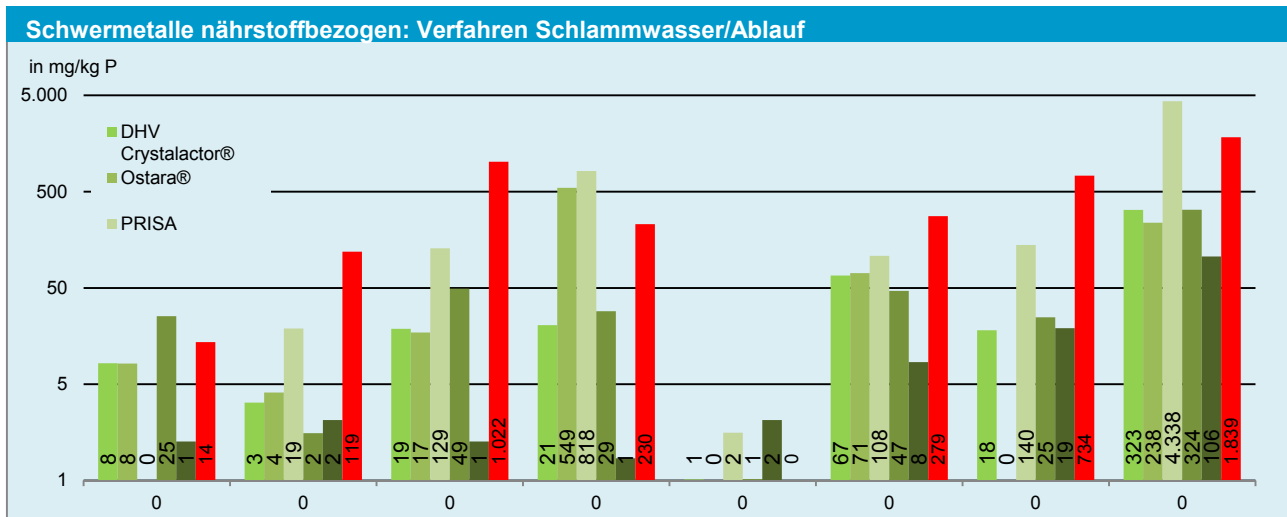


Abbildung 69: Nährstoffbezogene Schwermetallgehalte in Endprodukten der Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser/Ablauf im Vergleich zum Referenzdünger SSP

Eine Bewertung der Schwermetallgehalte erfolgt auch nach der Schadeinheiten- und Referenzbodenmethode. Während die Schadeinheit für einen handelsüblichen Dünger bei rund 1,3 SE/kg P liegt, weisen alle Endprodukte SE-Werte auf, die teilweise deutlich kleiner sind als 0,1. Mit Ausnahme des Endproduktes des PRISA Verfahrens liegt die SE im Bereich von 0,005–0,018 (Abbildung 70).

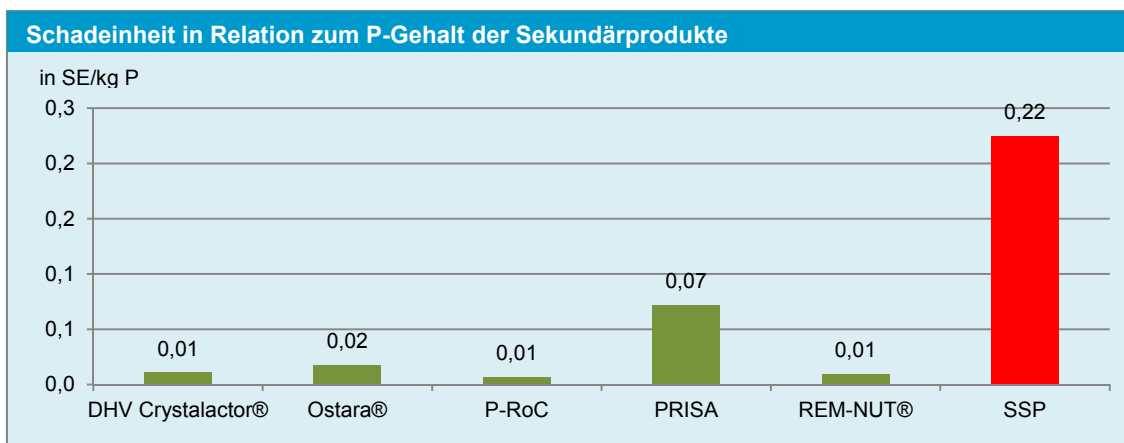


Abbildung 70: Schadeinheit für Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser/Ablauf

Da diese Kennzahl keine Aussage über die Bedeutung der einzelnen Schwermetalle hinsichtlich ihrer tolerierbaren Konzentration im Boden liefert, wird zusätzlich die Referenzbodenmethode angewandt. Abbildung 71 und Abbildung 72 zeigen die zulässige Aufbringungshäufigkeit in Jahren (Balken) sowie das limitierende Element. In Form der blauen Rechtecke wird die Häufigkeit der Ausbringung für ein Sekundärprodukt als Faktor relativ zum Cadmiumgehalt des Mineräldüngers dargestellt. Das bedeutet, dass z.B. das P-RoC Endprodukt um den Faktor 104 häufiger als ein Singlesuperphosphat aufgebracht werden kann, bis der tolerierbare Grenzwert für Cadmium erreicht wird. Unter Berücksichtigung aller Schwermetalle, inkl. Cu und Zn können die Endprodukte aus dem PRISA und Ostara® Prozess im Vergleich zum Singlesuperphosphat doppelt bzw. fünf Mal so häufig aufgebracht werden, bis die tolerierbare Belastung der Böden überschritten wird. Im Vergleich zur Ausbringungshäufigkeit der weiteren Produkte schneiden diese Produkte schlecht ab. Grund dafür sind die bereits angesprochenen und überraschend hohen Zn-Gehalt im PRISA und die hohen Cu-Gehalte im Ostara® Endprodukt. Die Ausbringungshäufigkeit der weiteren

Endprodukte im Vergleich zu einem handelsüblichen Mineraldünger sind: DHV Crystalactor®: 10-fach, P-RoC: 14-fach; REM-NUT®: 35-fach. Werden Cu und Zn als Nährelemente betrachtet und bei der Referenzbodenmethode nicht berücksichtigt, kann die Ausbringungshäufigkeit deutlich gesteigert werden (Abbildung 73). Wird nur der Cadmiumgehalt als relevant betrachtet, zeigt die Referenzbodenmethode, dass im Vergleich zu einem handelsüblichen Dünger sämtliche Produkte um mindestens den Faktor 6 (PRISA) bis sogar um den Faktor 77 (P-RoC) häufiger aufgebracht werden können bis der tolerierbare Cadmium-Grenzwert überschritten wird. Von den organischen Spurenstoffen und der Hygiene gehen keine Bedenken aus. Lediglich für das PRISA Endprodukt liegen detaillierte Analyseergebnisse vor. Diese zeigen geringe Gehalte an organischen Spurenstoffen. Eine direkte landwirtschaftliche Ausbringung mit modernen Ausbringergeräten ist aufgrund der Prozessführung und der Erzeugung von Pellets derzeit nur mit den Endprodukten des Ostara® Verfahrens und des DHV Crystalactor® möglich. Inwiefern das beladene P-RoC Endprodukt direkt einsetzbar ist, ist nicht bekannt. Für die Applikation der weiteren Endprodukte ist noch ein weiterer Aufbereitungsschritt (Pelletieren) notwendig. Allerdings ist eine Lagerung aller Endprodukte problemlos möglich.

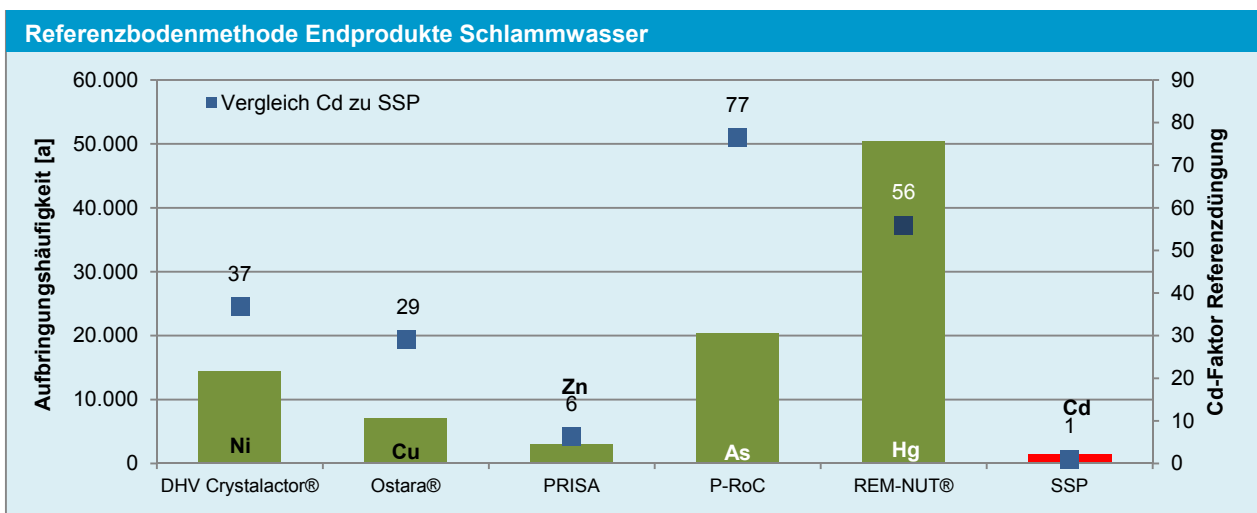


Abbildung 71: Referenzbodenmethode, Aufbringungshäufigkeit, begrenzendes Schwermetall und Cd-Faktor im Vergleich zur Referenzdüngung

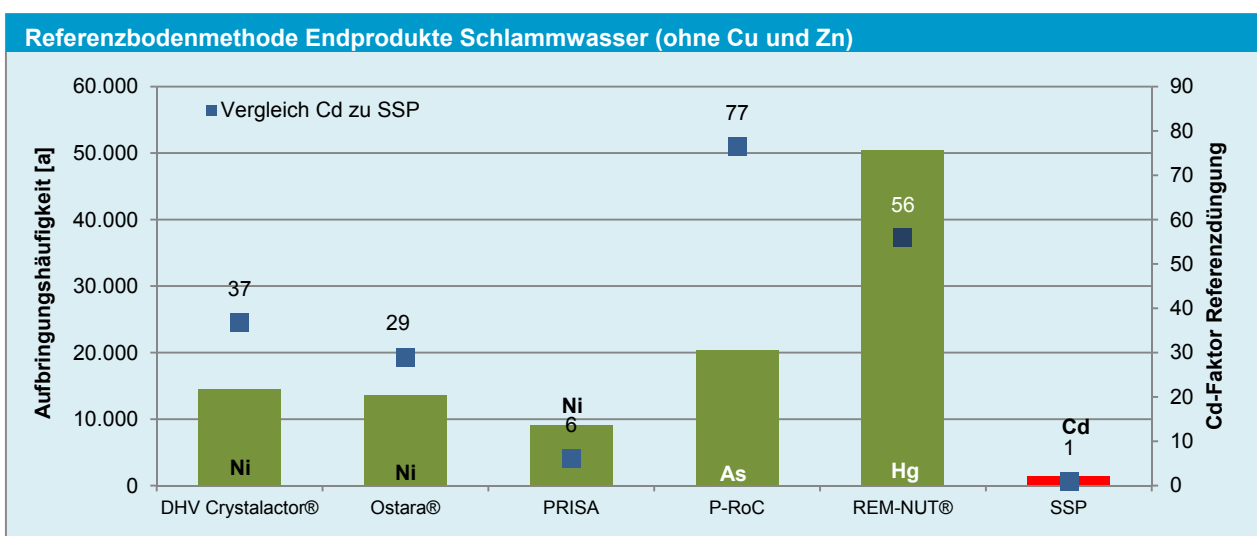


Abbildung 72: Referenzbodenmethode, Aufbringungshäufigkeit, begrenzendes Schwermetall und Cd-Faktor im Vergleich zur Referenzdüngung ohne die Berücksichtigung von Zn und Cu

Tabelle 74: Zusammenfassung Bewertung Endprodukte Schlammwasser/Ablauf

Bewertung Endprodukt	DHV®	Ostara®	PRISA	P-RoC	REM-NUT®
Klassifizierung	CaP	MAP	MAP	CaP	MAP
Löslichkeit	+	+	+	+	+
P-Aufnahme (Boden sauer/basisch)	2/1	4/3	4/3	2/1	4/3
Monetärer Wert [€/t Endprodukt]	292	372	291	254	366
Anorganische Verunreinigungen					
SM:P [mg Cd/kg P]	3,2	4,1	18,9	1,6	1,3
Schadeinheit [SE/kg P]	0,011	0,018	0,072	0,007	0,005
Referenzbodenmethode [Jahre]	14.500	7.100	3.000	20.400	50.500
Limitierendes Element	Ni	Cu	Zn	As	Hg
Faktor Cd zu Referenz	37	29	6	77	56
Organische Verunreinigungen					
Organische Spurenstoffe	5 ³	5 ¹	3 ¹	5 ³	5 ¹
Hygiene	5 ³	5 ¹	5 ³	5 ³	5 ¹
Handhabung					
Einfache Lagerung möglich	5	5	5	5	5
Direkter Einsatz in LW möglich	5	5	3	3	2

Zusammenfassend ergibt sich für die Endprodukte kein Ausschlusskriterium, das den Einsatz eines Rückgewinnungsverfahrens auf Basis der verschiedenen Bewertungskriterien für anorganische und organische Verunreinigungen beschränkt. Im Vergleich zu herkömmlichen Handelsdüngern schneiden sie deutlich besser ab. Vielmehr spielt die Löslichkeit und in weiterer Folge die P-Aufnahme bzw. Verfügbarkeit der Pflanze eine bedeutende Rolle. Für Calciumphosphate, Endprodukte aus dem DHV Crystalactor® und P-RoC ist eine gute Zitronensäurelöslichkeit nachweisbar, bei einjährigen Topfversuchen auf basischen Böden schneiden diese Endprodukte jedoch sehr schlecht ab und werden als ungeeignet eingestuft. Für Magnesiumphosphate kann sowohl auf sauren, als auch auf basischen Böden eine gute bis sehr gute Pflanzenaufnahme beobachtet werden. Hervorzuheben sind die beiden Verfahren Ostara® und Crystalactor® die ein direkt in der Landwirtschaft einsetzbares Endprodukt erzeugen. Die Aufbereitung dieser Endprodukte (Trocknung und Klassifizierung) wird in der ökologischen und ökonomischen Bewertung mitberücksichtigt.

Die fehlende Möglichkeit der direkten Aufbringung in der Landwirtschaft für die anderen Verfahren kann derzeit zwar als negativer Faktor angesehen werden, dieser kann allerdings durch eine gezielte Aufbereitung der Endprodukte behoben werden. Ein allenfalls zusätzlicher Aufwand kann aber zur Zeit nicht berücksichtigt werden.

4.1.6 Bewertung Ökonomie

Auch eine ökonomische Bewertung der Verfahren muss zum Teil mit erheblichen Unsicherheiten kämpfen bzw. die Kosten können stark von lokalen Bedingungen abhängen. So liegen teilweise stark unterschiedliche Datengrundlagen vor (REM-NUT®). Es kann aber auch sein, dass ein Verfahren je nach Ausstattung der jeweiligen Kläranlagen bereits durch geringfügige Modifikationen oder aber nur bei komplettem Neubau von Anlagenteilen (PRISA) auf der Kläranlage implementiert werden kann. Tabelle 75 zeigt die Verfahren mit den dazugehörigen Varianten, die bei der ökonomischen Bewertung berücksichtigt wurden. Für die Verfahren Ostara® und P-RoC wird, sofern nicht anders angegeben, eine Rücklösung in der Faulung von 20 % des biologisch gebundenen Phosphors angenommen. Die Rücklösevorgänge in den gezielt



eingesetzten Prozessen des DHV Crystalactor® und PRISA Verfahrens sind im Kapitel Technologiebewertung beschrieben. An dieser Stelle wird angemerkt, dass die Rücklösung und damit die zur Verfügung stehende P-Fracht im Schlammwasser der Referenzkläranlage mit 20 % als konstant angenommen wird, aber auf realen Kläranlagen variieren kann und damit Einfluss auf die ökonomische Bewertung nimmt (z.B. Erzeugte Endproduktmenge, Kosten pro kg P_{rückkg}). Anhand eines Beispiels soll in Kapitel 4.1.6.4 der Einfluss der Rücklösung auf die Kosten dargestellt werden.

Tabelle 75: Ökonomische Bewertung Verfahren und betrachtete Varianten

Verfahren	Varianten
DHV Crystalactor®	-
Ostara®	20 % P-Rücklösung in der Faulung
PRISA Var1	Neubau eines modifizierten Eindickers zur P-Rücklösung erforderlich
PRISA Var2	Nutzung bestehender Anlagenteile zur P-Rücklösung im Eindicker
P-RoC	20 % P-Rücklösung in der Faulung
REM-NUT® Var1	Datengrundlage Pilotanlage
REM-NUT® Var2	Datengrundlage Großtechnische Umsetzung

4.1.6.1 Verfahrenskosten

In Abbildung 76 werden die Jahreskosten für die Rückgewinnungsverfahren, zusammengesetzt aus Kapital- und Betriebskosten, für den Fall einer Implementierung auf der Referenzkläranlage mit 100.000 EW dargestellt. Mögliche Einsparungen und Erlöse werden dabei noch nicht berücksichtigt. Diese Abbildung zeigt, dass die einwohnerspezifischen Kosten für Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser mit zunehmender Rückgewinnungsquote steigen und im Bereich von 0,7–3 €/ (EW*a) liegen. Ausreißer ist das REM-NUT® Verfahren (Variante 2) mit ~10 €/ (EW*a), wenn als Datengrundlage die Kosten der großtechnischen Umsetzung angesetzt werden. Umgerechnet auf die rückgewinnbare P-Fracht können produktspezifische Kosten von 6–12 €/kg P berechnet werden. Die Verfahrenskosten liegen in Anbetracht eines derzeitigen P-Preisen von 2–2,5 €/kg P deutlich über den Kosten von 1 kg P in Form eines handelsüblichen Düngers. Vorsicht ist bei der Betrachtung der Kosten für das REM-NUT® Verfahren geboten. Die ökonomische Bewertung erfolgte zum einen auf Basis der Datengrundlage aus der Umsetzung als Pilotanlage (REM-NUT® Var1) und zum anderen als großtechnische Umsetzung (REM-NUT® Var2). In diesem Fall liegen die Kapital- sowie Betriebskosten wie Energie, Wartung und Personal auf ähnlichem Niveau, während bei den Kosten für Chemikalien signifikante Unterschiede auftreten. Daraus resultieren um den Faktor 3 voneinander abweichende Jahreskosten.

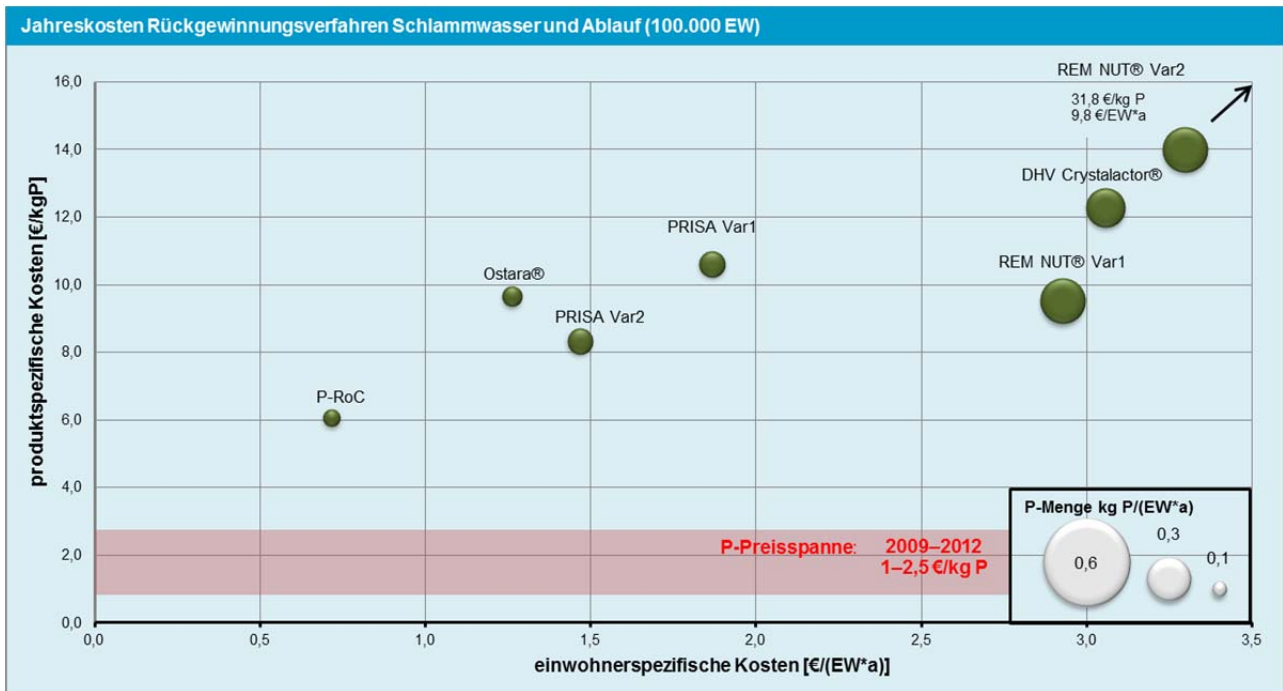


Abbildung 73: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Schlammwasser/Ablauf (100.000 EW)

Bei der Betrachtung der Kostenaufgliederung in Abbildung 74 wird deutlich, dass die Jahreskosten für jene Verfahren mit einem Kristallisationsreaktor (DHV Crystalactor®, Ostara®) oder Modifikationen am Eindicker (PRISA) von den Investitionskosten und damit von den Kapitalkosten dominiert werden. Speziell im Fall von Ostara® werden standardisierte Kristallisationsreaktoren angeboten, die für Kläranlagen mit einer höheren P-Belastung und damit einem höheren Rückgewinnungspotential konzipiert sind. Die Kosten für kleinere Reaktoren im Falle eines Downscaling auf eine 100.000 EW-Anlage nehmen jedoch nicht direkt proportional mit der Größe des Reaktors ab. Das bedeutet, dass der geringeren potentiellen P-Fracht entsprechend überproportionale Investitionskosten gegenüberstehen und damit die Verfahren teuer und unwirtschaftlich werden.

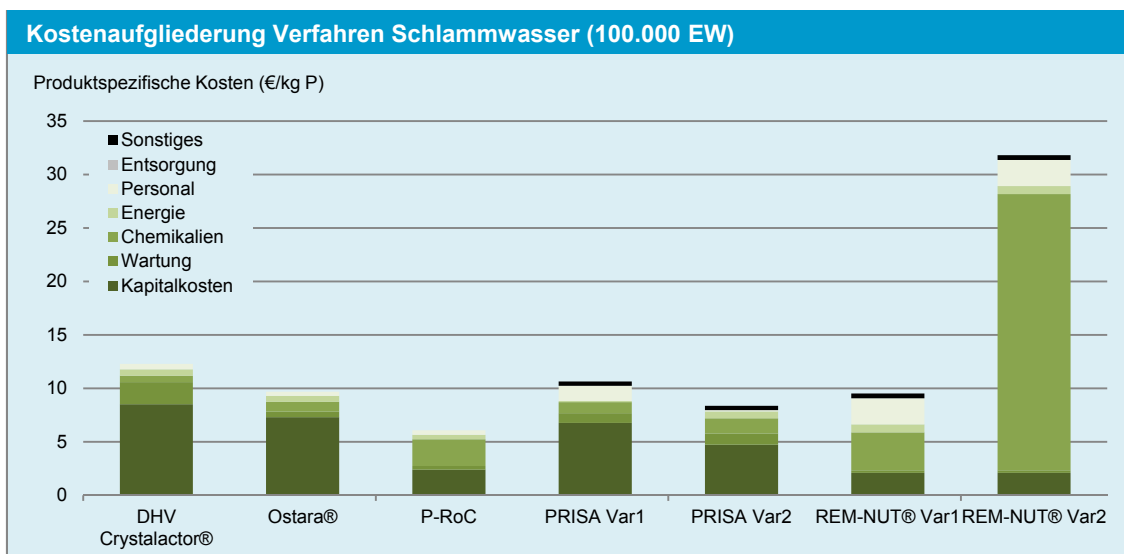


Abbildung 74: Kostenaufgliederung Verfahren Schlammwasser/Ablauf (100.000 EW)



4.1.6.2 Jahreskosten: Variabilität Ausbaugröße

Aufgrund des hohen Anteils der Investitionskosten auf Kläranlagen mit einer Auslastung von 100.000 EW werden Kostenrechnungen für Kläranlagen mit einer doppelten bzw. fünffachen Belastung durchgeführt. Die Investitionskosten und auch die Kosten für Personal, Energie und Wartung steigen nicht proportional mit der Ausbaugröße der Kläranlage an. Der einzig konstante Kostenfaktor sind die Chemikalien, die direkt proportional mit der Größe der Kläranlage ansteigen. Anhand von Abbildung 75 wird die Reduktion der Verfahrenskosten bei einer Implementierung der Rückgewinnungsverfahren auf Kläranlagen mit höherer Belastung deutlich. Bei Kläranlagen mit einer doppelten Belastung (200.000 EW) können die EW-spezifischen Verfahrenskosten um 20 % (REM-NUT® Var1) bzw. bis zu 40 % (Ostara®) reduziert werden. Im Fall des Einsatzes auf Kläranlagen mit einer fünffachen Belastung (500.000 EW) können die EW-spezifischen Kosten im Vergleich zu einer Umsetzung auf einer 100.000 EW Kläranlage um rund 30 % (REM-NUT® Var1) und bis zu 60 % (Ostara®, PRISA Var1+2) verringert werden.

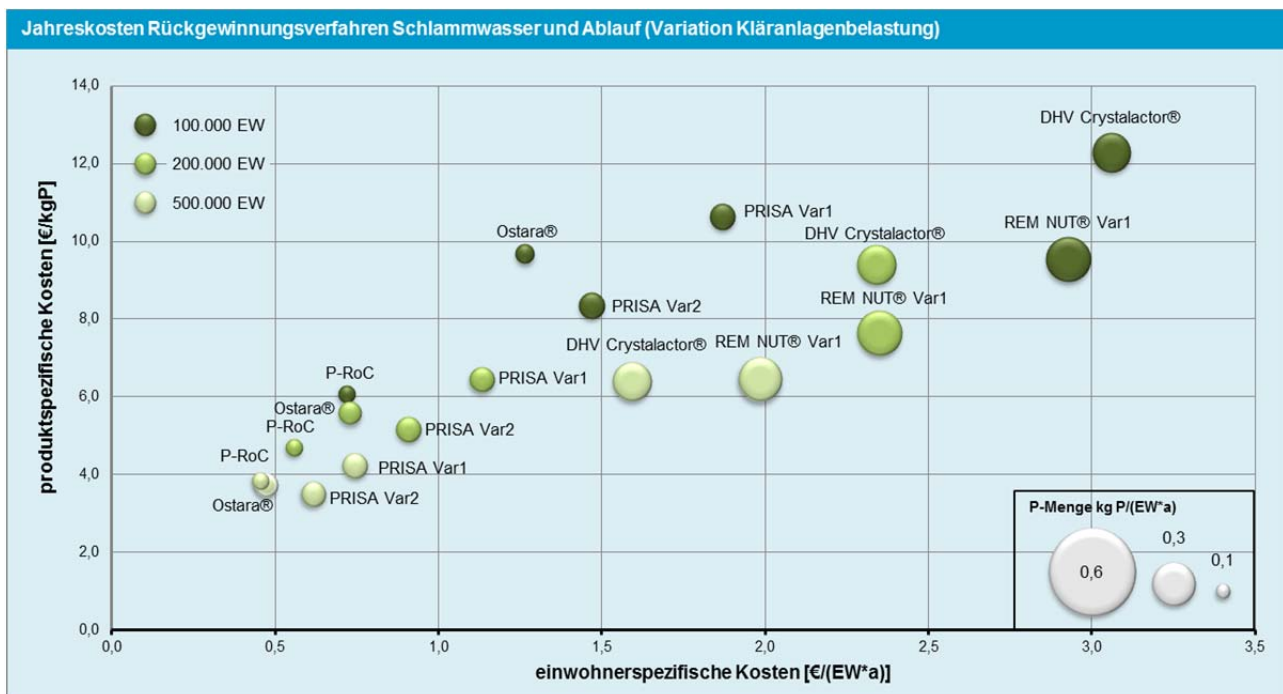


Abbildung 75: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Schlammwasser/Ablauf (Variation Kläranlagenbelastung)

4.1.6.3 Jahreskosten: Berücksichtigung möglicher Einsparungen und Erlöse

Neben der Kläranlagengröße haben vor allem auch mögliche Einsparungen und Erlöse starken Einfluss auf die Jahreskosten des Verfahrens. Unter Berücksichtigung von Einsparungen wie z.B. verringerter P-Rückbelastung, verringertem Schlammanfall und damit reduzierten Entsorgungskosten (Tabelle 73) sowie Erlösen aus dem Verkauf des erzeugten Endproduktes werden die „Jahreskosten reduziert“, dargestellt als hellgrün schraffierte Punkte, ermittelt. Die in Abbildung 76 dargestellten reduzierten Jahreskosten für eine Anlagenimplementierung auf einer Kläranlage mit 100.000 EW basieren auf der Annahme einer maximal möglichen Kostenreduktion. Das bedeutet, dass die tatsächlichen Verfahrenskosten im Bereich der „Jahreskosten“ (ohne Einsparungen und Erlöse) und den „Jahreskosten reduziert“ (mit Einsparungen und Erlöse) liegen. Hauptgrund für diese relativ große Schwankungsbreite sind die möglichen Erlöse aus dem

Verkauf des Endproduktes. Die auf Basis des monetären Wertes ermittelten Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes können deutlich von den tatsächlich möglichen Erlösen am freien Markt abweichen. Beispielhaft liegt der errechnete monetäre Wert der erzeugten Magnesiumammoniumphosphate im Bereich von 290–370 €/t, während am Markt im schlechtesten Fall nur rund 50 €/t bezahlt werden oder aber auch 200–300 €/t wie im Fall des Endproduktes von Ostara®.

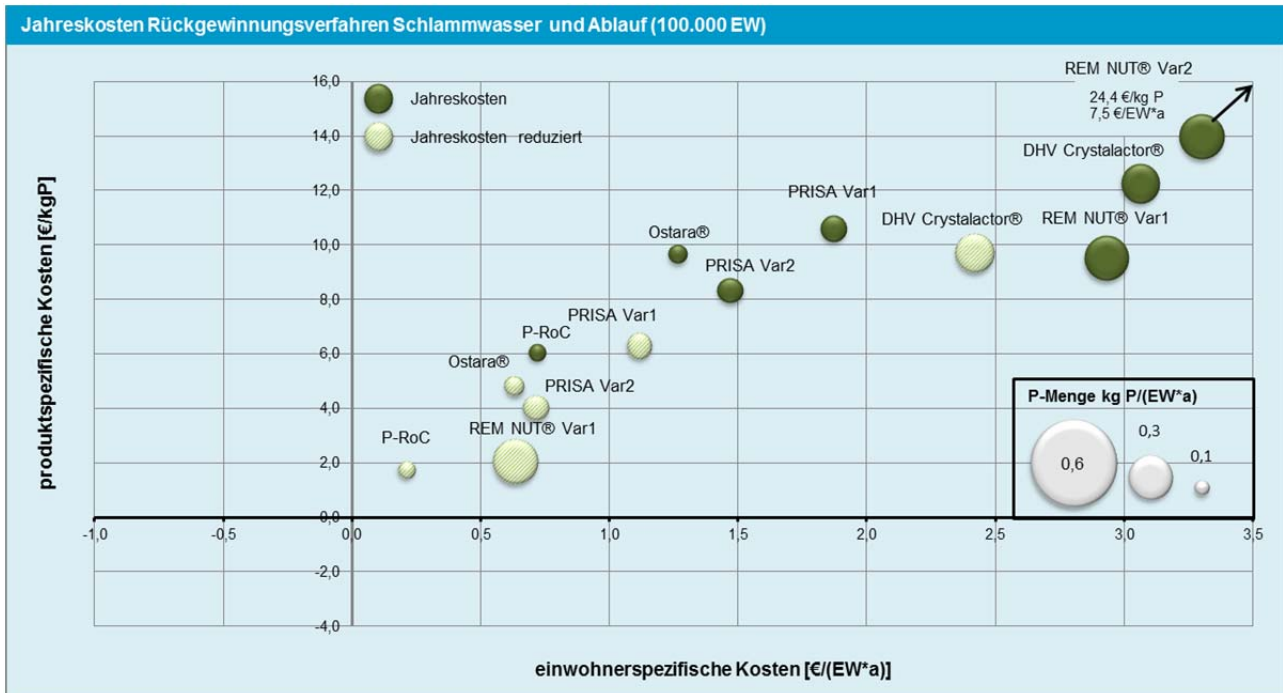


Abbildung 76: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten bzw. reduzierte Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Schlammwasser/Ablauf (100.000 EW)

Durch die Berücksichtigung möglicher Einsparungen und Erlöse können im besten Fall sowohl die einwohnerspezifischen Kosten mit 0,25–1,2 €/EW*a) als auch die produktspezifischen Kosten mit 2–6 €/kg P deutlich reduziert werden. Besonders gut schneidet in diesem Fall das P-RoC und REM-NUT® Verfahren ab. Im Vergleich dazu können die Kosten des DHV Crystalactor® nicht im selben Ausmaß reduziert werden, womit die Kosten bei rund 2,5 €/EW*a) bzw. 10 €/kg P liegen. Die Verfahren Ostara® und PRISA (Variante mit Nutzung bestehender Anlagenteile) schneiden mit rund 0,7 €/EW*a) und 4–5 €/kg P ähnlich ab.

Zusammenfassend bedeutet dies, dass auf Kläranlagen mit einer Belastung von 100.000 EW trotz Annahme der maximal möglichen Einsparungen und Erlöse die Rückgewinnungsverfahren nicht kostendeckend betrieben werden können. Allerdings können durch die Einsparungen und Erlöse die einwohnerspezifischen Kosten so weit reduziert werden, dass der zusätzliche finanzielle Aufwand im Vergleich zu den bestehenden Kosten der Abwasserreinigung von ~ 6 €/EW*a) bei maximal 20 % liegt. Eine Ausnahme stellt der DHV Crystalactor mit zusätzlichen Kosten von 40 % dar. Folglich können 15–20 % des abwasserbürtigen Phosphors mit einem zusätzlichen finanziellen Mehraufwand von rund 10 % rückgewonnen werden.

4.1.6.4 Jahreskosten: Variation Rücklösung

Die Phosphorrücklösung auf BioP-Anlagen z.B. während der Faulung hat auf die Rückgewinnungsverfahren ohne gezielte Rücklösungsprozesse, einen signifikanten Einfluss auf die anfallende Endproduktmenge und

damit auf die möglichen Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes. Werden z.B. höhere P-Rücklösungen in der Faulung von ca. 25 % und damit höhere P-Frachten im Schlammwasser angenommen, können die produktspezifischen Kosten nach Einsparungen und Erlösen im Fall des Ostara® Verfahrens um ein Viertel (3,6 statt 4,8 €/kg P_{rückg.}) und im Falle des P-RoC Verfahrens über die Hälfte (0,8 statt 1,8 €/kg P_{rückg.}) reduziert werden. Das heißt, dass unter günstigen Voraussetzungen wie z.B. einer Kläranlage mit höherer Belastung und einer hohen P-Fracht im Schlammwasser, die Jahreskosten durch den Verkauf des Endproduktes gedeckt werden können und ein Verfahren damit wirtschaftlich betrieben werden kann.

4.1.6.5 Jahreskosten: Variation Ausbaugröße Kläranlage und mögliche Einsparungen und Erlöse

Wie bereits dargestellt, können die Jahreskosten für Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser bei einer Umsetzung des Verfahrens auf größeren Kläranlagen deutlich reduziert werden. In Abbildung 77 werden die Kostenvorteile sowohl durch die Umsetzung auf einer Kläranlagen mit 500.000 EW als auch der möglichen Einsparungen und Erlöse berücksichtigt. Anhand der Ergebnisse wird deutlich, dass zahlreiche Verfahren mit Ausnahme des DHV Crystalactor® zumindest kostenneutral bzw. mit Gewinn betrieben werden können. Mit Vorsicht müssen die Ergebnisse der negativen produktspezifischen Kosten interpretiert werden. Die produktspezifischen Kosten errechnen sich aus den Jahreskosten dividiert durch das mögliche Rückgewinnungspotential. Das heißt, je höher die Rückgewinnungsquote, desto geringer fällt der Erlös pro kg P aus. Daraus resultiert die fehlende Achsenbeschriftung der produktspezifischen Kosten im negativen Bereich. Gültige Aussagen zum REM-NUT® Verfahren sind aufgrund der stark voneinander abweichenden Datensätze und damit Kosten kaum möglich.

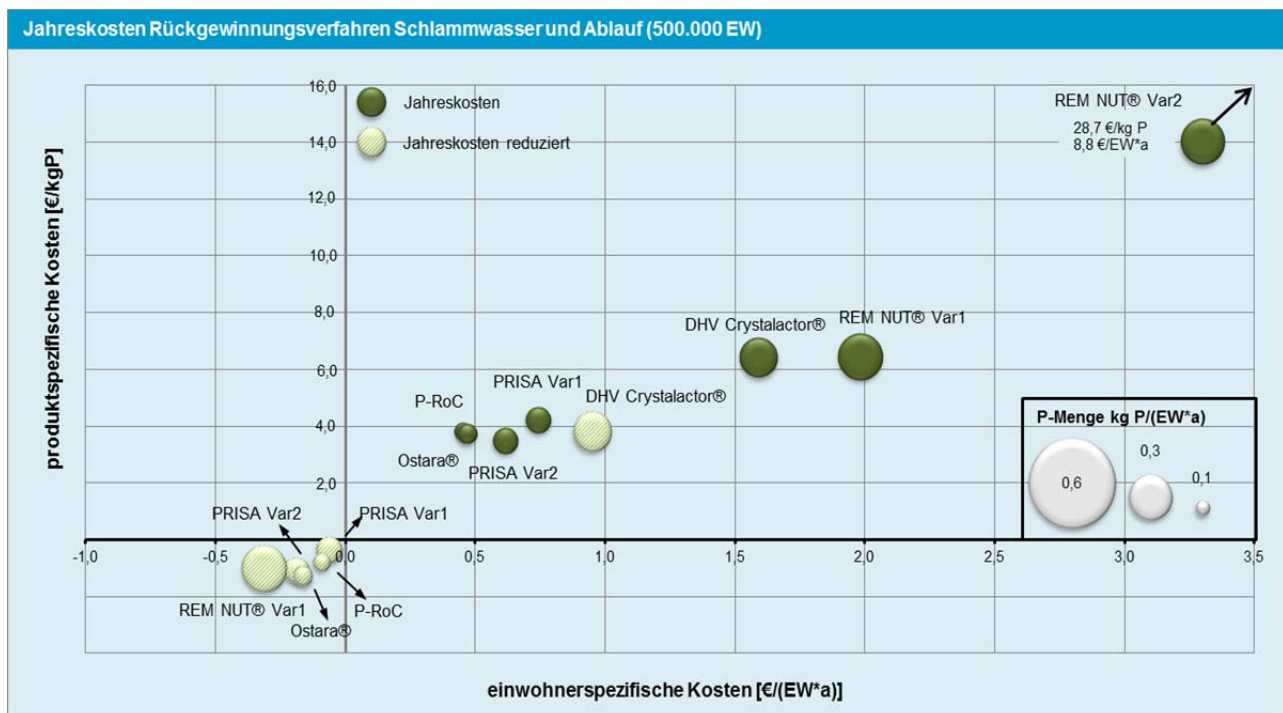


Abbildung 77: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Schlammwasser/Ablauf (500.000 EW)

Exemplarisch wird am Beispiel des Ostara® Verfahrens der Einfluss der Kapitalkosten an den Jahreskosten dargestellt (Abbildung 78). Bei einer Ausbaugröße von 100.000 EW entfallen rund ¼ der Kosten auf die Kapitalkosten, während im Vergleich dazu im Falle einer Umsetzung auf einer Kläranlage mit 500.000 EW die anteiligen Kapitalkosten auf die Hälfte reduziert werden.

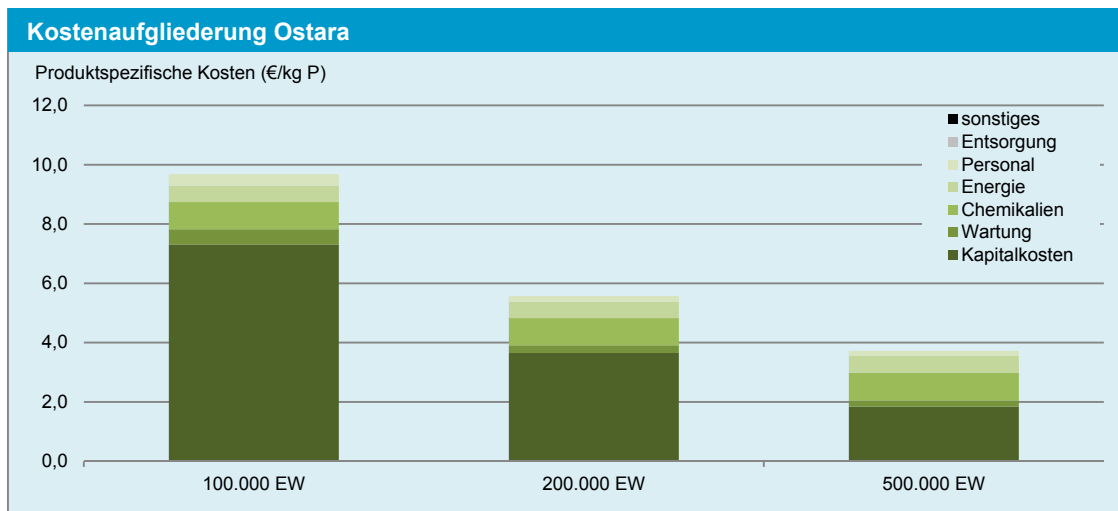


Abbildung 78: Kostenaufgliederung Ostara® für Ausbaugröße 100.000–500.000 EW

4.1.6.6 Amortisation

Anhand der Kapitalwertmethode wird auf Basis der jährlichen möglichen Einsparungen und Erlöse und einem Zinsfaktor von 4% eine mögliche Amortisation der Anlage berechnet. Die Berechnungen zeigen, dass im Falle des Einsatzes der Rückgewinnungsverfahren auf einer 100.000 EW-Kläranlage für kein Verfahren eine Amortisation vor der ersten notwendigen Reinvestition nach 15 Jahren möglich ist. Allerdings ist unter idealen Voraussetzungen (Einsparungen und Erlöse) für Ostara® (~14a), P-RoC (~13a), PRISA Var2 (~12a) und REM-NUT® Var1 (~11a) eine Amortisation auf Kläranlagen mit einer 200.000 EW-Belastung bereits vor etwaigen Neuinvestitionen möglich. Bei Umsetzungen auf Kläranlagen mit noch größerer Belastung kann die Zeit bis zu einer Amortisation der Rückgewinnungsverfahren auf 5–10 Jahre reduziert werden. Der DHV Crystalactor® und das REM-NUT® Verfahren (Variante2) werden sich auch beim Einsatz auf größeren Kläranlagen mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht amortisieren.

4.1.6.7 Ganzheitliche Bewertung gesamte Prozesskette

Neben den betriebswirtschaftlichen Kosten, die ausschlaggebend für den Betreiber eines solchen Verfahrens sind (z.B. Kläranlagenbetreiber), erfolgt eine Kostenrechnung auch für die gesamte Prozesskette mit dem Ziel der Erfassung der volkswirtschaftlichen Kosten. In diese Berechnung fließen sämtliche erforderlichen weiterführenden Prozesse ein (siehe Referenzsystem). Faktoren wie verringerte Rückbelastung, verringerter Schlammanfall und Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes fließen ebenfalls in die ganzheitliche Bewertung mit ein. Zum Vergleich liegen die Kosten für das Referenzsystem (Referenzkläranlage-Mitverbrennung-Ablagerung Reststoffe) bei 11,13 €/(EW*a).

Tabelle 76 zeigt eine detaillierte Aufstellung der Kosten und maximal möglichen Einsparungen und Erlöse über die gesamte Prozesskette und verdeutlicht, dass im Falle einer Implementierung der Rückgewinnungsverfahren auf einer 100.000 EW Anlage im Vergleich zur derzeitigen Situation (siehe



Anhang 0) zusätzliche Kosten von 1–9 % erforderlich sind um 15–20 % des abwasserbürtigen Phosphors rückzugewinnen. Die deutlich höheren zusätzlichen Kosten von +40 % beim DHV Crystalactor® resultieren hauptsächlich aus der fehlenden Faulung auf der Kläranlage, wodurch die Kosten für Transport und Verbrennung deutlich höher ausfallen. Im Falle der Implementierung des DHV Crystalactor® auf einer Kläranlage mit Faulung, sind Kosten in Höhe der bereits dargestellten Verfahren zu erwarten. Bezüglich der Kosten für das REM-NUT® Verfahren ergeben sich aus den bereits genannten Gründen, der unterschiedlichen Datengrundlage zum Chemikalienverbrauch, auch für die ganzheitliche Bewertung deutlich voneinander abweichende Jahreskosten, die im Bereich von +5–+67% zum Referenzsystem liegen.

Tabelle 76: Zusammenfassung ganzheitliche Kostenrechnung

Kostenstellen [€/EW*a]	DHV®	Ostara®	PRISA Var1	PRISA Var2	P-RoC	REM-NUT® Var1	REM-NUT® Var2
Kläranlage							
Abwasserreinigung	4,50	4,50	4,50	4,50	4,50	4,50	4,50
Schlammbeh. inkl. Entwässerung	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
Kosten Kläranlage	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00
Rückgewinnungsverfahren							
	1,43	1,26	1,87	1,12	0,72	2,93	9,78
Verbrennung (Mitverbrennung)							
	5,26	3,50	3,51	3,51	3,53	3,08	3,08
Entsorgung							
Asche/Schlacke/Flugasche	0,36	0,36	0,36	0,36	0,36	0,36	0,36
Filterkuchen	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Transport							
Schlamm zu Verbrennung	1,43	0,95	0,96	0,96	0,93	0,84	0,84
Asche zu Deponie	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
Filterkuchen zu Untertagedeponie	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Summe Kosten	16,25	12,28	12,86	12,46	11,67	13,41	20,26
Einsparungen und Erlöse							
Verringerte P+N Rückbelastung	-	0,15	0,12	0,12	0,08	0,73 ¹	0,73 ¹
Erlös Endprodukt	0,64	0,39	0,55	0,55	0,31	0,96	0,96
Summe Einsparungen und Erlöse	0,64	0,54	0,67	0,67	0,39	1,69	1,69
Jahreskosten	15,61	11,75	12,2	11,8	11,28	11,73	18,58
Δ zu Referenz	+40%	+6%	+10%	+6%	+1%	+5%	+67%

¹reduzierter Fällmittelbedarf

Detaillierte aufstellung der Kosten für das Referenzsystem sind aus dem Anhang zu entnehmen (Kapitel 7.2.5.4)

Abbildung 79 zeigt die absolute und Abbildung 80 die prozentuelle Veränderung der einwohnerspezifischen Kosten im Vergleich zum Referenzsystem. Berücksichtigt wird die Kostenreduktion durch die Umsetzung auf Kläranlagen mit variierender Belastung. Einsparungen aufgrund des Einsatzes der Rückgewinnungstechnologie wie eine verringerte Nährstoffrückbelastung sowie Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes werden in diesem Fall noch nicht berücksichtigt. Deutlich wird dabei, dass im Vergleich zur derzeitigen Situation (Referenzsystem, 100.000 EW) mit den günstigsten Verfahren zusätzliche Kosten im Bereich von 0,6–1,7 €/EW*a bzw. 5–16 % erforderlich sind um rund 15–25 % des abwasserbürtigen Phosphor rückzugewinnen. Durch eine Umsetzung auf größeren Kläranlagen können die zusätzlichen Kosten auf 0,3–0,6 €/EW*a reduziert werden.

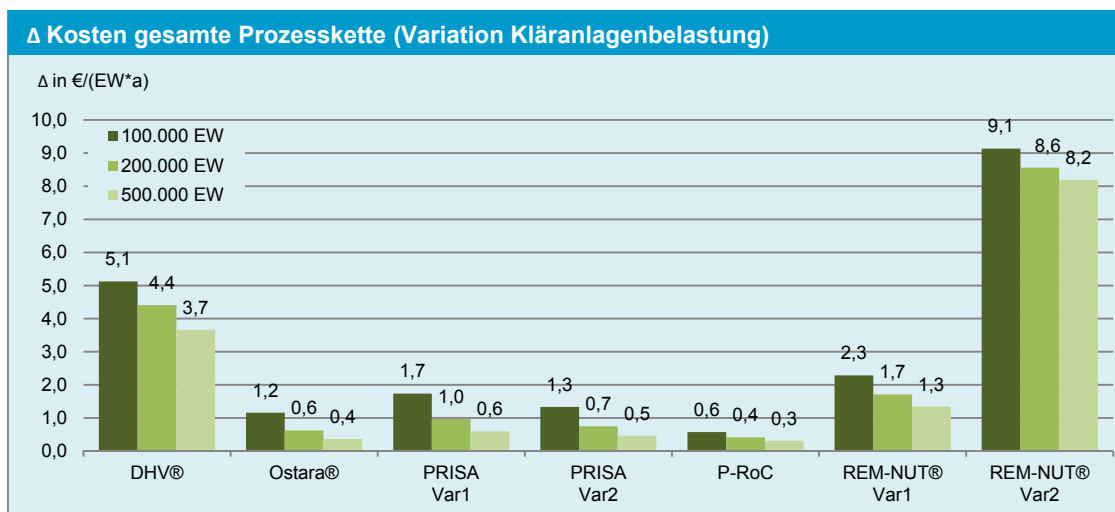


Abbildung 79: Absolute Veränderung der Kosten für die gesamte Prozesskette in Relation zur Ausbaugröße (ohne Einsparung)

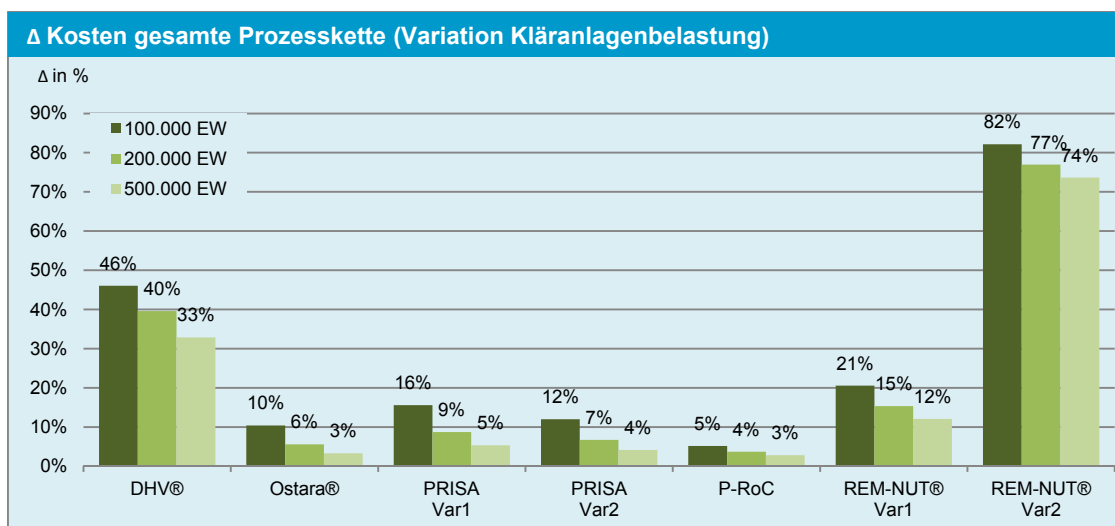


Abbildung 80: Prozentuelle Veränderung der Kosten für die gesamte Prozesskette in Relation zur Ausbaugröße (ohne Einsparungen und Erlöse)

Anhand der Abbildung 81 wird die mögliche Schwankungsbreite der zusätzlichen Kosten bzw. möglichen Erlöse im Vergleich zum Referenzsystem dargestellt. Die obere Grenze entspricht den reinen Jahreskosten im Falle einer Umsetzung auf einer 100.000 EW Anlage ohne mögliche Einsparungen und Erlösen. Die untere Grenze entspricht den Jahreskosten auf der größten Anlage (500.000 EW) unter Berücksichtigung der maximal möglichen Einsparungen und Erlöse. Da z.B. der monetäre Wert für die Erlöse und nicht der Marktwert der Endprodukte berücksichtigt wird, ist die untere Grenze als absolutes maximum zu betrachten, das in den häufigsten Fällen nicht erreicht wird. Das bedeutet, dass im absoluten Idealfall (große Kläranlage, hohe Erlöse aus dem Endproduktverkauf) keine zusätzlichen Kosten, sondern sogar Erlöse im Vergleich zum Referenzsystem möglich sind. Im Mittel betragen die Kosten der günstigeren Kristallisations- und Fällungsverfahren weniger als 1 €/EW*a um rund 15–25 % des abwasserbürtigen Phosphors rückzugewinnen.

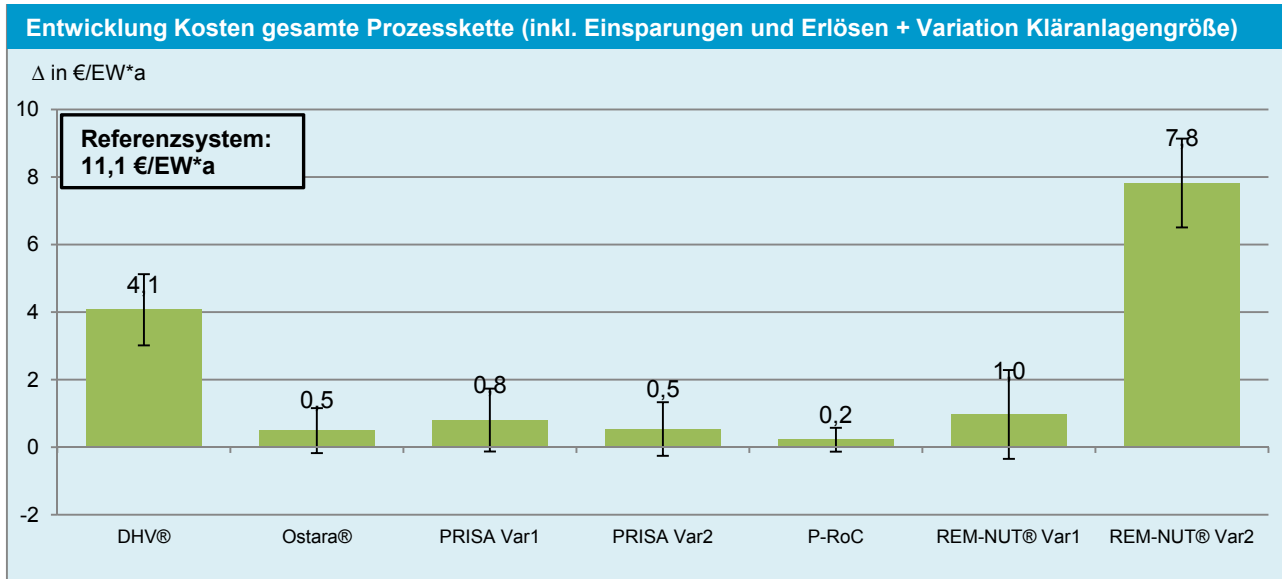


Abbildung 81: Absolute Veränderung der Jahreskosten im Vergleich zum Referenzsystem unter Berücksichtigung der möglichen Schwankungsbereiche

Um eine Aussage hinsichtlich der Kosten für 1 kg Phosphor treffen zu können, wird die absolute Veränderung der Kosten zum Referenzsystem auf das mögliche P-Rückgewinnungspotential gerechnet. Im Fall der Umsetzung des Ostara®, PRISA oder P-RoC Verfahrens auf einer 100.000 EW Anlage kann mit zusätzlichen Kosten von 5–10 €/kg $P_{\text{rückg.}}$ gerechnet werden. Werden mögliche Einsparungen und Verkaufserlöse mitberücksichtigt, liegen die Kosten für 1 kg $P_{\text{rückg.}}$ im Bereich von 1–6 € (Abbildung 83). Diese Zahlen machen deutlich, dass bei den Kosten, abhängig von den angenommenen Rahmenbedingungen, noch sehr hohe Unterschiede auftreten können.

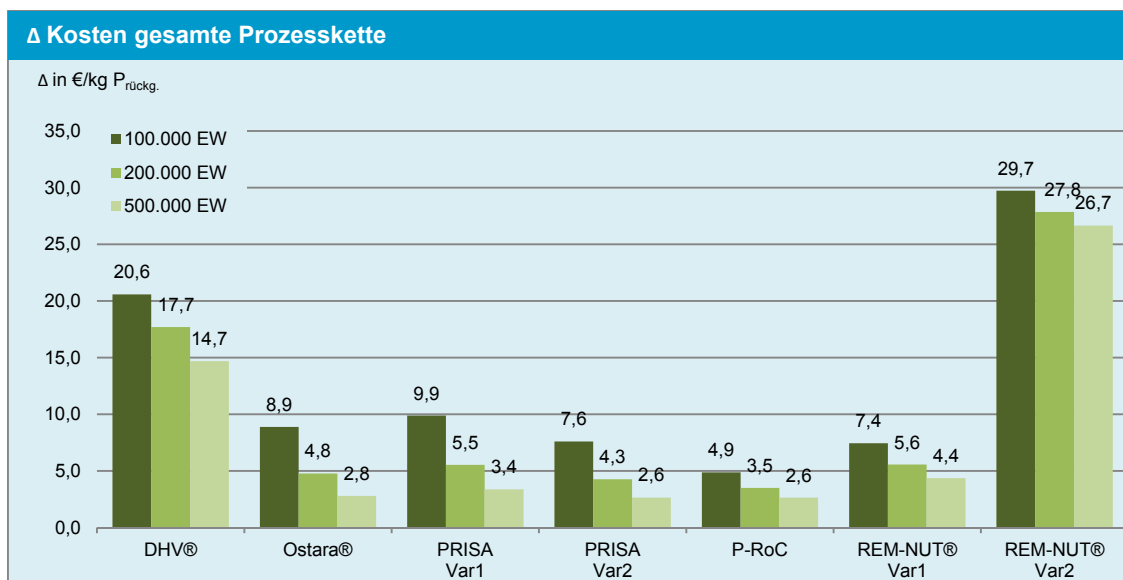


Abbildung 82: Kosten für Rückgewinnung von Phosphor in Relation zum Referenzsystem (Einfluss Anlagengröße, ohne Einsparungen und Erlöse)

Werden zum letztgenannten Szenario auch die möglichen Einsparungen und Erlöse mitberücksichtigt, so liegen die produktspezifischen Kosten z.B. für PRISA und Ostara® bei einer Implementierung auf einer 200.000 EW Anlage im Bereich von 0,5 €. Dabei kann der Betrieb schon bei einer geringfügigen Steigerung

des Rückgewinnungspotentials wirtschaftlich sein. Für das P-RoC Verfahren ist dies z.B. bei einer 200.000 EW Kläranlage bereits der Fall.

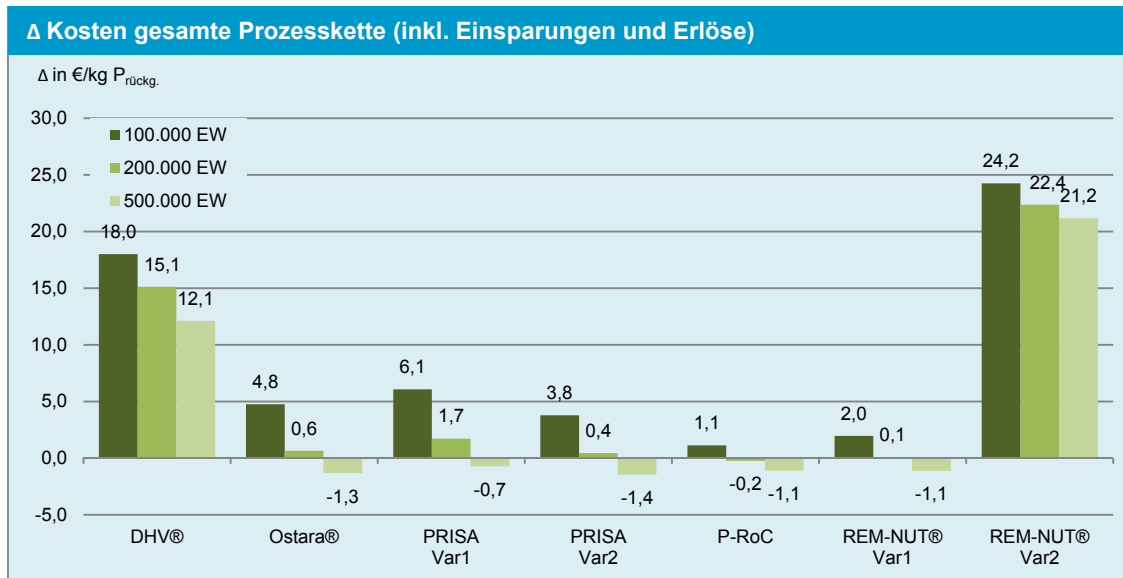


Abbildung 83: Kosten bzw. Erlöse für Rückgewinnung von Phosphor in Relation zum Referenzsystem (Einfluss Anlagengröße inkl. Einsparungen und Erlöse)

4.1.7 Zusammenfassung

Die Datengrundlage zur Bewertung der Verfahren aus der flüssigen Phase kann als „Gut“ bis „Sehr Gut“ eingestuft werden, wodurch die Aussagekraft der Ergebnisse gestärkt wird.

Die (gezielte) P-Rücklösung und anschließende P-Entfernung bzw. Rückgewinnung von Phosphor aus der flüssigen Phase (Schlammwasser) mittels Kristallisation oder gezielter Fällung sind einfache, effiziente, gut beschriebene, großtechnisch erprobte und in zahlreichen Variationen auf Kläranlagen umgesetzte Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus dem Schlammwasser (DHV Crystalactor®, Ostara®, P-RoC, Phosnix Unitaka, Nishihara, Sydney Waterboard Reactor, Kläranlage Treviso, NuReSys, PRISA). Beispielhaft wird die Kristallisation anhand der drei Verfahren DHV Crystalactor®, Ostara® und P-RoC sowie die Fällung am Beispiel des PRISA Verfahrens bewertet. Das P-Rückgewinnungspotential dieser Verfahren bezogen auf den Anlageninput liegt abhängig vom Verfahren (Kristallisation oder Fällung) und der Prozesssteuerung (Fällmittelzugabe, pH-Wert, Aufenthaltszeit) bei 70–90 %. Das Rückgewinnungspotential bezogen auf die P-Fracht im Kläranlagenzulauf ist von vorgeschalteten Prozessen zur Rücklösung des Phosphors abhängig und liegt im Bereich von 15–max 40 % (DHV Crystalactor®>PRISA>Ostara®>P-RoC). Neben der P-Rückgewinnung liegt der Vorteil dieser Verfahren in der Vermeidung unerwünschter MAP-Ablagerungen in Rohrleitungen und Pumpen und verhindert damit kostenintensive Wartungsarbeiten. Zusätzlich kann die P-Rückbelastung deutlich reduziert werden, was wiederum positiven Einfluss auf den Abwasserreinigungsprozess hat. Jedoch resultiert daraus auch der wesentliche Nachteil dieser Verfahren: die Voraussetzung für einen stabilen und in weiterer Folge wirtschaftlichen Betrieb der Anlage ist eine biologische P-Elimination. Nur dadurch ist eine ausreichend große Rücklösung in der Stufe der Schlammbehandlung möglich, welche z.B. bereits in der Faulung oder durch gezielte anaerobe Becken (DHV Crystalactor® und Modifikation der Eindicker (lange Aufenthaltszeit und periodisches Rühren, PRISA))



möglich sind. Damit ist der Einsatz dieser Technologien allerdings auf Abwasserreinigungsanlagen mit einer biologischen P-Elimination beschränkt. Da in Österreich nur vereinzelt BioP-Kläranlagen zum Einsatz kommen, wird der Einsatz dieser Technologien deutlich eingeschränkt.

Aufgrund des im Schlammwasser gelöst vorliegenden Phosphors beschränkt sich der Chemikalienbedarf auf ein geeignetes Fällmittel (Magnesium oder Calcium) und eine Base (NaOH) zur Regulierung des pH-Wertes, wobei gerade hinter der pH-Wert-Einstellung oft wirtschaftliche Überlegungen stehen. Hierbei stellt sich die Frage, ob ein höherer und damit idealer pH-Wert zur Kristallisation eine verbesserte Rückgewinnungsquote ermöglicht und damit in Relation zu den erhöhten Kosten für den Basenverbrauch steht. Speziell Kristallisationsreaktoren können und werden auch mit einem pH-Wert betrieben, der teils sogar deutlich unterhalb (7,5–8) des idealen pH-Wertes von 8,5–9 liegt, wodurch das Rückgewinnungspotential geringer ausfallen kann. Wichtigster Parameter bei der P-Rückgewinnung ist die Konzentration des gelösten Phosphors, gefolgt vom pH-Wert und der Temperatur. Bei Verfahren wie beim DHV Crystalactor® liegt der Ressourcenbedarf aufgrund der gezielten Rücklösung des Phosphors höher, während beim P-RoC Verfahren aufgrund der besonderen Eigenschaften des CSH-Substrates gänzlich auf weitere Chemikalien verzichtet werden kann. Mit Ausnahme des Ostara® Verfahrens (zusätzliche Trocknung des Endproduktes) beschränkt sich der Energiebedarf auf Pumpen und Rührwerke. Bei Implementierung eines Rückgewinnungsverfahrens auf einer Kläranlage kann mit einem zusätzlichen elektrischen Energiebedarf von 2–5 % ausgegangen werden.

Trotz des bereits gelöst vorliegenden Phosphors im Schlammwasser und des damit verbundenen geringen Ressourcenaufwandes liegen die treibhausrelevante Emissionen für ein Kilogramm rückgewonnenen Phosphor bei 8–11 kg und damit um ein vielfaches über den CO₂-Emissionen aus der herkömmlichen Düngemittelherstellung. Dasselbe gilt für den Parameter kumulierter Energieaufwand, der im Bereich von 35–50 kWh/kg P_{rückg.} liegt. Lediglich die Emissionen mit Versauerungspotential, ausgedrückt in SO₂-Äquivalente, liegen in der Größenordnung der herkömmlichen Düngemittelherstellung, sind aber großen Schwankungen unterworfen.

Tabelle 77: Zusammenfassung ökologische Bewertungskriterien

Parameter	Referenz	Verfahren Schlammwasser	Verfahren Ablauf
CO ₂ -Äquivalente (kg/kg P _{rückg.})	-0,5–2,4	8–11	~10,5
SO ₂ -Äquivalente (g/kg P _{rückg.})	19–25	12–55	~45
KEA (kWh/kg P _{rückg.})	-2,4–3,0	35–45	~50

Bezogen auf das Referenzsystem mit Verbrennung des anfallenden Klärschlammes und anschließender Ablagerung der Asche sind durch den Einsatz des Ostara®, P-RoC und REM-NUT® Verfahren zusätzliche CO₂-Emissionen im Ausmaß rund 10–30 % bzw. SO₂-Emissionen von -4–15 % zu erwarten. Höhere Emissionen sind für das PRISA Verfahren und den DHV Crystalactor zu erwarten. Hauptgrund beim PRISA Verfahren ist ein anderes Fällmittel (MgO statt MgCl₂), während beim DHV Crystalactor® der zusätzliche Ressourcenbedarf in Form von Essigsäure, Schwefelsäure und Lauge ins Gewicht fällt. Hinsichtlich der Schwermetalle können bei den direkten Emissionen in Atmosphäre, Hydrosphäre oder landwirtschaftlichen Boden keine signifikanten Änderungen im Vergleich zum derzeitigen Referenzsystem nachgewiesen werden. Der überwiegende Anteil der Schwermetalle im Zulauf einer Kläranlage verfolgt die gleichen Pfade wie im Fall des Referenzsystems. Lediglich ein geringer Teil der Schwermetalle im Kläranlagenzulauf

(zumeist weniger als 2 %) gelangt im Falle eines Einsatzes als Düngemittel über die Endprodukte auf die landwirtschaftlichen Flächen. Generell weisen die Endprodukte nur sehr geringe Schwermetallgehalte auf, die vorgeschriebenen Grenzwerte der Düngemittelverordnung deutlich einhalten und zudem deutlich unter den Schwermetallgehalten handelsüblicher Dünger liegen. Zudem geht von den Endprodukten kein bis kaum ein Risiko hinsichtlich organischer Spurenstoffe oder einer hygienischen Belastung aus. Hinsichtlich der Bewertungskriterien Referenzbodenmethode und Schadeinheit schneiden alle Produkte sehr gut ab. Unterschiede gibt es bei der Art der Endprodukte und damit auch der direkten Pflanzenwirksamkeit, die über die Topfversuche nachgewiesen werden können. Während alle Endprodukte eine schlechte bis keine Wasserlöslichkeit aufweisen, liegt die Zitronensäurelöslichkeit bei über 90 %. Die Topfversuche über eine Vegetationsperiode zeigen jedoch, dass nur die Magnesiumammoniumphosphate der Verfahren Ostara®, PRISA und REM-NUT® sowohl auf sauren als auch auf alkalischen Böden vollständige düngewirksam und damit vergleichbar mit handelsüblichen Düngern sind. Die Calciumphosphate aus dem DHV Crystalactor® und dem P-RoC Verfahren schneiden deutlich schlechter ab und werden teilweise auf alkalischen Böden sogar als unwirksam eingestuft. Hinsichtlich einer direkten Verwertung in der Landwirtschaft eignen sich aufgrund der Form die Endprodukte des DHV Crystalactor® und des Ostara® Verfahrens.

Anhand der Kostenanalyse wird deutlich, dass trotz der teilweise einfachen technologischen Ansätze eine wirtschaftliche P-Rückgewinnung, auch bei Berücksichtigung aller möglicher Einsparungen und Erlöse, auf Kläranlagen mit geringer Belastung von 100.000 EW nicht möglich ist. Die reinen Verfahrenskosten liegen im Bereich von 6–12 €/kg P bzw. 0,75–3 €/(EW*a). Grund dafür sind in erster Linie die hohen Investitionskosten bei gleichzeitig geringem P-Rückgewinnungspotential. Die größenabhängigen Kostenkalkulationen zeigen jedoch, dass die Investitionskosten der Rückgewinnungsverfahren nicht proportional zu der Kläranlagengröße steigen, wodurch die Jahreskosten deutlich reduziert werden können. Für Verfahren wie Ostara®, PRISA® oder P-RoC kann unter idealen Voraussetzungen wie Einsparungen im Abwasserreinigungsprozess und maximaler Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes bereits ein kostendeckender Betrieb ab einer Ausbaugröße der Kläranlage von 200.000 EW möglich sein bzw. bereits ein Gewinn erwirtschaftet werden. Für Ostara®, PRISA® oder P-RoC ist dann bereits eine Amortisation der Anlagenkosten vor der ersten Neuinvestition in 15 Jahren möglich. Im Vergleich dazu sind die Kosten für den DHV Crystalactor® zu hoch, sodass auch bei Berücksichtigung der Einsparungen und Erlöse, kein wirtschaftlicher Betrieb möglich ist. Dies verdeutlicht, dass die Kosten aufgrund des technischen Aufwandes und des zusätzlichen Ressourcenaufwands zur gezielten Rücklösung des Phosphors den zusätzlichen Kostenertrag durch eine höhere P-Rückgewinnung übersteigen.

Aufgrund der unterschiedlichen Datengrundlage für das REM-NUT® Verfahren (P-Rückgewinnung aus dem Kläranlagenablauf) können keine klaren Aussagen hinsichtlich eines wirtschaftlichen Betriebes getroffen werden. Werden die Kosten der Pilotanlage zugrunde gelegt (REM-NUT® Var1), schneidet dieses Verfahren sehr gut ab und ein kostendeckender Betrieb ist bereits ab einer Ausbaugröße mit 200.000 EW möglich. Auf Basis der Daten der großtechnischen Umsetzung (REM-NUT® Var2) werden Kosten ermittelt, die sich deutlich von den Kosten der anderen Verfahren aus der flüssigen Phase abheben und dadurch absolut unwirtschaftlich sind (~30 €/kg P). Damit das REM-NUT® Verfahren zum Einsatz kommen kann, muss im Zuge der Abwasserreinigung auf eine gezielte P-Entfernung verzichtet werden. Faktisch würde das bedeuten, dass gerade bei jenen Kläranlagen mit größerer Belastung (>100.000 EW) auf die bisherige, als Stand der Technik angewendete Methode der P-Elimination mittels Metallsalzen, verzichtet werden muss.



Das bedeutet aber auch, dass das REM-NUT® Verfahren als letzte Barriere anzusehen ist, welches die Einhaltung der P-Ablaufgrenzwerte der Kläranlage sowohl bei Volumen- als auch bei Konzentrationsschwankungen garantieren muss. Allerdings zeigen Untersuchungen, dass Ionentauscher speziell bei Anionen wie PO_4^{3-} und beim Einsatz in Flüssigkeiten mit hohem Fremdstoffanteil zum einen nicht selektiv genug und zum anderen schnell belegt werden. Anhand der genannten Gründe kann der Einsatz des REM-NUT® Verfahrens bzw. eine Anreicherung an P durch Einsatz eines Ionentauschers und anschließende MAP-Fällung derzeit nicht empfohlen werden.

Die volkswirtschaftliche Betrachtung zeigt, dass durch die Implementierung von Rückgewinnungsverfahren auf Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von 100.000 EW (reine Verfahrenskosten ohne Berücksichtigung an Einsparungen und Erlösen) wie Ostara®, PRISA und P-RoC zusätzliche Kosten von 5–16 % erforderlich sind, um 15–25 % des abwasserbürtigen Phosphors rückzugewinnen. Durch Umsetzungen auf Kläranlagen mit höherer Belastung können diese Verfahren ohne zusätzliche Kosten bzw. sogar mit einer Verringerung der Gesamt-Prozesskosten betrieben werden.

Zusammenfassung der wesentlichen Kriterien

Die unterschiedlichen Technologien zur Rückgewinnung von P aus dem Schlammwasser schneiden mit Ausnahme der DHV Crystalactor® sehr ähnlich ab. Tabelle 78 stellt die wichtigsten Kriterien dar, anhand welcher jenes Verfahren ausgewählt werden kann, das die z.B. definierte Ziele wie z.B. maximale Rückgewinnungsquote oder Pflanzenverfügbarkeit am ehesten erfüllt.

Tabelle 78: Zusammenfassende Darstellung der wesentlichen Bewertungskriterien Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser und Ablauf

Kriterien	DHV Crystalactor®	Ostara®	PRISA	P-RoC	REM-NUT®
Komplexität Anlagentechnik	mäßig	einfach	einfach	einfach	mäßig
Anforderung an Abwasserreinigung	BioP	BioP	BioP	BioP	BioP
Rückgewinnungspotential bezogen auf Kläranlagenzulauf [%]	max. 40	~20	~25	~20	~50
SM-Entfrachtung	Nicht erforderlich	Nicht erforderlich	Nicht erforderlich	Nicht erforderlich	Nicht erforderlich
Abfallstoffe	nein	nein	nein	nein	Ja, beladene Ionentauscherharze
Verfahrenskosten [€/kg P] auf 100.000 EW Anlage	~12	~10	~8–11	~6	10–32
Zusätzliche Kosten zu Referenzsystem [%]	25–45	-2–10	-2–15	-2–12	-3–82
Pflanzenverfügbarkeit/-Wirksamkeit	mäßig	sehr gut	sehr gut	mäßig	sehr gut
Schwermetallbelastung in Relation zu Handelsdünger	signifikant besser	signifikant besser	signifikant besser	signifikant besser	signifikant besser

Trotz des guten bis sehr guten Abschneidens bei allen Bewertungskriterien müssen für eine zukünftige Umsetzung der Rückgewinnungstechnologien aus dem Schlammwasser in Österreich folgende erschwerende Punkte berücksichtigt werden:

Voraussetzung Bio-P-Kläranlagen

In Österreich werden aus verschiedenen Gründen wie z.B. betrieblicher Mehraufwand für Prozesstechnik, mögliche unerwünschte Inkrustationen (MAP) in Anlagenteilen durch P-Rücklösung, Temperaturschwankungen über das Jahr und strikte Ablaufgrenzwerte nur wenige der rund 1.840 Kläranlagen mit reiner biologischer P-Elimination betrieben. Bio-P ist jedoch das Kriterium, welches die Umsetzung dieser Verfahren zur Rückgewinnung aus dem Schlammwasser überhaupt ermöglicht.

Anlagengröße

Wie bei der ökonomischen Bewertung dargestellt, liegen die Kosten der Verfahren für Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von 100.000 EW weit über einem möglichen wirtschaftlichen Betrieb. Ab einer Anlagengröße von 200.000 EW ist unter der Annahme größtmöglicher Einsparungen und Erlöse ein kostendeckender Betrieb möglich. Allerdings ist die Anzahl an Kläranlagen in Österreich mit einer derzeitigen mittleren Belastung >150.000 EW auf maximal 10 Anlagen beschränkt.

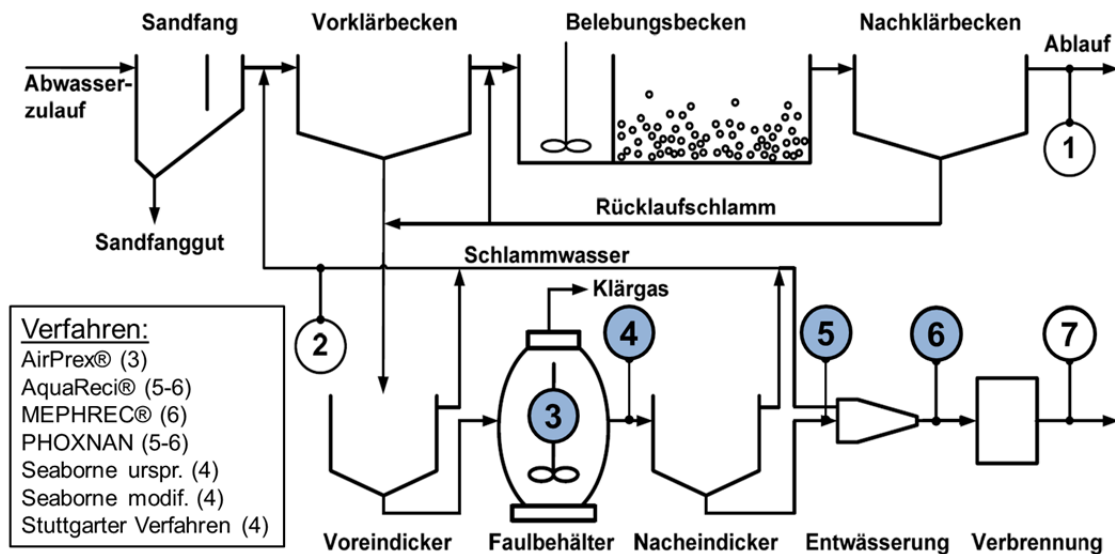
Geringes P-Rückgewinnungspotential

Mit den genannten Verfahren kann im besten Fall 40 % (DHV Crystalactor®), jedoch im Durchschnitt rund 15–25 % des abwasserbürtigen Phosphors rückgewonnen werden. Im Hinblick auf eine größtmögliche Nutzung der potentiellen P-Ressource Abwasser und dem Ziel der signifikanten Reduktion der Abhängigkeit von P-Importen werden die erzielbaren Rückgewinnungsquoten als zu gering eingestuft.

Der Einsatz dieser Verfahren kann empfohlen werden: auf Kläranlagen ab etwa 200.000 EW bei weitgehender P-Entfernung über Bio-P und wenn mögliche negative Effekte wie Inkrustationen in Rohrleitungen infolge der P-Rücklösungen auftreten. Als positive Nebeneffekte der gezielten P-Entfernung aus dem Schlammwasser kann dann ein marktfähiges P-Endprodukt erzeugt und die P-Rückbelastung deutlich reduziert werden.



4.2 Rückgewinnung Faul- bzw. Klärschlamm (3,4,5,6)



4.2.1 Auswahl Verfahren

Für die Bewertung wurden Technologien ausgewählt, die sämtliche bekannten Ansätze zur Rückgewinnung des Phosphors aus dem Faul- und Klärschlamm abdecken. Dazu zählen die nasschemischen Verfahren Seaborne (ursprünglich und modifiziert) sowie das Stuttgarter Verfahren, die nassoxidativen Verfahren Aqua Recici® und PHOXNAN und das metallurgische MEPHREC® Verfahren. Zur direkten Rückgewinnung des in der Faulschlammphase gelöst vorliegenden Phosphors wurde das AirPrex® Verfahren ausgewählt.

4.2.2 Datengrundlage

Die Datengrundlage für die Bewertung des AirPrex® Verfahrens ist bis auf Informationen über Gehalte von organischen Spurenstoffen vollständig. Die Datengrundlage zur Bewertung der nasschemischen Verfahren ist sowohl hinsichtlich der Datenherkunft als auch der Datenqualität sehr gut. Für das Seaborne Verfahren sind lediglich die Informationen zu Gehalten an organischen Spurenstoffen im Endprodukt und möglicher hygienischer Bedenken unvollständig. Dem gegenüber stehen gesicherte Daten, die sich auf Grundlage einer großtechnischen Umsetzung ableiten lassen. Für das Stuttgarter Verfahren können lediglich der genaue Verbleib der Schwermetalle (SM-Pfad und Austrag) im Prozess und unbekannte Investitionskosten als negativ gesehen werden. Der Pfad der Schwermetalle wurde im Rahmen des „NassPhos Projektes“ detaillierter untersucht. Kosten für die Anlagenteile können aus dem Seaborne Verfahren abgeleitet werden.

Die Datengrundlage für die ökologische und ökonomische Bewertung der nassoxidativen Verfahren wird als mäßig bis gut eingestuft. Speziell das Verhalten der Schwermetalle im Aqua Recici® Prozess und fehlende Daten zu Schwermetallgehalten im Endprodukt erschweren die Erstellung genauer Stoffflussanalysen und die Bewertung der anorganischen Belastung im Endprodukt. Fehlende Daten wie z.B. die Rücklösung von Schwermetallen bei der erforderlichen alkalischen Rücklösung müssen durch weitere Literaturquellen ergänzt werden. Die Kosten liegen für das Aqua Recici® Verfahren nur für einen jährlichen

Klärschlammumsatz von 10.000 t vor. Inwiefern sich die Kosten einer solch komplexen technischen Anlage im Falle eines Downscaling auf eine kleinere Kläranlage verhalten, kann nur mit hohen Unsicherheiten abgeschätzt werden. Zusätzlich erschwert wird die Bewertung durch die Erzeugung von Wärmeenergie infolge des exothermen Prozesses, welche im speziellen bei der ökologischen Bewertung (Wärmegutschrift) und der ökonomischen Bewertung (Erlöse aus dem Wärmeverkauf) kontrovers diskutiert werden kann. Aus diesen Gründen wird die Datenqualität zur ökologischen und ökonomischen Bewertung nur als mäßig bis gut eingestuft. Für das PHOXNAN Verfahren hingegen ist die Datengrundlage weit besser. Aber auch hier stellt sich die Frage wie bei der ökologischen und ökonomischen Bewertung mit der überschüssigen Wärmeenergie umgegangen wird. In dieser Studie wird angenommen, dass die entstehende Wärme vollständig genutzt und damit als Gutschrift angerechnet wird.

Für das metallurgische MEPHREC® Verfahren liegen detaillierte Ergebnisse aus dem Pilotbetrieb eines Kupolofens vor. Der Verbleib des Phosphors und der Schwermetalle kann in vielen Fällen nicht eindeutig nachvollzogen werden und kann in Abhängigkeit des Inputmaterials stark schwanken. Grund dafür sind starke Schwankungen der Massenflüsse (Schlacke, Eisenbad und Rauchgas) sowie starke Schwankungen der Konzentrationen an Nährelementen in den Massenflüssen, womit eine eindeutige Aussage schwierig ist. Investitionskosten liegen nur für eine Umsetzung mit einem jährlichen Klärschlammumsatz von 10.000 t Klärschlamm Trockensubstanz vor. Wiederum ist ein Umlegen dieser Kosten auf andere Verfahrensdimensionen mit großen Unsicherheiten behaftet. Die Betriebskosten können dagegen auf Basis vorliegender Informationen gesichert ermittelt werden. Angaben zu möglichen Einsparungen durch die Erzeugung von Strom und Erlöse aus der Übernahme von Klärschlamm bzw. dem Verkauf des Endproduktes sind jedoch kaum bis nicht nachvollziehbar. Sowohl die Datengrundlage zur ökologischen als auch der ökonomischen Bewertung wird als mäßig bis gut eingestuft (Kriterien Bewertung Datengrundlage Kapitel 3.3.8).



Datengrundlage zur Verfahrensbewertung	AirPrex®	Aqua Reci® CaP	MEPHREC®	PHOXNAN	Seaborne urspr.	Seaborne modif.	Stuttgarter Verfahren
Verfahrenstechnik	++	++	++	++	++	++	++
Entwicklungsstand	++	++	++	++	++	++	++
Stoffflussanalyse							
P	++	++	+	++	++	++	++
SM	++	+	+	++	++	++	-
organische Spurenstoffe	-	++	++	++	--	--	-
Massenflüsse							
Input	++	++	++	++	++	++	++
Output	++	+	++	+	++	++	++
Reststoffe/Abfallstoffe							
Qualitativ	keine	bekannt	bekannt	bekannt	bekannt	bekannt	bekannt
Quantitativ	-	ja	ja	ja	ja	ja	ja
Energie							
Input	++	++	++	++	++	++	++
Output	kein	+*	-	+*	kein	kein	kein
Datengrundlage PROBAS	++	++	++	++	+	++	++
Endprodukt							
Nährstoffgehalte	++	++	++	++	++	++	++
P-Löslichkeit und Wirksamkeit	++	+	-	++	++	++	++
SM-Gehalte	++	--	--	++	++	++	++
org. Spurenstoffe	-	+	++	++	+	+	+
Hygiene	++	++	++	++	--	--	++
Einsatz LW, Lagerung, Handling	++	++	++	++	++	++	++
Kosten							
Investitionskosten	++	-	+	++	++	++	+
Kapitalkosten	++	+	+	++	++	++	+
Betriebskosten	++	+	++	++	++	++	++
Jahreskosten	++	+	+	++	++	++	+
Datenherkunft	1,2,3,4,5	1,5	1,5	1	1,2,3,4,5	1,2,3,4,5	1,2,3,4,5
Bewertung Datenherkunft	++	-	-	+	++	++	++
Zusammenfassung Datengrundlage							
Technische Bewertung	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut
Ökologische Bewertung	Sehr Gut	Mäßig/Gut	Mäßig/Gut	Mäßig/Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Gut
Ökonomische Bewertung	Gut/Sehr Gut	Mäßig/Gut	Mäßig/Gut	Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Gut

* Datengrundlage sehr gut, aber unsicher inwieweit die Wärmeenergie genutzt werden kann (Gutschrift Wärmeenergie)

Datenherkunft: 1) Publikationen in internationalen wissenschaftlichen Zeitschriften, 2) Dissertationen, Diplomarbeiten 3) Direkter Kontakt Anlagenbetreiber, 4) Besichtigung der Anlage, 5) Präsentationen, Vorträge

4.2.3 Bewertung Technologie

Beim Klärschlamm handelt es sich um ein inhomogenes Gemisch aus Wasser, organischen und anorganischen Bestandteilen, in welchem der Phosphor, anders als im Schlammwasser, vorwiegend biologisch und/oder chemisch gebunden vorliegt. Das Verhältnis Organik:Anorganik:Wasser variiert dabei stark und nur ein sehr geringer P-Anteil liegt in der komplexen Matrix Klärschlamm bereits gelöst vor. Im Vergleich zum Schlammwasser liegen im Klärschlamm neben den Nährstoffen auch die in der Abwasserreinigung entfernten Schwermetalle und organischen Spurenstoffe vor. Ziel der Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm ist eine gezielte Entfernung von Schwermetallen, und weiterer Metalle wie Eisen oder Aluminium, die Entfernung organischer Spurenstoffe und pathogener Keime bei gleichzeitig hoher P-Rückgewinnungsquote. Das theoretische Rückgewinnungspotential für den Klärschlamm liegt bei bis zu 90 % bezogen auf den Kläranlagenzulauf, wenn der gesamte im Klärschlamm enthaltene Phosphor gewonnen werden kann. Praktisch wird dieser Werte jedoch bei allen Verfahren deutlich unterschritten.

P-Rücklösung

Grundvoraussetzung für eine P-Rückgewinnung aus dem Klärschlamm ist in einem ersten Schritt die Rücklösung des biologisch und/oder chemisch gebundenen Phosphors zu $\text{PO}_4\text{-P}$ und Trennung der P-reichen flüssigen Phase von störenden Feststoffen. Neben den bekannten Möglichkeiten zur Rücklösung eines Teiles des biologisch gebundenen Phosphors (Faulung, AirPrex®) können die Ansätze zur Rücklösung von P grundsätzlich in saure nasschemische Verfahren (Seaborne ursprünglich, Seaborne modifiziert und Stuttgarter Verfahren), oxidative Verfahren (Aqua Reci®, PHOXNAN) oder einer Kombination dieser beiden Verfahrensansätze (PHOXNAN) unterschieden werden. Theoretisch möglich ist auch ein basischer nasschemischer Aufschluss, der allerdings durch eine zu geringe Rücklösung des Phosphors beschränkt wird. Im Anschluss an die Rücklösung sind wiederum verschiedene technologische Ansätze notwendig, um zum einen unerwünschte Feststoffe (Fest-Flüssig Trennung, Filtration) und zum anderen Störionen wie Eisen oder Schwermetalle im abschließenden Fällprozess und damit auch im Endprodukt zu vermeiden (gezielte SM-Fällung (Seaborne), SM-Komplexierung (Stuttgarter Verfahren)). Die thermische Hydrolyse, ebenfalls in Abbildung 84 dargestellt, wird der Vollständigkeit halber angeführt, allerdings ist bei Eisen oder Aluminium gefällten Schlämmen ohne sauren nasschemischen Aufschluss keine ausreichende P-Rücklösung zu beobachten. Einen ganz anderen Ansatz verfolgt die Schmelzvergasung, bei welcher der Klärschlamm in einem metallurgischen Prozess bei Temperaturen über dem Ascheschmelzpunkt ($\sim 2.000\text{ }^\circ\text{C}$) reduziert wird sowie Synthesegas erzeugt und Phosphors in einer Schlacke angereichert wird (MEPHREC®).

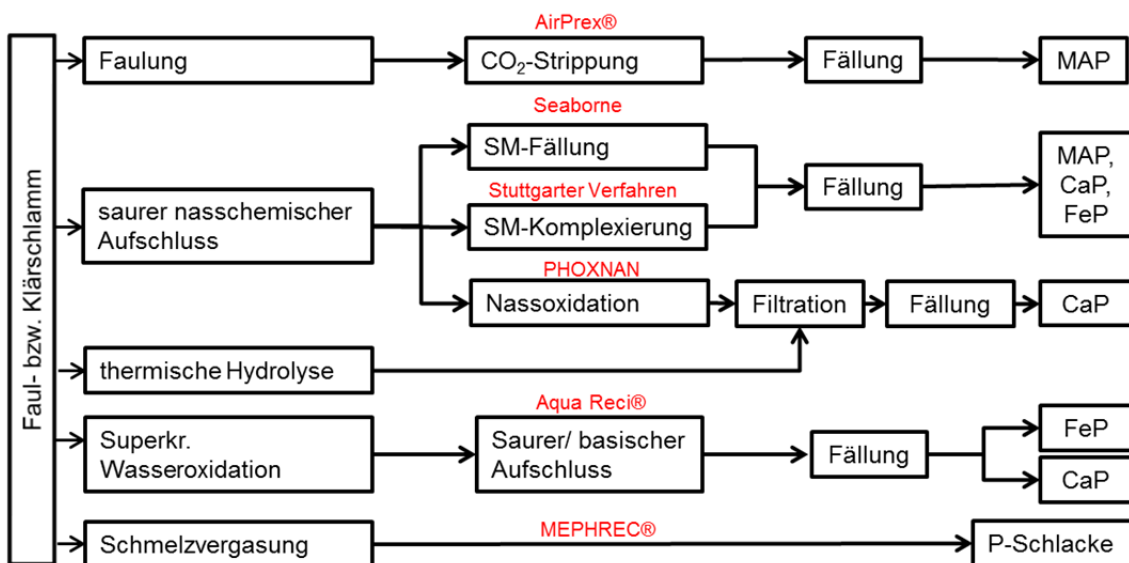


Abbildung 84: Verfahrensansätze zur Rückgewinnung von P aus Faul- und Klärschlamm

SM-Problematik und Abfallstoffe

Zahlreiche Untersuchungen zur sauren nasschemischen P-Rücklösung des Klärschlammes geben Einblick in das komplexe Zusammenspiel zwischen den Eigenschaften des Schlammes (vor allem Wassergehalt), dem pH-Wert, dem benötigten Säurebedarf, der daraus resultierenden P-Rücklösung und der gleichzeitigen Rücklösung unerwünschter Metalle und Schwermetalle. Gleichzeitig sind dies Indizien für die komplexen Prozessschritte, die zur Rückgewinnung von P aus dem Schlamm notwendig sind. Es handelt sich dabei um komplexe, technisch erprobte, vereinzelt umgesetzte Technologien mit mäßigem bis hohem



Wartungsbedarf. Gleichzusetzen mit der Komplexität ist auch der Ressourcenbedarf, der vor allem durch die Schwefelsäure, aber auch durch die erforderlichen Chemikalien zur Fällung oder Komplexierung der Schwermetalle dominiert wird.

Problematisch sind bei diesen Prozessen die anfallenden Abfallstoffe, die eine weitere Behandlung erfordern. Vor allem der mit Schwefelsäure angesäuerte Schlamm ist hinsichtlich der Entsorgung problematisch. Zum einen ist der Schlamm je nach Ansäuerungsgrad stark sauer (pH 2–4) und zum anderen ist er stark schwefelhaltig, was eine thermische Behandlung aufgrund der korrosiven Wirkung von Schwefel problematisch erscheinen lässt. Auch die Geruchsproblematik (Schwefelwasserstoff) und Transportproblematik des korrosiven Schlammes sollte nicht außer Acht gelassen werden. Zusätzlich müssen bei den nasschemischen Verfahren die während der Ansäuerung simultan rückgelösten Metalle und Schwermetalle gezielt aus dem Prozess ausgeschleust werden. Grundsätzlich kann zwischen den Möglichkeiten der gezielten Fällung der unerwünschten Metalle mit sulfidischen Verbindungen im Prozess oder der Komplexierung mit z.B. Zitronensäure unterschieden werden. Unter Komplexierung versteht man die „Umhüllung“ von Ionen unter Ausbildung von Komplexen. Dies ist erforderlich, um eine gleichzeitige Ausfällung der gelösten (Schwer-) Metalle während der Fällung der P-hältigen Endprodukte zu vermeiden. Ein wesentlicher Vorteil dieser Verfahren ist, dass die Rückgewinnung auch aus Klärschlämmen möglich ist, die aus Kläranlagen mit P-Entfernung über Fällung stammen.

Eine weitere Möglichkeit ist die Abtrennung mittels Ultra- bzw. Nanofiltration (siehe PHOXNAN). Nassoxidative Verfahren zielen auf eine vollständige Zerstörung der organischen Substanz und damit auch organischer Spurenstoffe bei gleichzeitiger Nutzung des Energiepotentials des Schlammes ab. Diese Technologien unterscheiden sich im ersten Schritt hauptsächlich in den Betriebsparametern. Während beim PHOXNAN Verfahren der LOPROX® Reaktor mit Temperaturen von 160–200 °C und Drücken von 16–20 bar betrieben wird, erfolgt die superkritische Wasseroxidation beim AquaReci® Verfahren mit Temperaturen >375 °C und Drücken >220 bar. Wesentlicher Vorteil ist die gleichzeitige Zerstörung der organischen Substanz, wodurch aus dem Prozess Reststoffe anfallen, die ohne weitere Behandlung auf einer Deponie abgelagert werden können. Dadurch können weitergehende Schlammbehandlungsschritte wie die thermische Behandlung und damit auch Kosten eingespart werden.

Wird im Fall des PHOXNAN-Verfahrens Fe- und/oder Al-haltiger Klärschlamm eingesetzt, so ist eine vorangegangene Ansäuerung des Schlammes erforderlich, um auch die Metall-Phosphat-Verbindungen aufschließen zu können. Im Anschluss an die Nassoxidation und einer Fest-Flüssig-Abtrennung liegt der Phosphor gelöst vor und kann nach mehreren Filtrationsschritten gefällt werden. Beim Aqua Recic® Verfahren liegt der Phosphor nach der Behandlung hochreaktiv in der Asche vor und muss durch sauren- und/oder basischen Aufschluss rückgelöst werden, um ihn dann anschließend fällen zu können. Beim sauren Aufschluss kann P (~90 %) mit dem Problem der gleichzeitigen Rücklösung von Schwermetallen rückgelöst werden. Beim basischen Aufschluss liegt die Rücklösequote niedriger (~70 %), Schwermetalle gehen aber kaum bzw. nicht in Lösung. Es handelt sich auch bei den nassoxidativen Verfahren um komplexe, erprobte aber nur im halbtechnischen Maßstab umgesetzte Verfahren mit hohem Wartungsbedarf.

Tabelle 79: Ansätze zur Entfernung der Schwermetalle, anfallende Reststoffe und Verbleib der Schwermetalle

Verfahren	SM-Entfernung	Reststoffe und deren Behandlung	Verbleib Schwermetalle
AirPrex®	Keine erforderlich	Keine	Im Klärschlamm
Aqua Reci® CaP	Keine gezielte	Deponiefähiger Reststoff	Reststoff
PHOXNAN	Membranfiltration (Nanofiltration)	Deponiefähiger Reststoff Schwermetallschlamm	Schwermetallschlamm
Seaborne urspr.	Sulfidische Fällung	Saurer Klärschlamm, Schwermetallschlamm (Immobilisierung)	Schwermetallschlamm
Seaborne modif.	Sulfidische Fällung	Saurer Klärschlamm	Saurer Klärschlamm
Stuttgarter Verf.	Komplexierung	Saurer Klärschlamm, SM-haltiger Überstand (Kläranlage)	Überstand zu Kläranlage
MEPHREC®	Schmelzvergasung (2.000° C)	Rauchgase (Filterkuchen mit untertägiger Ablagerung) Eisenschlacke (Reststoffdeponie)	Filterkuchen, Eisenschlacke, Produkt

P-Rückgewinnungspotential

Das Rückgewinnungspotential für das AirPrex® Verfahren liegt bezogen auf den Kläranlagenzulauf bei nur 7–18 %. Der Grund liegt zum einen am geringen Anteil an gelöstem Phosphor im Faulschlamm (10-30 %) und an der nicht zufrieden stellenden Abtrennung der entstandenen MAP-Kristalle aus dem Faulschlamm. An dieser Stelle soll angemerkt werden, dass das Airprex® Verfahren im eigentlichen Sinn ein Verfahren zur Verbesserung der Schlammentwässerung ist und ein P-Produkt als Nebenprodukt anfällt. Voraussetzung für das AirPrex® Verfahren ist eine biologische P-Elimination.

Bei den Verfahren Seaborne ursprünglich und Seaborne modifiziert, sowie dem Stuttgarter Verfahren ist das Rückgewinnungspotential stark von der Rücklösedynamik während des sauren nasschemischen Aufschlusses abhängig. Anfänglich wurde der saure Aufschluss bei einem pH von 2 durchgeführt und damit verbunden eine maximale Rücklösung von 90 % des vormals gebundenen Phosphors erreicht. Bei den Pilot- und großtechnisch umgesetzten Anlagen zeigt sich, dass ein pH-Wert von 2 aus prozesstechnischen Gründen nicht realisierbar und auch in Hinblick auf die Wirtschaftlichkeit der Verfahren unrentabel war. Die Probleme hinsichtlich der Prozesstechnik waren die signifikante Rücklösung von Störionen und Schwermetallen, die in gesonderten Prozessschritten entfernt oder komplexiert werden müssen, sowie das Versagen von handelsüblichen Polymeren zur Entwässerung des angesäuerten Schlammes. Zudem nimmt der Säurebedarf für eine pH-Wert Veränderung von z.B. pH 3 auf pH 2 überproportional zu, womit die höheren Kosten für den Säurebedarf nicht in Relation zu einer erhöhten P-Rücklösung stehen. Die derzeitige Prozesssteuerung dieser nasschemischen Verfahren sieht einen pH von 4–5 vor, womit im Mittel 50–60 % des im Klärschlamm gebundenen Phosphors rückgelöst wird. Das Rückgewinnungspotential bezogen auf den Kläranlagenzulauf liegt damit bei 40–max. 50 %. Das Stuttgarter Verfahren wird auf Basis der Rücklösung bei pH 3 und damit einem Rückgewinnungspotential von rund 60 % bewertet. Aktuellste Erkenntnisse zeigen, dass nur mehr ein pH-Wert von 4 beim sauren Aufschluss angewendet wird. Dies hat Einfluss auf den Ressourcenbedarf für die nachfolgenden Prozesse wie Komplexierung und Fällung und das Rückgewinnungspotential bezogen auf den Zulauf (45–50%). Da die aktuellen Daten erst nach Fertigstellung der Bewertung eingelangt sind, konnten diese in dieser Studie nicht mehr berücksichtigt werden. Tendenziell ist mit einer Reduktion des Ressourcenbedarfs zu rechnen. Das Rückgewinnungspotential bezogen auf den Kläranlagenzulauf liegt bei rund 40–max. 50 %. Die genannten Rückgewinnungspotentiale der



nasschemischen Verfahren sollten als Richtwert verstanden werden, die in Anbetracht der teils großen Schwankungen im Rücklöseprozess bei gleichem pH-Wert hohe Unsicherheiten aufweisen (pH 4,2: 40–70 % Rücklösung) (Abbildung 85). Das bedeutet auch, dass der Prozesssteuerung in Form von Fällmitteldosierung vor allem bei der abschließenden Fällung eine wichtige Bedeutung zukommt.

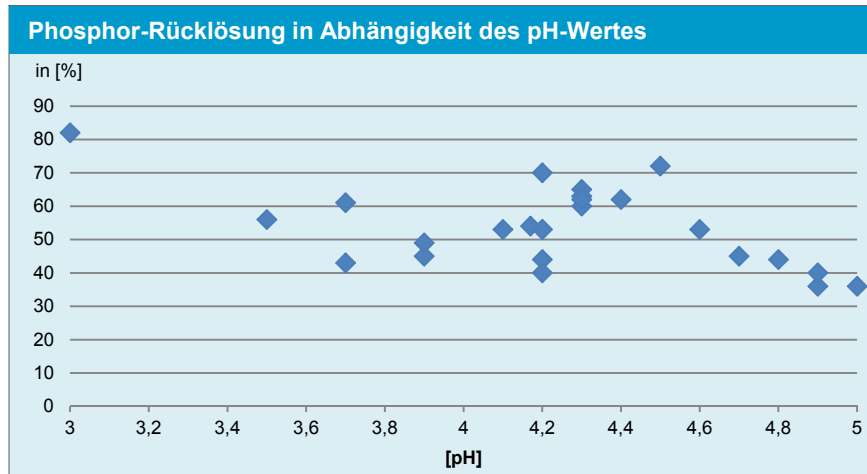


Abbildung 85: P-Rücklösung in Abhängigkeit des pH-Wertes (n=25) Untersuchungen aus der Pilotanlage Stuttgarter Verfahren (Preyl, 2013)

Hinsichtlich der Rücklösevorgänge bei den nassoxidativen Verfahren unterscheiden sich Aqua Recici® und PHOXNAN insofern, dass beim Aqua Recici® der Phosphor zu annähernd 100 % in der hoch reaktiven Asche vorliegt und durch einen basischen nasschemischen Aufschluss rückgelöst wird (rund 70 %) während beim PHOXNAN bereits vorgeschaltet ein saurer nasschemischer Aufschluss stattfindet und der gelöste Phosphors dann in der flüssigen Phase vorliegt. Allerdings wird beim PHOXNAN Verfahren durch den Einsatz der Ultra- und Nanofiltration ein bedeutender Anteil des Phosphors unerwünscht abgeschieden, wodurch das Rückgewinnungspotential bezogen auf den Klärschlamminput nur bei rund 60 % liegt. Das Rückgewinnungspotential bezogen auf den Zulauf liegt beim Aqua Recici® bei rund 60 % bzw. beim PHOXNAN Verfahren bei rund 50 %.

Für das metallurgische MEPHREC® Verfahren muss von größeren Unsicherheiten bei der Betrachtung des Rückgewinnungspotentials ausgegangen werden. Die Daten hinsichtlich des Transfers des Phosphors in die verschiedenen Ströme wie Rauchgas, Eisenlegierung oder das phosphorreiche Schlackematerial variieren stark. Die P-Wiederfindungsrate im Schlackegranulat liegt bei rund 60–80 % bezogen auf den Ausgangsgehalt im Klärschlamm. Bezogen auf den Kläranlagenzulauf ist damit mit einem Rückgewinnungspotential von 50–70% zu rechnen.

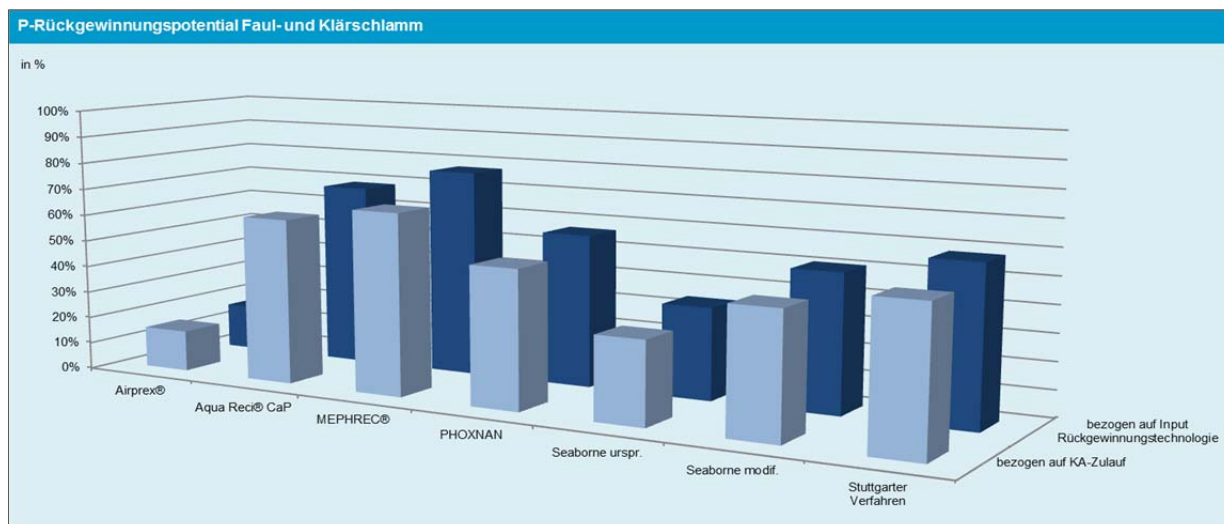


Abbildung 86: Rückgewinnungspotential der Rückgewinnungstechnologien aus Faul- bzw. Klärschlamm

Das Rückgewinnungspotential wird auf Basis der Stoffflussanalysen für Phosphor über die gesamte Prozesskette abgeleitet. Für die Berechnung z.B. produktspezifischer Emissionen oder produktspezifischer Kosten wird in der folgenden Tabelle das Rückgewinnungspotential in kg P/a auf Basis des Referenzsystems dargestellt. Das P-Potential im Zulauf der Referenzkläranlage (100.000 EW) beträgt 65.700 kg P/a. Für die weitere Bewertung werden die in Tabelle 80 dargestellten jährlichen P-Frachten angenommen.

Tabelle 80: Ergebnisse der Stoffflussanalysen: P-Rückgewinnungspotential Verfahren Faul- bzw. Klärschlamm für eine Referenzkläranlage mit 100.000 EW (gerundet)

Verfahren	P-Fracht [kg/a]
AirPrex®	10.000
Aqua Reci® CaP	40.800
MEPHREC®	44.300
Seaborne uspr.	20.200
Seaborne modif	30.000
Stuttgarter Verfahren	34.400

In Tabelle 81 und Tabelle 82 werden die Grundlagen der ausgewählten Verfahren zur Rückgewinnung des Phosphors aus dem Faul- bzw. Klärschlamm zusammenfassend dargestellt. In Kapitel 3.2.3 wird erläutert, dass Rückgewinnungstechnologien Einfluss auf den Abwasserreinigungsprozess oder weiterführende Prozesse haben können und daher die erforderlichen Prozesse wie in einem Baukasten je nach Bedarf zusammengesetzt werden. In Tabelle 81 und Tabelle 82 werden deshalb die Prozesse dargestellt, die für eine Bewertung über die gesamte Prozesskette erforderlich sind (z.B. Schlammbehandlung auf Kläranlage oder Mitverbrennung). Zusätzlich haben die Rückgewinnungstechnologien direkten Einfluss auf diese Prozesse wie z.B. vollständige Oxidation des Schlammes (Einfluss auf Transportaufwand, Einfluss auf Verbrennung, geringerer Ascheanfall). Diese Einflüsse müssen bei der Gesamtbetrachtung des Systems bzw. bei einer gesamtheitlichen Bewertung ebenfalls mitberücksichtigt werden und werden folglich dargestellt.

Tabelle 81: Zusammenfassung Grundlagen Rückgewinnungsverfahren Faul- und Klärschlamm (I)

Verfahren	AltPretix®	Aqua Reclio®	MEP/REC®	PHOXMAN
Eintrittsort	Faulschlamm, direkt in Faulbehälter	(teil-) entwässertes Klärschlamm	entwässertes Klärschlamm, Klärschlammmasche (Tiermehle)	(teil-) entwässertes Klärschlamm
Technologischer Ansatz	MAP-Fällung/Kristallisation, CO ₂ -Stripung, mechanische Abtrennung MAP	Superkritische Wasseroxidation, Rücklösung P aus reaktiver Asche, Cap-Fällung	Metallurgisches Schmelzverfahren > 1000 °C, Reduktion Klärschlamm	thermische Hydrolyse bzw. Nassoxidation bei O ₂ -Zugabe, Ultra- und Nanofiltration
P-Elimination Abwasserreinigung	Bio-P	Bio-P-Fällung	Bio-P-Fällung	vorzugsweise Bio-P
Erforderliche Prozesse Schlammbehandlung	Eindicker, Fällung, Entwässerung	Eindicker, Fällung, Entwässerung (15 % TS)	Eindicker, Fällung, Entwässerung	Eindicker, Fällung, Entwässerung (20 % TS)
Effekte auf Schlammbehandlung	Ja, im Falle von Bio-P verbesserte Entwässerungsleistung von Klärschlamm bei vermindertem Polymerbedarf	Ja, vollständige Oxidation der organischen Substanz (direkte Deponierung möglich)	Ja, vollständige Oxidation der organischen Substanz, Deponierung der anfallenden Reststoffe	Ja, nahezu vollständige Oxidation der organischen Substanz (direkte Deponierung möglich)
Effekte auf Abwasserreinigungsprozess	verringerte Nährstoffbelastung	keine	keine	keine
Erforderliche Anlagen für zur P-Rückgewinnung	Vordrucker/Faulschlamm, Reaktorbehälter, Bellungssystem für CO ₂ -Stripung, Sandwäscher	Reaktor zur superkritischen Wasseroxidation, Rücklösebehälter, Fest-Flüssig Trennung, Fallreaktoren	Anlage zur Brikketherstellung, Kupolofen	Behälter zur Klärschlammansäuerung, LOPROX Reaktor, Ultra- und Nanofiltrationsstufe, Fallreaktor
Entwicklungsstand	Großtechnisch (mehrere umgesetzte)	Großtechnische (eingesetzt)	Plantonlage	LOPROX Reaktor großtechnisch, P-Rückgewinnung halbtechnisch
Ansatz P-Rückgewinnung	Dezentral	Zentral/Dezentral	Zentral/Dezentral	Zentral/Dezentral
Flächenbedarf	< 100 m ²	~ 500 m ²	~ 100 m ²	150 m ²
Endprodukt	MAP	Cap (F&P möglich)	P-Schlacke (Thomasmehl)	MAP
P-Rückgewinnung Verfahren	20%	~70%	60-80%	~ 50-55%
P-Rückgewinnung bez. auf Zulauf	max. 15%	~60%	50-70%	45-50%
Qualitativer Ressourcenbedarf	MgCl ₂ , Energie (elektrisch)	O ₂ Energie (Gas und elektrisch), NaOH, CaCO ₃	Zement, Koks, Eisen, O ₂	H ₂ SO ₄ , O ₂ , NaOH, Mg(OH) ₂ , CaO, Energie (elektrisch)
Welche Abfallsstoffe sind zu erwarten?	keine	Schwermetallschlamm	Stäube Raugasreinigung, Eisenschlacke	ablagerbarer Reststoff (GV > 95%), schwermetallhaltiges Nanorestant
Welche Einflüsse müssen bei der ganzheitlichen Bewertung mitberücksichtigt werden?	verringerte N-Rückbelastung: 5.100 kg	Energieeffizienz SCWO, keine Mitverbrennung mehr erforderlich	Energieeffizienz, keine Mitverbrennung mehr erforderlich	1.150 t Reststoff 69 t Schwermetallschlamm
Erforderliche weiterführende Prozesse	Mitverbrennung, Reststoffdeponie, Untertagedeponie	Immobilisierung Schwermetallschlamm, Reststoffdeponie	Reststoffdeponie, Untertagedeponie	Immobilisierung Schwermetallschlamm, Reststoffdeponie, keine Verbrennung notwendig

Tabelle 82: Zusammenfassung Grundlagen Rückgewinnungsverfahren Faul- und Klärschlamm (II)

Verfahren	Seaborne urspr.	Seaborne modif.	Stuttgarter Verfahren
Ein-sa-zot	Faulschlamm uneingedickt	Faulschlamm uneingedickt	Faulschlamm uneingedickt
Technologische Ansatz	nasschemischer Aufschluss (pH 2), FTT, sulfidische SM-Abtrennung, FTT, MAP-Fällung, Ammoniumsättigung	nasschemischer Aufschluss (4-5), gleichzeitige Fe-Fällung, FTT, MAP-Fällung, Ammoniumsättigung	nasschemischer Aufschluss (pH 3-4), FTT, Komplettierung, MAP-Fällung
P-Elmination Abwasserreinigung	Bio-P und/oder gezielte Fällung (Fe oder Al)	Bio-P und/oder gezielte Fällung (Fe oder Al)	Bio-P und/oder gezielte Fällung (Fe oder Al)
Erhöhterliche Prozesse Schlammbehandlung	Eindicker, Faulung	Eindicker, Faulung	Eindicker, Faulung
Effekte auf Schlammbehandlung	Polymer versagt bei pH 2, schlechtere Entwässerbarkeit	Verbesserte Entwässerung des angesäuerten Schlammes (pH 3), gleichzeitig verminderter Polymerbedarf. Effekt geht bei pH 2 verloren	Verbesserte Entwässerung des angesäuerten Schlammes (pH 3-4), gleichzeitig verminderter Polymerbedarf. Effekt geht bei pH 2 verloren
Effekte auf Abwasserreinigung sprucezss	verringerte Nährstoffbelastung	nein	Fällmittelrecycling, möglicherweise erhöhte SM Belastung
Erhöhterliche Anlagenteile zur P-Rückgewinnung	Reaktor für Rücklösung, SM-Abtrennung und MAP-Fällung, Festflüssig Trenner für SM Schlamm	Reaktor für Rücklösung und MAP-Fällung, Festflüssig Trenner	Reaktor für Rücklösung, Kammerfilterpresse, Filtratorlage, MAP-Fällung, Festflüssig Trenner
Entwicklungsstand	Großtechnisch	Halbtechnisch/großtechnisch	Pilotanlage
Ansatz P-Rückgewinnung	Dezentral	Dezentral	Dezentral
Flächenbedarf	1.600 m ²	~ 1.000 m ²	~ 1.000 m ²
Endprodukt	MAP, CAP, Fep	MAP, CAP, Fep	MAP, CAP, Fep
P-Rückgewinnung Verfahren	30%	50-60%	50-60%
P-Rückgewinnung bez. auf Zulauf	20%	40-50%	40-50%
Qualitativer Ressourcenbedarf	H ₂ SO ₄ , H ₂ O ₂ , NaS, Oxalsäure, NaOH, MgCl ₂ , Energie (elektrisch)	H ₂ SO ₄ , NaS, NaOH, Mg(OH) ₂ , Energie (elektrisch)	H ₂ SO ₄ , Zitronensäure, NaOH, MgO, Energie (elektrisch)
Welche Abfallstoffe sind zu erwarten?	angesäuertes Klärschlamm - schwermetallig (pH 2), Schwermetallschlamm	angesäuertes Klärschlamm - schwermetallig (pH 3)	angesäuertes Klärschlamm - schwermetallig (pH 3), Fe und SM-haltiger Überstand
Welche Einflüsse müssen bei der ganzheitlichen Bewertung mitberücksichtigt werden?	verringerte P-Rückbelastung: 1.900 kg, -7% Schlammanteil 660 t Schwermetallschlamm	verringerte P-Rückbelastung: 1.600 kg -7% Schlammanteil	verringerte P-Rückbelastung: 1.300 kg *7% Schlammanteil -13% Fällmittelbedarf -30% Polymerbedarf
Erhöhterliche weiterführende Prozesse	Mitverbrennung (täglich bei hohen S-Gehalten, Imobilisierung Schwermetallschlamm, Reststoffdeponie, Untertagedeponie)	Mitverbrennung (täglich bei hohen S-Gehalten), Reststoffdeponie, Untertagedeponie	Mitverbrennung (täglich bei hohen S-Gehalten), Reststoffdeponie, Untertagedeponie



Tabelle 83: Entwicklungsstand und zukünftiges (Entwicklungs-)Potential

Verfahren	Entwicklungsstand	Potential*	Begründung
AirPrex®	Großtechnisch	+/+	Technologie großtechnisch erprobt; einfaches Verfahren; verbesserte Entwässerbarkeit auf BioP-Anlagen; Vermeidung von Inkrustationen; geringe Kosten, in erster Linie Vorteile für eine BioP-Kläranlage (Schlamm entwässerung)
Aqua Reci®	Großtechnisch	+/-	Sehr komplexe Technologie; wahrscheinlich aus technischen Gründen nicht weiterverfolgt; sehr hohe Investitionskosten
MEPHREC®	Pilotanlage	o/+	Komplexes Verfahren; Vorteil ist Zerstörung der organischen Substanz; Erzeugung eines Synthesegases und gleichzeitige Schwermetallentfrachtung; Pilotversuche zeigen jedoch hohe Unsicherheit hinsichtlich der erzielbaren P-Rückgewinnung und SM-Entfrachtung; wer sind Abnehmer des Synthesegases?; Akzeptanz der Schlacke (ähnlich Thomasmehl); Derzeit wird eine MEPHREC-Anlage in Nürnberg errichtet
PHOXNAN	Halbtechnisch	o/-	Nur im halbtechnischen Maßstab umgesetzt; sehr komplexe Technologie; muss auf der Kläranlage beherrschbar sein; problematisch bei Fe- oder Al-gefällten Schlamm –, damit auf BioP beschränkt; hohe Investitionskosten und hohe Verfahrenskosten; Fortführung ungewiss
Seaborne urspr.	Großtechnisch	+/-	Sehr hoher Ressourcenaufwand in Relation zur geringen P-Rückgewinnung (max. 30 %); Prozess zu aufwändig; Kosten viel zu hoch
Seaborne modif.	Großtechnisch	+/o	Deutliche Verbesserung im Vergleich zum ursprünglichen Verfahren; Verfahrenskosten immer noch hoch; nur dezentral auf Kläranlagen anwendbar; Behandlung anfallender Abfallstoffe ungewiss (saurer Schlamm); geringe Rückgewinnung 50 % bezogen auf Klärschlamminput, max. 40 % bezogen auf KA-Zulauf)
Stuttgarter Verfahren	Pilotanlage	o/o	Komplexe Prozessführung; nur dezentral auf Kläranlagen anwendbar; Rückgewinnung 50–60 % bezogen auf Klärschlamminput, max. 50 % bezogen auf KA-Zulauf; allerdings Anzeichen für eine großtechnische Umsetzung

*Erläuterung des derzeitigen und zukünftigen Umsetzungspotentials in Kapitel 3.2.1

Tabelle 84: Zusammenfassung Bewertung Technologie Verfahren Faul- bzw. Klärschlamm

Verfahren Faul- bzw. Klärschlamm	Air Prex®	Aqua Reci®	MEPH- REC®	PHOX- NAN	Seaborne urspr.	Seaborne modif.	Stuttgarter Verfahren
Einfache Technologie	5	1	1	2	2	3	3
Geringer Wartungsaufwand	5	3	3	3	3	4	4
Keine negative Auswirkung auf Abwasserreinigung	5	5	5	5	5	5	5
Keine negative Auswirkung auf Schlammbehandlung	5	5	5	5	3	4	4
Geringer Ressourcenaufwand	5	3	2	2	1	3	3
Keine Abfallstoffe	5	5	3	2	1	4	4
Rückgewinnungspotential Verfahren	7–15%	65–75%	60–80%	50–60%	25–35%	40–60%	40–60%
Rückgewinnungspotential bezogen auf Kläranlagenzulauf	Max. 15%	55–65%	50–70%	40–50%	~20%	30–50%	30–50%

*Erläuterung der Bewertungskriterien in Kapitel 3.2.1

4.2.4 Bewertung Ökologie

4.2.4.1 Ressourcenaufwand

Der Chemikalienbedarf für das AirPrex® Verfahren hängt allein vom gelösten Phosphoranteil im Faulschlamm ab. Das erforderliche Fällmittel wird als $MgCl_2$ im molaren Verhältnis Mg:P von 1,5:1 zugegeben. Bei allen nasschemischen Rückgewinnungsverfahren wird Schwefelsäure zur Rücklösung des Phosphors aus dem Klärschlamm eingesetzt. Der Bedarf ist vom Ziel pH-Wert, den Eigenschaften des Klärschlammes und dabei im Besonderen vom Wasser- bzw. Trockensubstanzgehalt abhängig. Je geringer der Trockensubstanzgehalt ist, desto höher ist der Säurebedarf. Folge sind große Schwankungen im Säureverbrauch für die verschiedenen Verfahren aufgrund der unterschiedlichen Eigenschaften der eingesetzten Klärschlämme. Damit eine Vergleichbarkeit bei der Bewertung der Verfahren möglich ist, wird ein definierter Schwefelsäurebedarf für den gewünschten pH-Wert angenommen (Tabelle 85). Aktuell (Stand 2013) wird beim Stuttgarter Verfahren der Schlamm nur mehr auf pH-Wert 4 angesäuert. Der Säurebedarf kann dadurch noch einmal deutlich reduziert werden (0,15–0,20 kg H_2SO_4 /kg TS). Für eine Neubewertung im Rahmen dieser Studie sind diese Daten allerdings zu spät eingetroffen.

Tabelle 85: Schwefelsäurebedarf in Abhängigkeit vom pH-Wert bei der nasschemischen P-Rücklösung

Verfahren	pH-Wert	Schwefelsäure [kg/kg TS]
PHOXNAN	1,5	0,55 0,45–0,65
Seaborne ursprünglich	2	0,50 0,36–0,59
Seaborne modifiziert, Stuttgarter Verfahren	3	0,35 0,23–0,39

In Abhängigkeit vom pH-Wert, der damit verbundenen Rücklösung von P und unerwünschten Metallen und Schwermetallen, variiert der Bedarf an sulfidischen Verbindungen zur Fällung bzw. der Bedarf an Komplexbildnern zur Komplexbildung der Störionen. Verdeutlicht werden kann dies anhand der Optimierung des Seaborne Verfahrens, mit einem höheren pH-Wert, wodurch der Natriumsulfid-Bedarf deutlich reduziert werden kann.



Tabelle 86: Bedarf an Fällmitteln bzw. Komplexbildner zur Entfernung bzw. Komplexierung unerwünschter Störionen im Rückgewinnungsprozess

Verfahren	Chemikalie	Bedarf (Reinsubstanz) [kg/kg TS]
Seaborne ursprünglich	Fällmittel Natriumsulfid (NaS)	0,15
Seaborne modifiziert	Fällmittel Natriumsulfid (NaS)	0,05
Stuttgarter Verfahren	Komplexbildner Zitronensäure	0,2

Beim ursprünglichen Seaborne Verfahren wurden vor der eigentlichen P-Fällung noch weitere Chemikalien wie Wasserstoffperoxid und Oxalsäure benötigt. Wie bei den bereits genannten Ressourcen hängen der Natronlaugenbedarf zur pH-Regulierung und der Fällmittelbedarf zur eigentlichen Rückgewinnung durch Fällung vom pH-Wert bei der Rücklösung ab. Je tiefer der pH-Wert ist, desto höher ist der Bedarf an Natronlauge zur Einstellung des idealen pH-Werts von 8,5–9 bei der Fällung. Der Fällmittelbedarf entwickelt sich in Relation zum pH-Wert bei der Rücklösung verkehrt herum. Durch einen tieferen pH-Wert werden auch Ionen wie Ca und Mg vermehrt rückgelöst, die dann bei der Fällung zur Verfügung stehen und den von außen zugegebenen Fällmittelbedarf teils deutlich reduzieren. Wie bereits bei den Verfahren aus dem Schlammwasser werden die Magnesiumfällmittel im überstöchiometrischen Verhältnis von 1,5:1 zugegeben. Zusammenfassend wird der Ressourcenbedarf für die drei zu bewertenden nasschemischen Verfahren und die beiden nassoxidativen Verfahren in Tabelle 87 bzw. Tabelle 88 dargestellt. Der Chemikalienbedarf wird jeweils in kg/kg Klärschlamm TS angegeben. Wie bereits bei den Säuren dargestellt, kann der Chemikalienbedarf abhängig vom Klärschlamm stark abweichen, womit diese Angaben als Richtwert mit gewissen Unsicherheiten betrachtet werden sollten.

Tabelle 87: Zusammenfassung Ressourcenbedarf der nasschemischen Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm in mg/kg TS

Verfahren	H ₂ SO ₄	H ₂ O ₂	Na ₂ S	Oxalsäure	Zitronensäure	NaOH	Mg(OH) ₂	MgCl ₂
Seaborne ursprünglich	0,5	0,12	0,15	0,09	-	0,53	0,18	-
Seaborne modifiziert	0,35	-	0,05	-	-	0,18	0,04	-
Stuttgarter Verfahren	0,35*	-	-	-	0,2	0,15	-	0,08

*aktuelle Anlagenkonfiguration mit 0,15–0,20 kg H₂SO₄/kg TS

Tabelle 88: Zusammenfassung Ressourcenbedarf der nassoxidativen Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm in mg/kg TS

Verfahren	H ₂ SO ₄	O ₂	NaOH	CaO	MgCl ₂	CaCO ₃
PHOXNAN	0,55	0,77	0,10	0,05	0,11	-
Aqua Reci®	-	0,87	0,013	-	-	0,20

4.2.4.2 Energie

Der Energiebedarf für das AirPrex® Verfahren sowie die nasschemischen Verfahren Seaborne und Stuttgarter Verfahren beschränkt sich auf den Strombedarf für die Steuerung der Prozesse (Belüfter, Rührer, Pumpen). Für die nassoxidativen Verfahren Aqua Reci® und PHOXNAN ist das Vorerhitzen des Schlammes notwendig. Der Oxidationsprozess selbst ist exotherm. Ein Teil der überschüssigen thermischen Energie wird für das Vorwärmen des Schlammes mittels Wärmetauscher verwendet. Beim PHOXNAN Verfahren kann mit einem Energieertrag in Form von Wärme von rund 1,3 kWh/kg TS gerechnet werden. Bei der superkritischen Wasseroxidation ist zusätzlich Energie in Form von Erdgas erforderlich. Der gesamte Energieinput zur Erwärmung des Schlammes und das Energiepotential des Klärschlammes zusammen fallen als Wärmeenergie an. Beim AquaReci® Verfahren fällt Wärmeenergie im Ausmaß von 5,2 kWh/kg TS

an. Beim MEPHREC® Verfahren wird die Energie zum Schmelzen der Asche hauptsächlich über Koks zugeführt (32,7 kWh/kg TS). Im Fall des MEPHREC® Verfahrens wird die potentielle Energie des Klärschlammes in Synthesegase umgewandelt, welche wiederum verstromt und/oder zur Wärmeerzeugung genutzt werden können.

Inwiefern die anfallende überschüssige Wärmeenergie in den Prozessen der Rückgewinnungsverfahren genutzt werden kann und damit bei der Bewertung des Verfahrens auch gutgeschrieben werden kann ist in erster Linie von potentiellen Wärmeabnehmern abhängig. Gibt es keinen Verwendungszweck für die Wärmeenergie, darf diese auch nicht gutgeschrieben werden. In Anbetracht der signifikanten Wärmeerträge kann eine Berücksichtigung bzw. Nichtberücksichtigung signifikanten Einfluss auf die finale Bewertung des Verfahrens haben.

Tabelle 89: Zusammenfassung Energiebedarf der Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm (kWh/kg TS)

Verfahren	Energiebedarf [kWh/kg TS]				Energieertrag [kWh/kg TS]	
	Strom	Gas	Öl	Koks	Strom	Wärme
AirPrex®	0,05	-	-	-	-	-
Seaborne ursprünglich	0,24	-	-	-	-	-
Seaborne modifiziert	0,09	-	-	-	-	-
Stuttgarter Verfahren	0,14	-	-	-	-	-
PHOXNAN	0,21	-	-	-	-	1,3
Aqua Reci®	0,31	3,2	-	-	-	5,2
MEPHREC®	0,25	-	-	32,7	-	-

4.2.4.3 Stoffflussanalyse und Entfrachtungsleistung

Die Stoffflussanalysen für Schwermetalle zeigen, dass trotz teils signifikanter Schwermetallrücklösungen in den Prozessschritten der nasschemischen und nassoxidativen Verfahren (Seaborne, Stuttgarter Verfahren, Aqua Reci®, PHOXNAN) eine weitgehende SM-Entfernung bzw. Komplexbildung gegeben ist. Damit gelangt nur ein sehr geringer Anteil der im Klärschlamm enthaltenen Schwermetalle in die Endprodukte und damit auf die landwirtschaftlichen Böden. Darüber hinaus ist mit diesen Verfahren keine signifikante Veränderung der Schwermetallemissionen in die Hydrosphäre und Atmosphäre zu erwarten.

Beim metallurgischen MEPHREC® Verfahren kann zwar ebenfalls eine deutliche Abreicherung der Schwermetalle beobachtet werden, allerdings nicht in dem Ausmaß wie bei den oben genannten Verfahren (Abbildung 89). Nach Angaben der Hersteller ist die Schwermetallbilanzierung aufgrund der schwierigen Erfassung der Stoffströme (Schlacke, Stäube und Eisen) und der Analyseschwankungen nur sehr schwer möglich, wodurch hohe Unsicherheiten berücksichtigt werden müssen. Ein zusätzlicher Erschwernisfaktor ist der Input von Schwermetallen in den Prozess mit dem eingesetzten Basiseisen. Einzelne Schwermetalle werden über das Basiseisen im selben Ausmaß wie über den Klärschlamm in den Prozess gebracht. Trotzdem liegen Schwermetalle wie z.B. Hg und Zn kaum im Endprodukt vor, während jedoch As, Cd, Cr und Cu deutlich im Endprodukt nachweisbar sind. Unsicher sind zudem die Emissionen in die Atmosphäre. Im Vergleich zu einer herkömmlichen thermischen Behandlung (~850 °C) ist davon auszugehen, dass bei Temperaturen von 2.000 °C vermehrt Schwermetalle in die Gasphase gehen und über die Rauchgasreinigung entfernt werden müssen. Unter der Annahme, dass die Transferkoeffizienten der Rauchgasreinigung des MEPHREC® Verfahren den Transferkoeffizienten der Rauchgasreinigung der

Mitverbrennung entsprechen, ist mit erhöhten Schwermetallemissionen in die Atmosphäre zu rechnen (Abbildung 87).

Für das AirPrex® Verfahren sind von vornherein keine hohen Schwermetallgehalte im Endprodukt zu erwarten, womit die Frachten auf landwirtschaftliche Flächen im Falle einer Verwertung gering ausfallen.

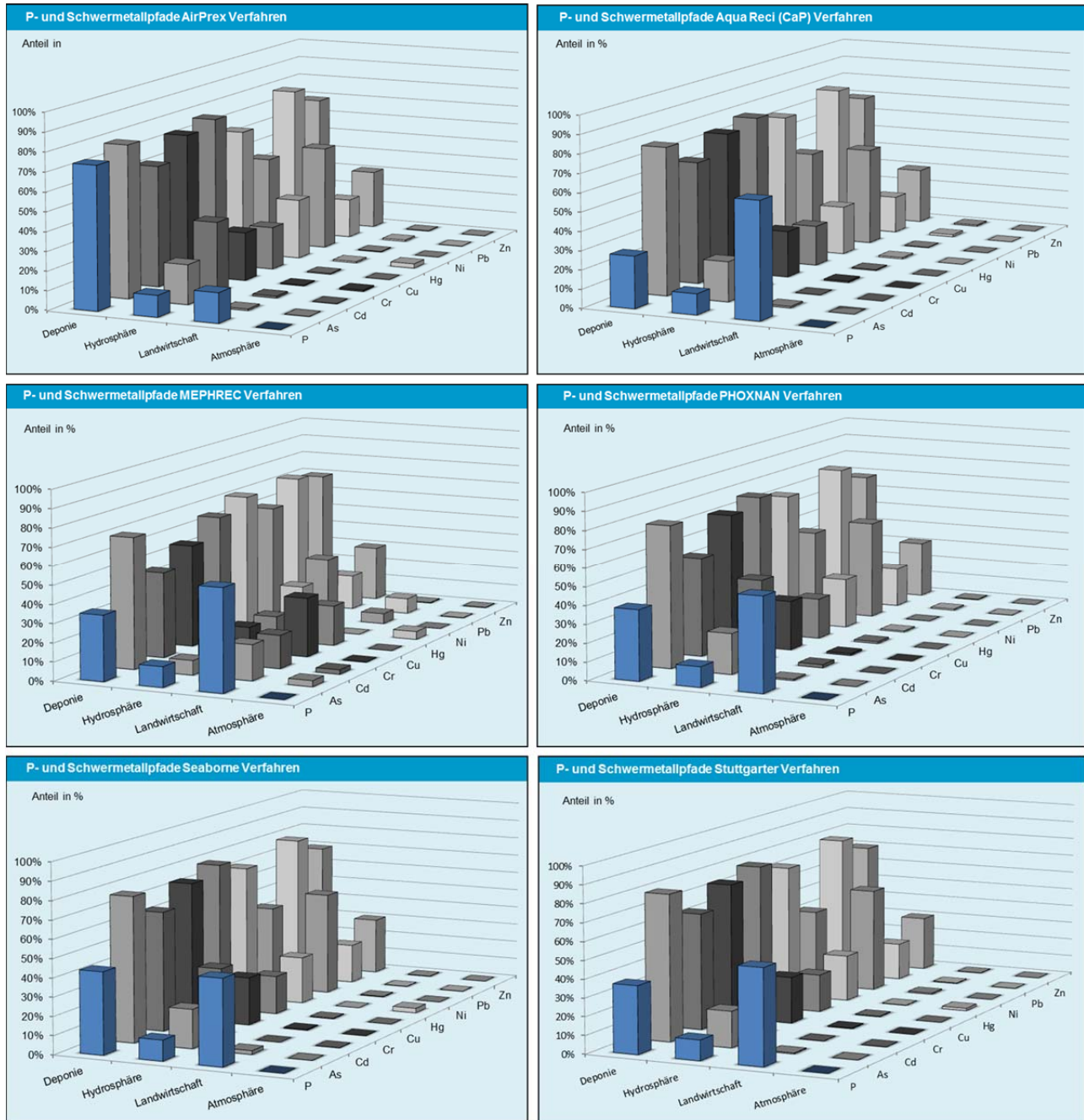


Abbildung 87: Zielpfade von Phosphor und Schwermetall für die gesamte Prozesskette; Verfahren Klärschlamm

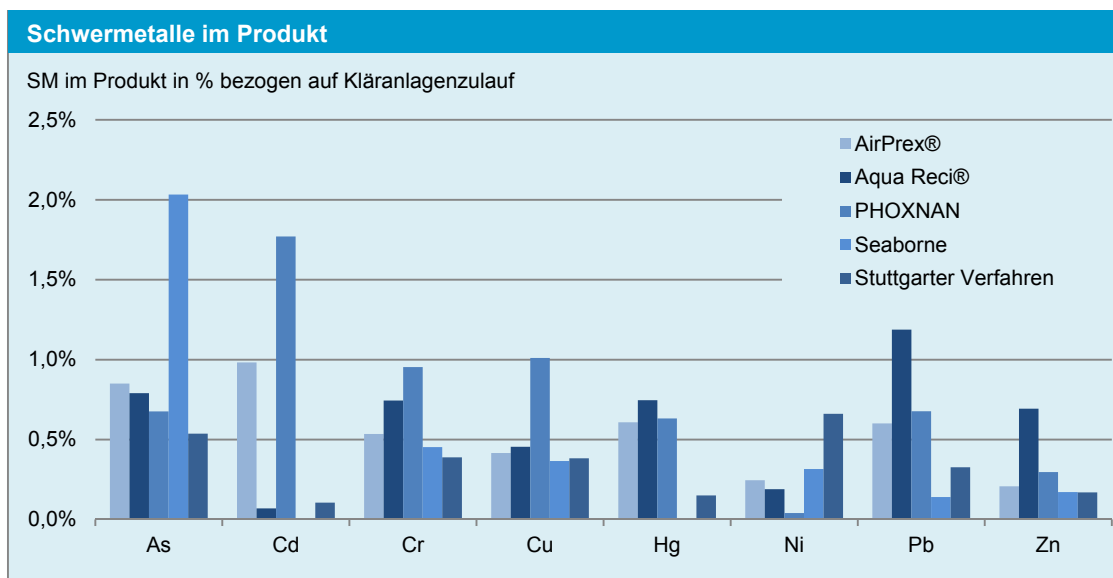


Abbildung 88: Stoffflussanalyse Schwermetallfrachten im Produkt (in % bezogen auf Input Kläranlage)

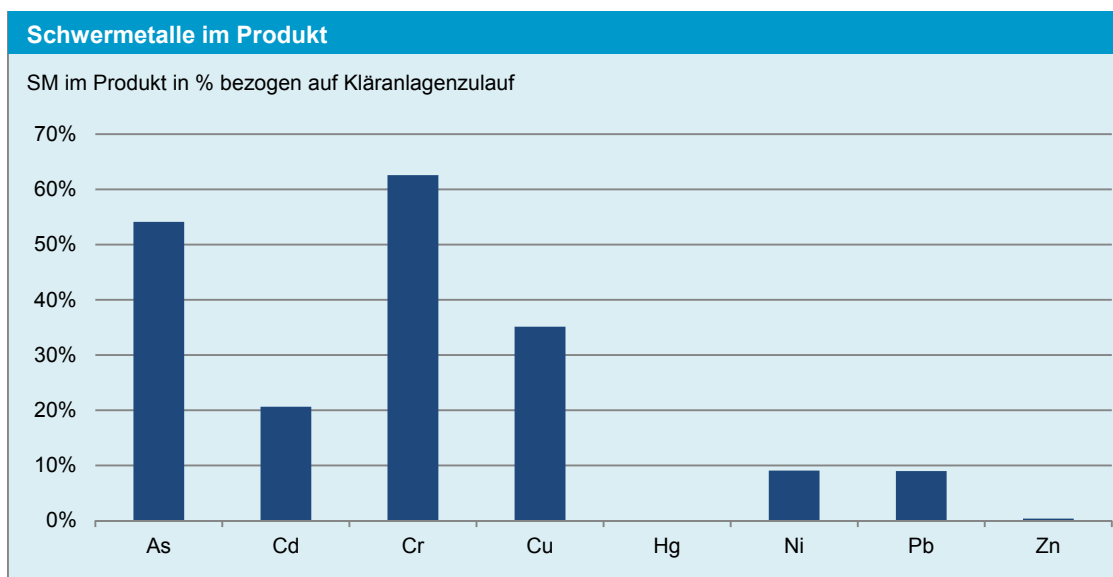


Abbildung 89: Stoffflussanalyse Schwermetallfrachten auf Böden nur MEPHREC® (in % bezogen auf Input Kläranlage)

4.2.4.4 Einfluss auf Abwasserreinigungsprozess und nachfolgende Prozesse

Die Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm haben keinen bedeutenden Einfluss auf den Abwasserreinigungsprozess. In früheren Anlagenkonfigurationen wie z.B. beim Stuttgarter Verfahren wurden beim sauren Aufschluss (pH-Wert 2), Schwermetalle im hohen Ausmaß rückgelöst und mussten zur Vermeidung der gleichzeitigen Ausfällung mit dem Phosphor komplexiert werden und gelangen als Überstand in den Zulauf der Kläranlage. Durch die erhöhten Schwermetallfrachten im Zulauf wäre mit einer Erhöhung der Schwermetallgehalte im Klärschlamm und/oder im Ablauf einer Kläranlage zu rechnen. Dieser Problematik kann in der aktuellen Anlagenkonfiguration durch einen höheren pH-Wert von 4 statt 2 vermieden werden. Ein ungeklärtes Problem ist hingegen der Umgang und die Behandlung des mit Schwefelsäure angesäuerten Klärschlammes. Der saure und schwefelhaltige Schlamm stellt hohe Anforderungen an den Korrosionsschutz beim Transport und der thermischen Behandlung. Für die



Bewertung wird wie auch beim Seaborne Verfahren (ursprünglich und modifiziert) eine Mitverbrennung des sauren Schlammes angenommen.

Die nahezu vollständige Zerstörung der organischen Substanz durch Aqua Reci®, PHOXNAN und MEPHREC® ermöglichen die direkte Ablagerung der anfallenden festen Reststoffe auf einer Deponie. Daher entfällt der Prozess der thermischen Behandlung für diese Verfahren. Filterstäube aus dem MEPHREC® Verfahren werden untertägig abgelagert. Für die anfallenden Schwermetallschlämme aus dem PHOXNAN Verfahren sowie aus dem ursprünglichen Seaborne Verfahren, ist ein zusätzlicher Immobilisierungsprozess nötig. Der immobilisierte Schwermetallschlamm kann anschließend gesichert abgelagert werden.

Das AirPrex® Verfahren hat einen positiven Einfluss auf die P-Rückbelastung und die Entwässerbarkeit des Schlammes. Rest- oder Abfallstoffe fallen keine an.

4.2.4.5 Emissionen und KEA (Systemgrenze: Rückgewinnungsprozess)

Aus der Kombination der Sachbilanz und der GEMIS-Datenbank können zusätzlich zu den Ergebnissen der Stoffflussanalyse indirekte gasförmige Emissionen, der kumulierte Energieaufwand und indirekte Schwermetallemissionen der Verfahren erhoben werden. Besonderes Augenmerk wird an dieser Stelle auf die in vielen Fällen (PHOXNAN; Seaborne und Stuttgarter Verfahren) und in großen Mengen eingesetzte Chemikalie Schwefelsäure gelegt. Laut GEMIS-Datenbank wird für die Erzeugung der Schwefelsäure eine Gutschrift für die Parameter CO₂-Emissionen und KEA angenommen. Grund dafür ist die bei der Herstellung von Schwefelsäure frei werdende nutzbare Wärme. Der Abgleich mit den EcoInvent-Daten zeigt jedoch, dass eine Gutschrift bei dieser Datenbank nicht der Fall ist. Bei der Bewertung werden deshalb beide Datenbanken berücksichtigt und in Abbildung 90 als blaue (GEMIS-Datenbank) und orange Punkte (EcoInvent) dargestellt.

Hinsichtlich der CO₂-Emissionen schneiden die beiden nassoxidativen Verfahren (Aqua Reci®, PHOXNAN) besonders gut ab. Mit diesen Verfahren kann das Energiepotential des Klärschlammes direkt in Form von Wärme erschlossen werden. Die anfallende Wärme wird bei der Bewertung als Gutschrift berücksichtigt und fließt direkt in die Verfahrensbewertung ein, wodurch mit den beiden Verfahren CO₂-Einsparungen möglich sind. Allerdings ist die WärmeGutschrift von potentiellen Abnehmern in unmittelbarer Umgebung der Kläranlage abhängig. Wie volatil/ungesichert die berechneten Emissionen sind, zeigt sich anhand der Bewertung auf Grundlage einer weiteren Datenbank (EcoInvent). Deutlich wird dies beim PHOXNAN Verfahren, bei welchem eine Ansäuerung des Schlammes mit Schwefelsäure bis pH 1,5 erforderlich ist. Allein durch die abweichenden indirekten Emissionen der Schwefelsäureherstellung werden CO₂-Emissionen erwartet, die dem 25–30 fachen einer herkömmlichen Düngemittelherstellung entsprechen. Deutlich wird dies auch bei den nasschemischen Verfahren Seaborne modif. (2,1 auf 4,9 kg CO₂/(EW*a) und 7 auf 16 kg CO₂/kg P) und Stuttgarter Verfahren (10,8 auf 13,6 kg CO₂/(EW*a) und 31,5 auf 39,5 kg CO₂/kg P). Für das ursprüngliche Seaborne Verfahren wurde eine solche Sensitivitätsanalyse nicht vorgenommen. Generell schneiden die nasschemischen Verfahren im Vergleich zur herkömmlichen Düngemittelherstellung schlecht ab. Ohne Berücksichtigung der Gutschrift aus der Erzeugung des Synthesegases sind für das MEPHREC® Verfahren aufgrund des hohen Ressourcenbedarfs (Koks und Eisen) besonders hohe CO₂-Emissionen zu erwarten (24 kg CO₂/EW*a bzw. 54 kg CO₂/kg P) Bei der Verfahrensbewertung nicht berücksichtigt werden mögliche Gutschriften für das anfallende Synthesegas.

Wichtig ist hier die Anmerkung, dass dieses Synthesegas nur im Falle des Inputs von Klärschlamm erzeugt wird, nicht jedoch wenn der Prozess nur mit Klärschlammasche betrieben wird. Wenig überraschend schneidet das AirPrex® Verfahren sehr gut ab, wobei aufgrund der geringen Rückgewinnungsquote, die produktspezifischen Emissionen trotz der einfachen Technologie um den Faktor 10–15 über der herkömmlichen Düngemittelherstellung liegen.

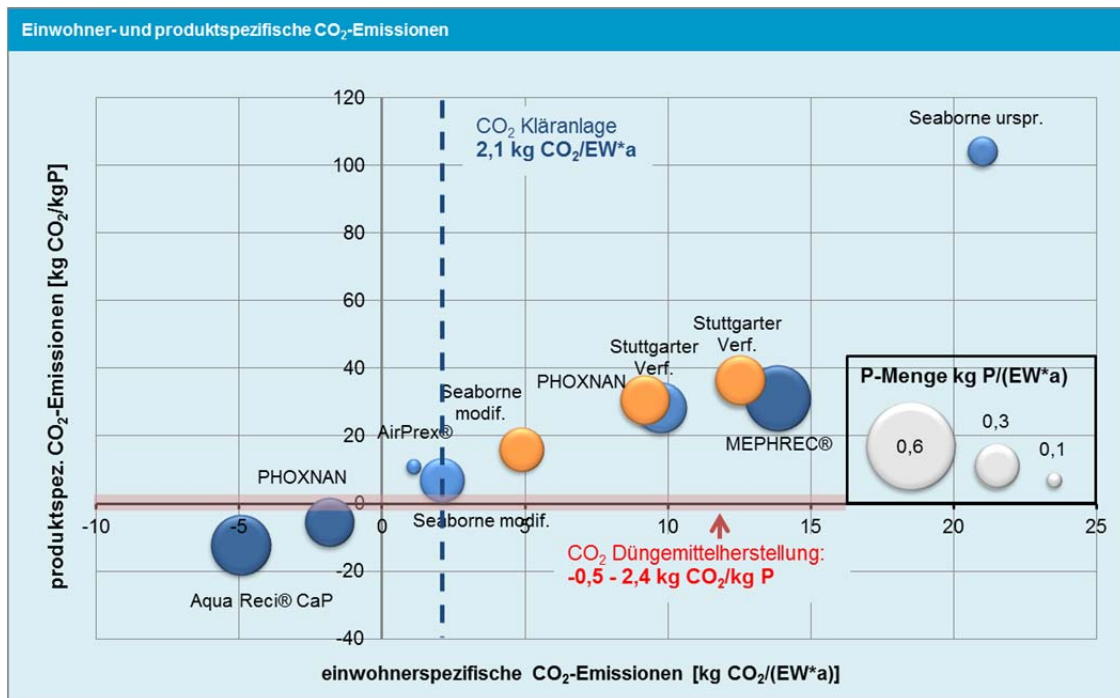


Abbildung 90: CO₂-Emissionen Rückgewinnungstechnologien Faul- und Klärschlamm (blau: GEMIS-Datenbank; orange; EcoInvent-Datenbank)

Ein ähnliches Bild zeigt sich für die Bewertung der Verfahren anhand des kumulierten Energieaufwands (Abbildung 91). Auch in diesem Fall schneiden die beiden nassoxidativen Verfahren aufgrund der Wärmegutschrift am besten ab. Aufgrund des erzeugten Synthesegas schneidet auch das MEPHREC® Verfahren beim kumulierten Energieaufwand gut ab. Auffallend ist, dass bei den nasschemischen Verfahren der zusätzliche Energieaufwand um den Faktor 200–300 über dem KEA der herkömmlichen Düngemittelherstellung liegt. Und auch im Vergleich zum kumulierten Energieaufwand der Kläranlage muss mit einem deutlichen zusätzlichen Energieaufwand um den Faktor 3–7 gerechnet werden. Zudem wird auch hier die Volatilität aufgrund unterschiedlicher Datenbanken (GEMIS und EcoInvent) deutlich.

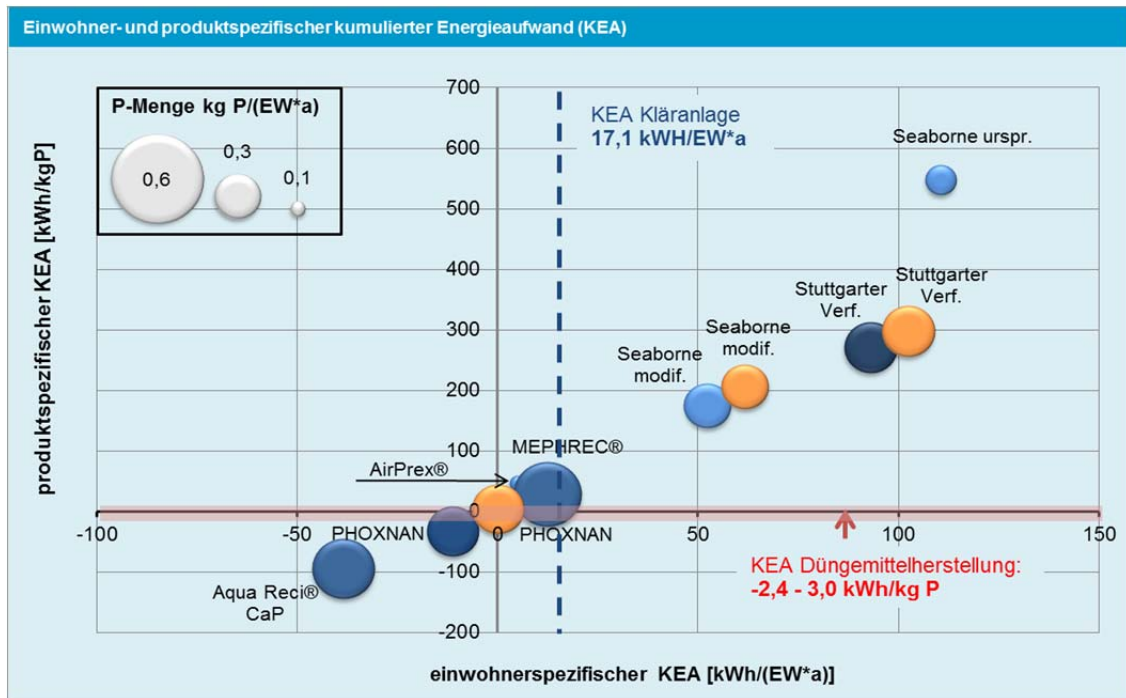


Abbildung 91: KEA Rückgewinnungstechnologien Faul- und Klärschlamm (blau: GEMIS-Datenbank; orange; Ecolnvent-Datenbank)

Die SO_2 -Emissionen der nasschemischen Rückgewinnungsverfahren sowie des PHOXNAN Verfahren liegen um den Faktor 5 über den Emissionen einer herkömmlichen Düngemittelherstellung, während mit dem Aqua Recic® Verfahren wieder SO_2 -Einsparungen möglich sind. Wird die Ecolnvent-Datenbank zugrunde gelegt, steigern sich die SO_2 -Emissionen noch einmal deutlich und liegen über dem 15-fachen der Emissionen aus der Düngemittelherstellung. Gut schneidet wie bei allen ökologischen Parametern das AirPrex® Verfahren ab.

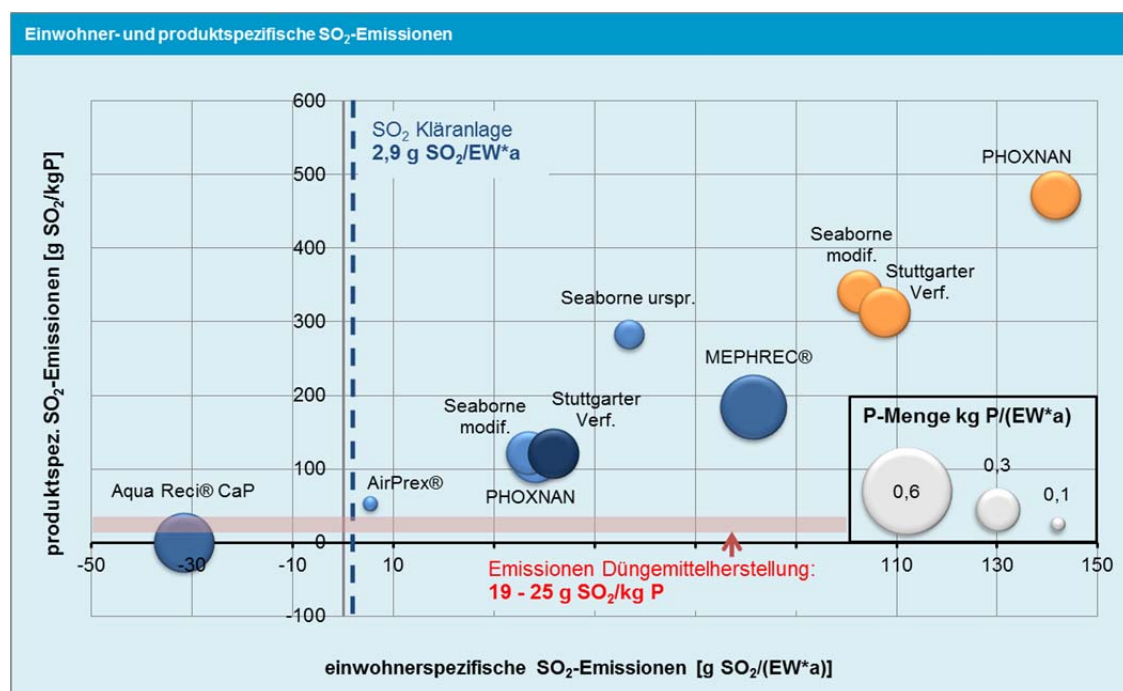


Abbildung 92: SO_2 -Emissionen Rückgewinnungstechnologien Faul- und Klärschlamm (blau: GEMIS-Datenbank; orange; Ecolnvent-Datenbank)

Zu den indirekten Schwermetallemissionen in die Luft aus der Produktion der notwendigen Ressourcen liegen vollständige Datensätze für As, Cd, Cr, Ni und Pb vor. Für die indirekten SM-Emissionen in Gewässer gilt dies für As, Cd, Cr, Hg und Pb, Abbildung 93 und Abbildung 94.

Am Beispiel Blei soll die Relevanz der indirekten Emissionen dargestellt werden. Nimmt man das Referenzsystem als Grundlage sind durch die Verbrennung des Klärschlammes jährlich direkte Bleiemissionen durch das gereinigte Rauchgas im Ausmaß von rund 110 g/a zu erwarten. Im Vergleich dazu sind durch den Einsatz von z.B. dem AirPrex®, Seaborne modifiziert und Stuttgarter Verfahren keine signifikanten indirekten Emissionen zu erwarten (Abbildung 93; 0,1–1 g/a). Das entspricht gerade einmal 0,1–1% der direkten Emissionen aus der Klärschlammverbrennung. Für jene Verfahren, die das Energiepotential des Klärschlammes nutzen (AquaReci®, PHOXNAN und MEPHREC®) liegen die eingesparten indirekten Bleiemissionen (als Gutschrift gerechnet) im Bereich (PHOXNAN und MEPHREC®) oder deutlich höher (AquaReci®) als die direkten Emissionen und beeinflussen die Schwermetallemissionen signifikant.

Die indirekten Schwermetallemissionen in die Gewässer (in mg/a) sind im Vergleich z.B. zu den direkten Emissionen aus der Kläranlage vernachlässigbar gering. Beispielhaft liegen die direkten SM-Emissionen über den Kläranlagenablauf für Chrom im Bereich von rund 26 kg pro Jahr, während die indirekten Emissionen für z.B. das ursprüngliche Seaborne Verfahren bei gerade einmal 0,06 mg/a liegen (Abbildung 94).

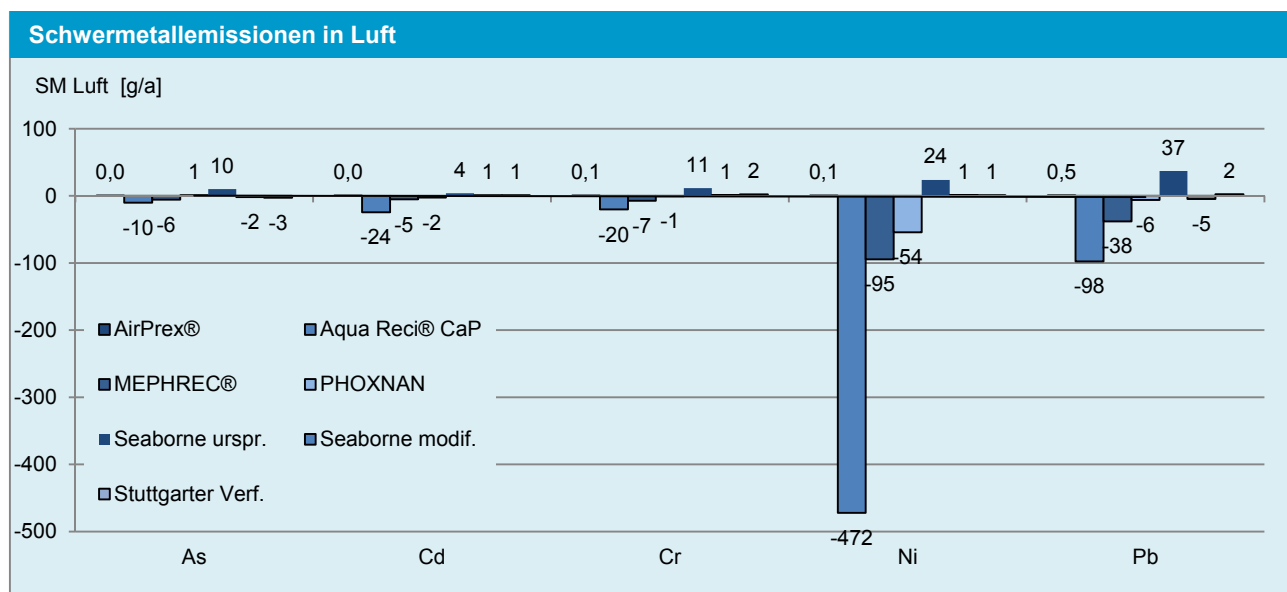


Abbildung 93: Indirekte Schwermetallemissionen in Luft (g/a) Rückgewinnungstechnologien Faul- und Klärschlamm

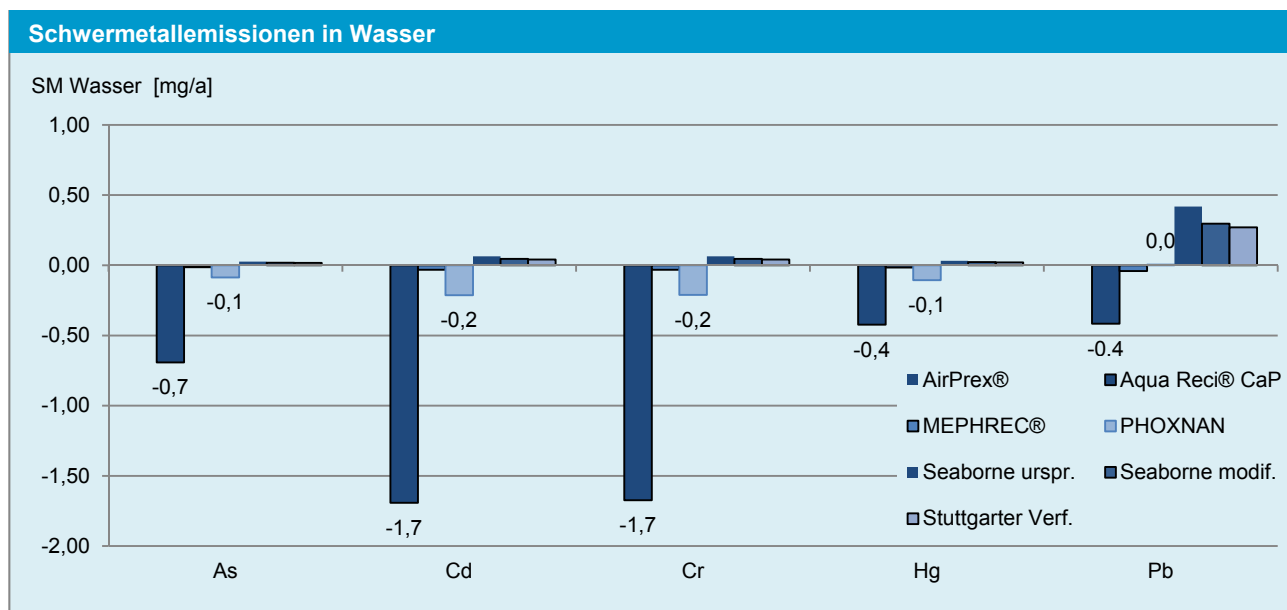


Abbildung 94: Indirekte Schwermetallemissionen in Wasser (mg/a) Rückgewinnungstechnologien Faul- und Klärschlamm

4.2.4.6 Emissionen und KEA (Systemgrenze: gesamte Prozesskette)

Für die ganzheitliche Bewertung der Emissionen müssen die Effekte der Rückgewinnungsverfahren zum einen direkt auf der Kläranlage, als auch für etwaige Nachfolgeprozesse (z.B. Verbrennung) erfasst werden (Tabelle 90). Für die nassoxidativen Prozesse wird der Wärmeüberschuss als Gutschrift berücksichtigt. Bei dem mit dem MEPHREC® Verfahren erzeugten Synthesegase wird aufgrund fehlender Daten angenommen, dass ein energetischer Output im Ausmaß der Verbrennung des Klärschlammes möglich ist. Durch die nahezu vollständige Zerstörung der organischen Substanz entfällt für die Verfahren Aqua Reci®, PHOXNAN und MEPHREC® eine weiterführende Schlammbehandlung. Fallen zum Beispiel Reststoffe mit hohen Schwermetallgehalten an, müssen diese vor der finalen Ablagerung aufbereitet werden. Die dabei entstehenden Emissionen werden ebenfalls mitberücksichtigt. Zusätzlich werden die Phosphor- und Stickstoffgehalte der anfallenden Endprodukte als Substitution von handelsüblichen P- und N-Düngern gutgeschrieben.

Tabelle 90: Grundlagen für die ganzheitliche Erfassung der ökologischen Bewertungskriterien

Verfahren	Gutschrift Energie [kWh/a]	Gutschrift P [kg/a]	Gutschrift N [kg/a]	Einsparung und Aufwand
AirPrex®	-	10.000	5.050	-
Aqua Reci®	7.711.800 (Wärme)	40.600	-	Keine weitere Klärschlammbehandlung
MEPHREC®	1.890.500 (Strom) 2.338.300 (Wärme)	44.400	-	Keine weitere Klärschlammbehandlung
PHOXNAN	1.947.200 (Wärme)	33.600	14.600	Keine weitere Klärschlammbehandlung / SM-Schlamm Behandlung
Seaborne urspr.	-	20.200	5.700	SM-Schlamm Behandlung
Seaborne modif.	-	30.000	5.700	-
Stuttgarter Verf.	-	34.400	12.800	Behandlung Überstand

Bei den nasschemischen Verfahren wird zusätzlich eine Reduktion der anfallenden Klärschlammmenge von 7 % berücksichtigt, die auf die Ansäuerung des Schlammes und damit auch Rücklösung der organischen Substanz zurückzuführen ist. Durch die Ansäuerung des Schlammes wird auch die Entwässerbarkeit verbessert, wodurch 30 % des Polymerbedarfs eingespart werden kann. Zudem kann beim Stuttgarter Verfahren ein Teil des im Klärschlamm gebundenen Eisen durch den Rückgewinnungsprozess recyclet werden. Angenommen wird, dass dadurch rund 13 % des Fällmittelbedarfs auf der Kläranlage eingespart werden kann.

Beispielhaft werden in Abbildung 95 die einwohner- und produktspezifischen CO₂-Emissionen bei Implementierung eines der Rückgewinnungsverfahren in das bestehende Referenzsystem aus Abwasserreinigung bis zur finalen Entsorgung möglicher anfallender Abfallstoffe dargestellt. Die schraffierte vertikale Linie stellt die einwohnerspezifischen Emissionen des Referenzsystems dar. Berechnet wurden diese Daten anhand der Sachbilanz in Kombination mit der GEMIS-Datenbank. Das bedeutet, dass für Verfahren mit Schwefelsäurebedarf (PHOXNAN, Seaborne und Stuttgarter Verfahren) Emissionen und ein kumulierter Energiebedarf berechnet werden, die aufgrund der Abweichungen z.B. zu anderen Datenbanken wie Ecolinvent, niedriger ausfallen. Die in den folgenden Abbildungen dargestellten Ergebnisse zeigen damit die untere Grenze der möglichen CO₂- und SO₂-Emissionen sowie des KEA. Folgende zusätzlichen Emissionen, berechnet aus Emissionen aus der gesamten Prozesskette mit Rückgewinnung abzüglich des Referenzsystems, können ermittelt werden: Deutlich höhere CO₂-Emissionen im Vergleich zum Referenzsystem sind im Falle der Implementierung des Stuttgarter Verfahren (+250 %), MEPHREC® (+330 %) und Seaborne ursprünglich (+590 %) zu erwarten. Die Emissionen des MEPHREC® Verfahren werden durch die Verbrennung des erforderlichen Koks dominiert. Als gering bzw. moderat können die zusätzlichen CO₂-Emissionen von 9 % für das AirPrex® bzw. 32 % für das modifizierte Seaborne Verfahren eingestuft werden.

Für die beiden nassoxidativen Verfahren können in erster Linie aufgrund der Wärmegutschrift, sowohl aus dem eingesetzten Gas als auch aus dem Klärschlamm, die Emissionen im Vergleich zum Referenzsystem signifikant reduziert werden - im Falle des Aqua Reci® Verfahrens um bis zu -200 %. Wie bereits erörtert ist jedoch die Wärmegutschrift nur möglich, wenn Abnehmer vorhanden sind. Kann die Abwärme aufgrund der Gegebenheiten nicht genutzt werden, schneidet das Aqua Reci® Verfahren (mit rund +300 % gegenüber dem Referenzsystem) schlecht ab. Ähnliche Ergebnisse sind für das PHOXNAN Verfahren zu erwarten.

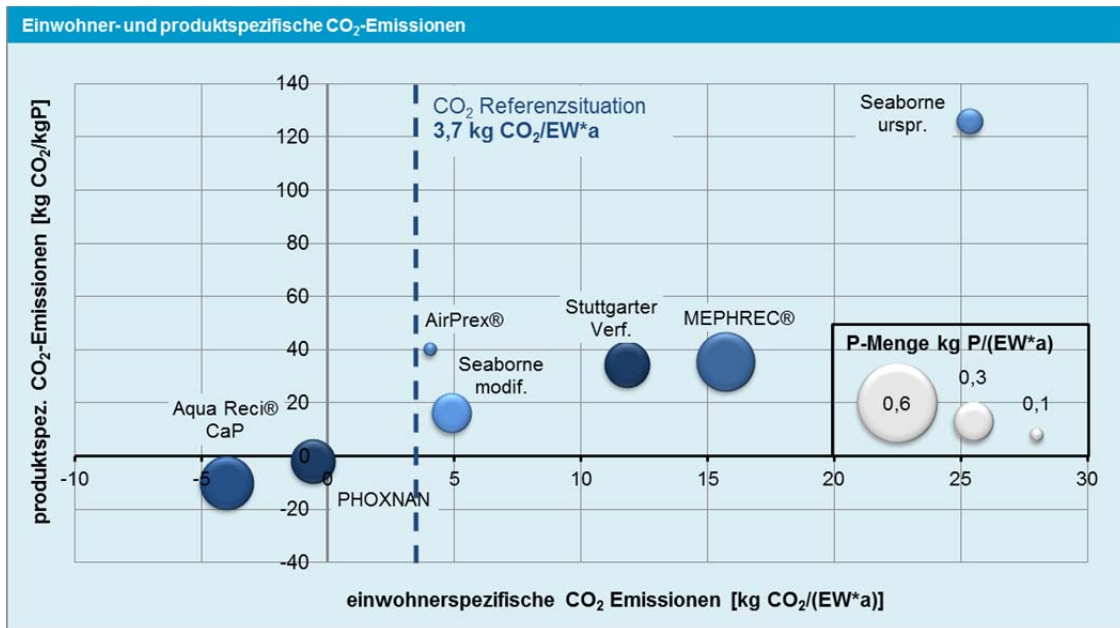


Abbildung 95: Einwohner- und produktspezifische CO₂-Emissionen gesamte Prozesskette (Faul- und Klärschlamm)

Auch bei den SO₂-Emissionen schneidet aufgrund der Gutschriften das AquaReci® Verfahren am besten ab. Im Vergleich zum guten Abschneiden bei den CO₂-Emissionen schneidet das PHOXNAN Verfahren aufgrund des Einsatzes großer Mengen an Schwefelsäure und der damit verbundenen hohen SO₂-Emissionen deutlich schlechter ab. Die beiden nasschemischen Verfahren Seaborne- und Stuttgarter Verfahren, für welche ebenfalls große Mengen an Schwefelsäure erforderlich sind, schneiden mit +250% im Vergleich zur Referenz auf ähnlichem Niveau wie das PHOXNAN Verfahren ab. Dies vor allem aufgrund der hohen direkten SO₂-Emissionen infolge der Verbrennung des Koks im Kuppelofen.

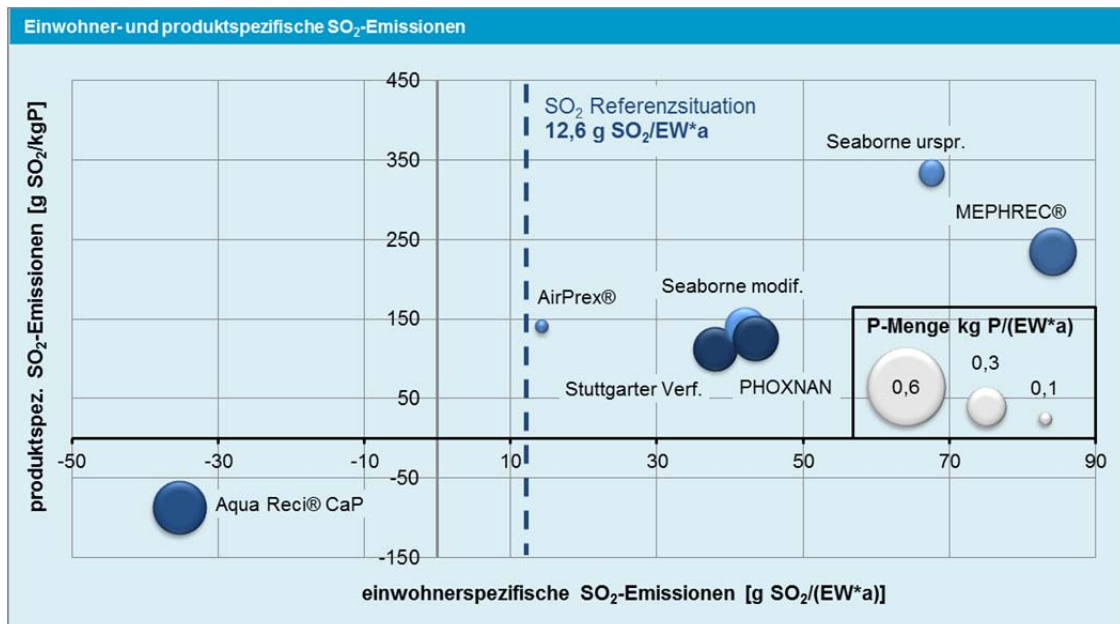


Abbildung 96: Einwohner- und produktspezifische SO₂-Emissionen gesamte Prozesskette (Faul- und Klärschlamm)

Abbildung 97 zeigt in % die zusätzlichen bzw. eingesparten gasförmigen Emissionen im Vergleich zum Referenzsystem, wenn eines der gezeigten Rückgewinnungsverfahren implementiert wird.

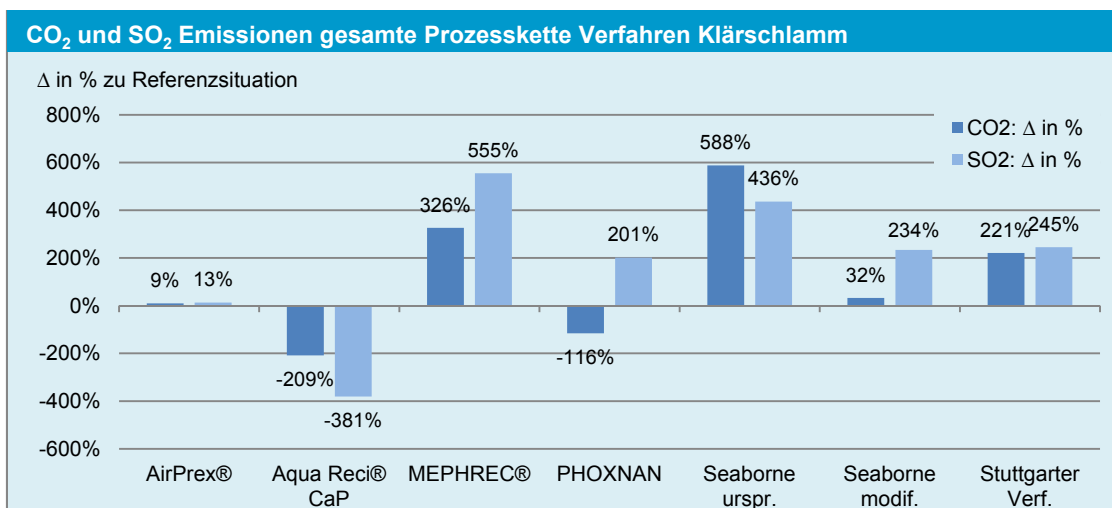


Abbildung 97: CO₂- und SO₂-Emissionen über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem (Faul- und Klärschlamm)

Anhand dieser Auswertung auf Basis der einwohnerspezifischen Daten sind keine Aussagen hinsichtlich der phosphorspezifischen Emissionen möglich. Möglich ist, dass ein Verfahren aufgrund einer höheren Phosphorrückgewinnung besser abschneidet. Dazu wird die absolute Abweichung der Emissionen bezogen auf das Referenzsystem (Δ in $\text{kg}/(\text{EW} \cdot \text{a})$) mit der definierten Kläranlagenbelastung (100.000 EW) multipliziert und auf die jährlich mögliche rückgewinnbare P-Fracht bezogen (Abbildung 98). Mit AirPrex® und Seaborne modifiziert kann 1 kg Phosphor im Vergleich zum Referenzsystem durch zusätzliche CO₂-Emissionen von 3–4 kg/a rückgewonnen werden. Als Vergleich dazu sind für das Stuttgarter Verfahren rund 24 und für das MEPHREC® Verfahren rund 34 kg CO₂/kg P nötig. Mit dem Aqua Reci® und PHOXNAN Verfahren kann unter günstigen Bedingungen Phosphor im Vergleich zur Referenz sogar mit CO₂-Einsparungen rückgewonnen werden.

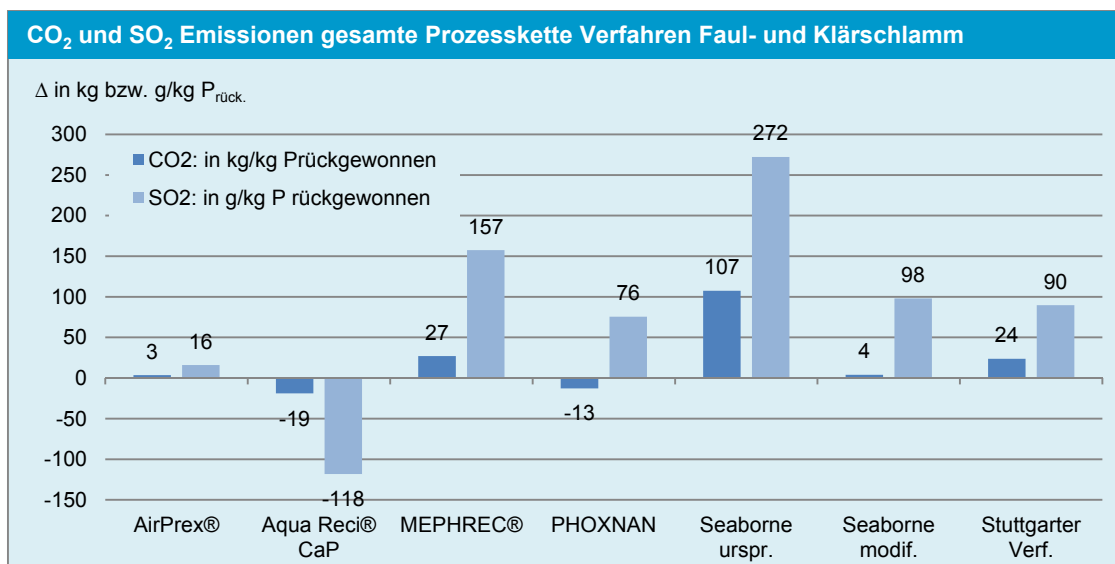


Abbildung 98: Abweichende Gasemissionen in Relation zur Gesamtsituation in kg bzw. g/kg P_{rückg.}

Sehr ähnliche Ergebnisse können für den kumulierten Energieaufwand berechnet werden, wobei in diesem Fall das MEPHREC® Verfahren besser abschneidet als z.B. Seaborne modifiziert. Für Seaborne modifiziert liegt der zusätzliche kumulierte Energieaufwand um den Faktor 6 bzw. für das Stuttgarter Verfahren um den Faktor 11 über dem Referenzsystem. Wie bereits zuvor schneiden die beiden nassoxidativen Verfahren am

besten ab bzw. kann sogar Energie im Vergleich zum Referenzsystem eingespart und gleichzeitig Phosphor im hohen Ausmaß rückgewonnen werden.

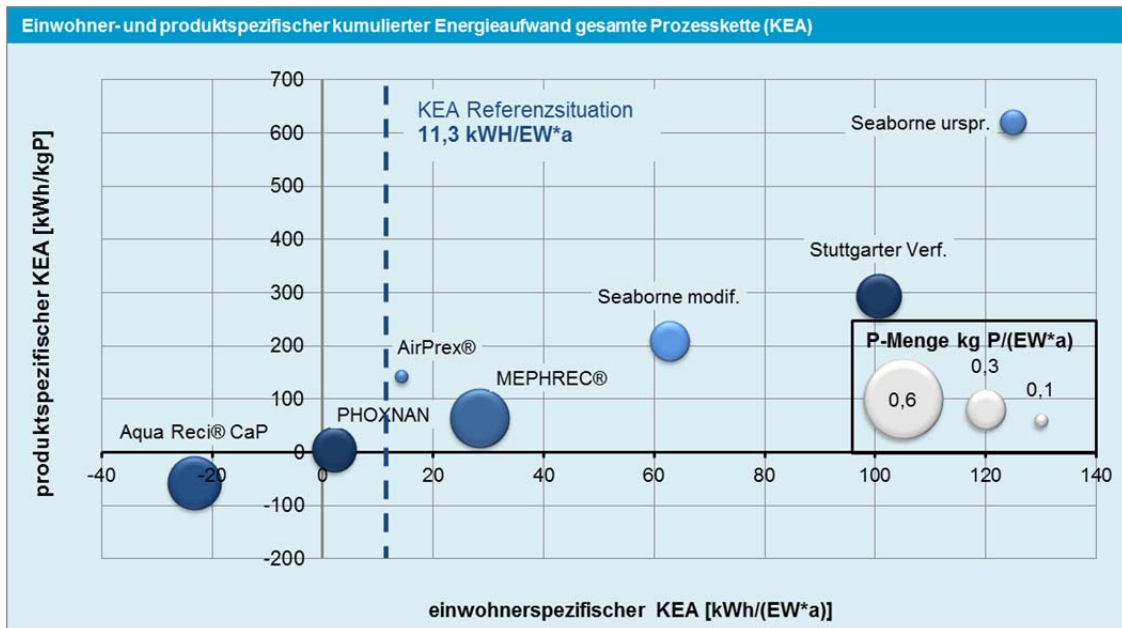


Abbildung 99: Einwohner- und produktspezifischer KEA gesamte Prozesskette

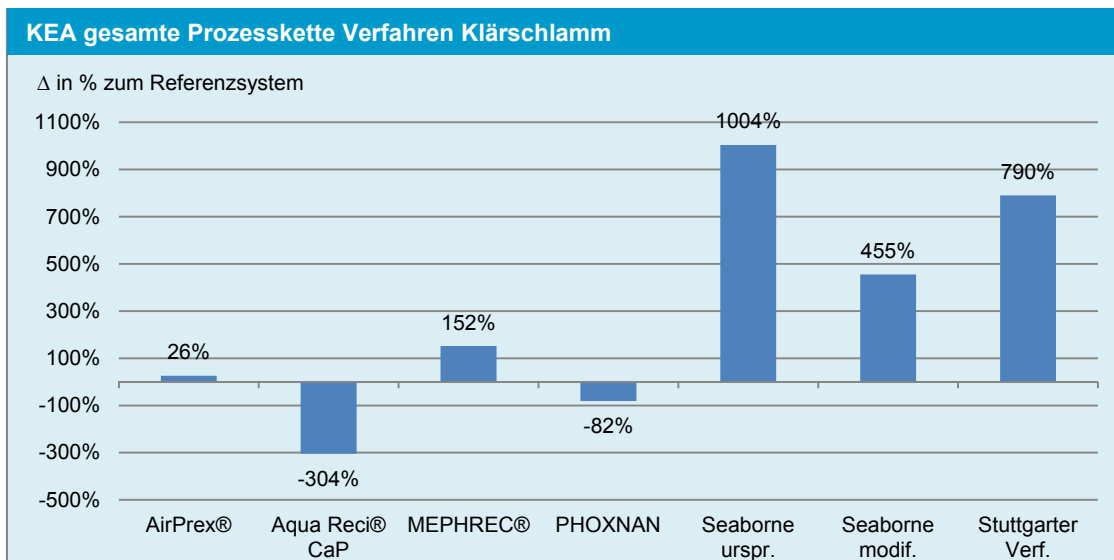


Abbildung 100: Veränderung KEA über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem

Bezogen auf 1 kg P rückgewonnen kann in Abbildung 101 folgender produktspezifische kumulierte Energieaufwand ermittelt werden. Dazu wird die absolute Abweichung der Emissionen bezogen auf das Referenzsystem (Δ in $\text{kg}/(\text{EW}^*\text{a})$) mit der definierten Kläranlagenbelastung (100.000 EW) multipliziert und auf die jährlich mögliche rückgewinnbare P-Fracht bezogen Emissionen berechnet.

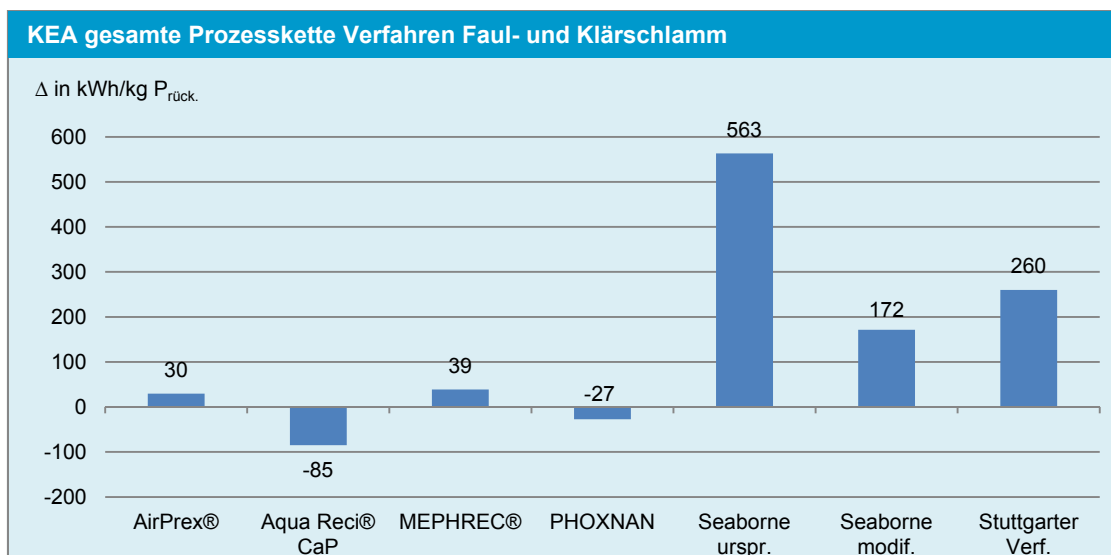


Abbildung 101: Veränderung KEA über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem

Zusammenfassend bedeutet dies, dass im Hinblick auf die ökologischen Bewertungskriterien im Falle der Möglichkeit einer Nutzung des Energiepotentials des Klärschlammes die beiden nassoxidativen Verfahren AquaReci® und PHOXNAN am besten abschneiden. Im Idealfall, das heißt bei einer vollständigen Nutzung der entstehenden Wärme, ist mit einer Gutschrift bei den gasförmigen Emissionen und dem KEA im Vergleich zum jetzigen Referenzsystem zu rechnen. Aufgrund der direkten Emissionen aus der Koksverbrennung und hoher indirekter Emissionen infolge des Zement und Eisenverbrauchs schneidet das MEPHREC® Verfahren trotz Nutzung des Synthesegases mit +330 % (CO₂) und +570 % (SO₂) im Vergleich zum Referenzsystem sehr schlecht ab.

Wenig überraschend sind über die gesamte Prozesskette nur geringfügig höhere Emissionen und ein geringfügig höherer kumulierter Energieaufwand für das AirPrex® Verfahren zu erwarten. Abhängig vom Verfahrensansatz sind bei den nasschemischen Rückgewinnungsverfahren um 30–220 % höhere CO₂-Emissionen bzw. um rund 250 % höhere SO₂-Emissionen im Vergleich zum Referenzsystem zu erwarten um rund 50 % des abwasserbürtigen Phosphors rückzugewinnen.

4.2.5 Bewertung Endprodukt

Die Endprodukte können grob in Magnesiumammoniumphosphate und Calciumphosphate mit teils sehr hoher Reinheit klassifiziert werden. Infolge des Rücklöseprozesses der nasschemischen Verfahren liegen verschiedene Fällionen wie Mg, Ca oder auch Fe und Al gelöst vor, die bei der Fällung schwer lösliche Salze bilden. Die Endprodukte setzen sich daher aus den verschiedenen gebildeten Verbindungen wie MAP, CaP und FeP/AIP zusammen. Eine Besonderheit stellt das Endprodukt des MEPHREC® Verfahrens dar. Es handelt sich dabei um eine phosphorreiche Schlacke, die dem früher als Düngemittel verwendeten Thomasmehl, ein Nebenprodukt der Eisen- und Stahlindustrie, sehr ähnlich ist. Folgende Phosphor- und Nährstoffgehalte können in den Endprodukten beobachtet werden.

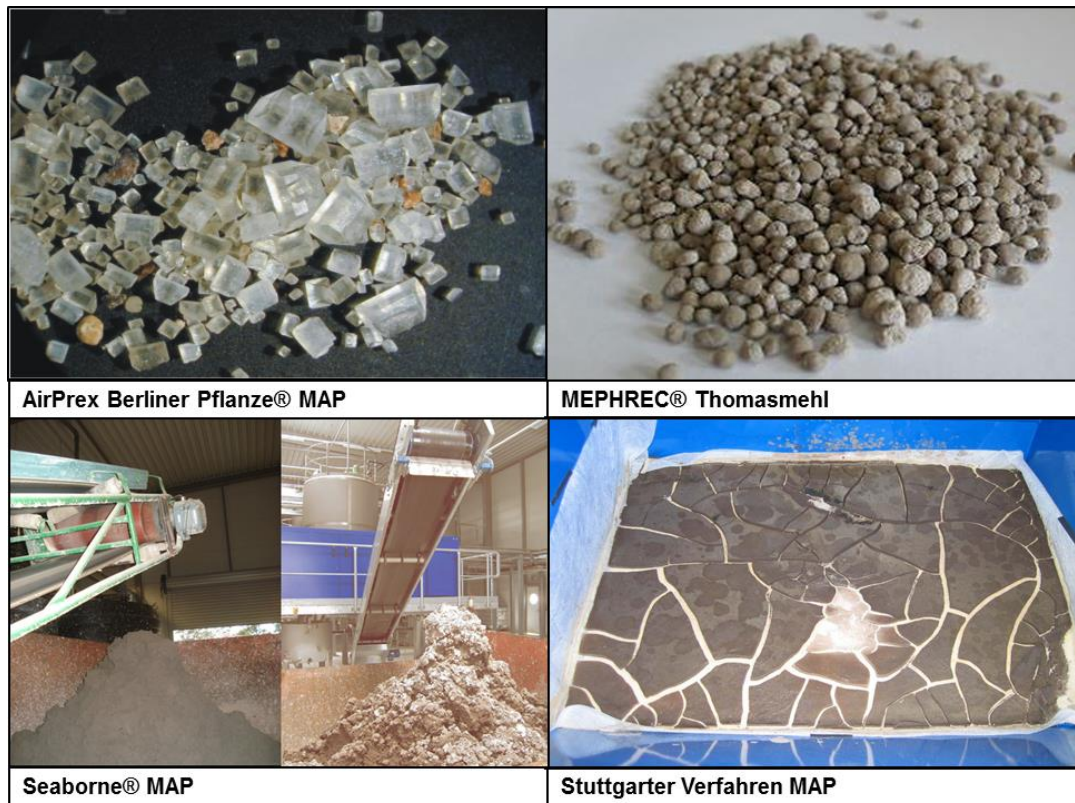


Abbildung 102: Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus dem Faul- bzw. Klärschlamm

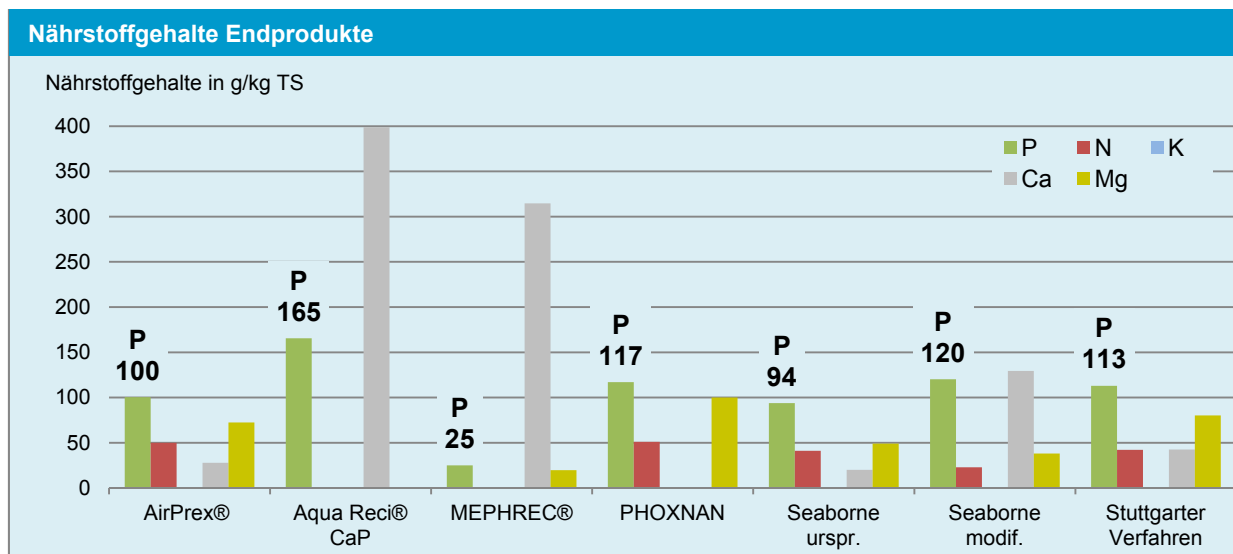


Abbildung 103: Nährstoffgehalte der Endprodukte einer Rückgewinnung aus Faul- und Klärschlamm

Bei Betrachtung der Löslichkeit anhand standardisierter Extraktionsversuche wird deutlich, dass die Wasserlöslichkeit aller Endprodukte bei $< 5\%$ liegt, während die Zitronensäurelöslichkeit für alle Produkte mit Ausnahme der nasschemischen Verfahren bei $\geq 90\%$ liegt. Die Zitronenlöslichkeit liegt für diese Endprodukte $\geq 60\%$. Grund dafür dürften die erwähnten, schwer löslichen FeP und/oder AlP Verbindungen sein. Für die Endprodukte AirPrex®, Seaborne und Stuttgarter Verfahren liegen zudem Untersuchungen mit alkalischem Ammonicitrat vor (Abbildung 104).

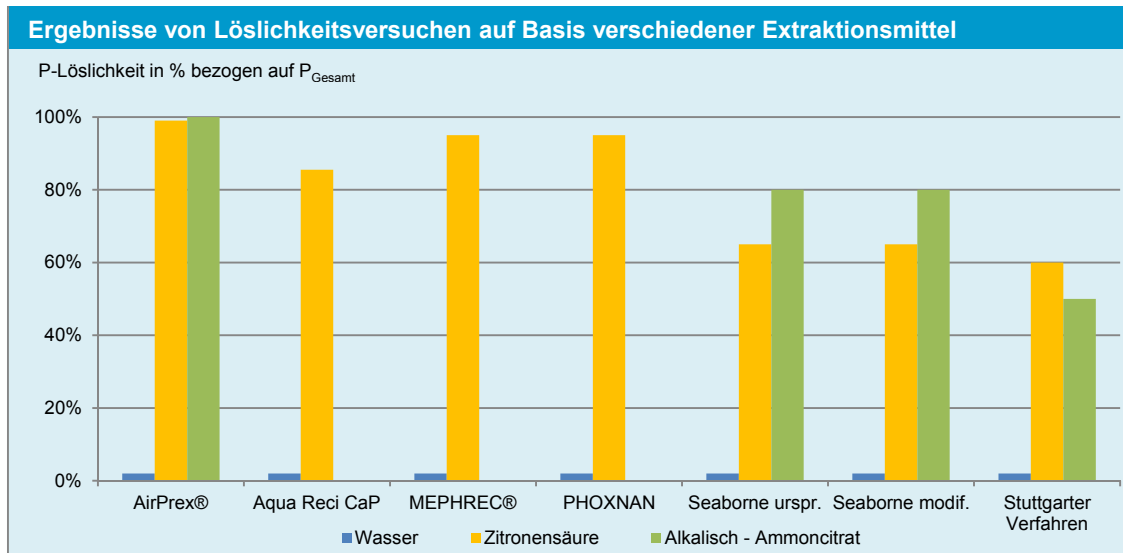


Abbildung 104: Extraktionsversuche Endprodukte aus Faul- und Klärschlamm

Topfversuche (Abbildung 104) und vereinzelt auch Feldversuche zeigen, dass speziell für Magnesiumammoniumphosphate über einen Zeitraum einer Vegetationsperiode hinsichtlich der Pflanzenverfügbarkeit und Pflanzenaufnahme vergleichbare Ergebnisse wie mit herkömmlichem Mineraldünger erzielt werden können. MAP Endprodukte können daher auf sauren Böden als sehr gut bzw. auf alkalischen Böden als gut geeignet eingestuft werden. Das bedeutet, dass im Vergleich zu einem herkömmlichen Mineraldünger 100 % des aufgetragenen Phosphors von der Pflanze aufgenommen wird. Bemerkenswert ist, dass auch bei einer nicht 100 %igen Zitronensäurelöslichkeit im Falle der Endprodukte des Seaborne- und Stuttgarter Verfahrens, diese Produkte hinsichtlich der Düngewirkung sowohl auf dem sauren als auch auf dem alkalischen Boden sehr gute Ergebnisse erzielen. Für Calciumphosphate aus z.B. dem Aqua Reci® Verfahren sind die Ergebnisse der Düngewirkung als mäßig einzustufen. Das MEPHREC® Endprodukt versagt trotz einer sehr guten Zitronensäurelöslichkeit auf einem sauren Boden. Auf alkalischen Böden allerdings kann die Düngewirkung als gut bis sehr gut eingestuft werden (P-Aufnahme: 75–100 %). Ein endgültiger Rückschluss über die Düngewirkung, vor allem für Endprodukte mit einer geringen Wirksamkeit, ist auf Basis der vorliegenden Daten nicht möglich. Speziell für die Calciumphosphate und Schlacken liegen nur einzelne Untersuchungen vor (Römer, 2013).

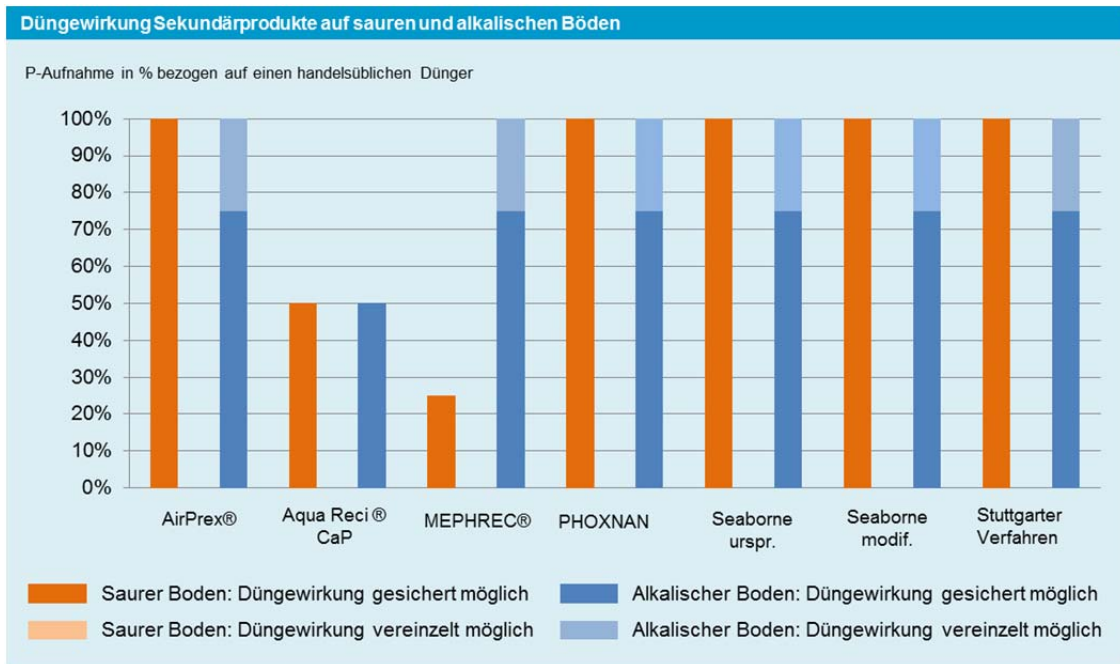


Abbildung 105: Düngewirkung der Sekundärprodukte aus dem Klärschlamm auf sauren und basischen Böden im Vergleich zu einem handelsüblichen Mineraldünger (1-jährige Versuche)

Die Zusammensetzung und damit der Gehalt an Nährstoffen der Endprodukte kann in Abhängigkeit der Bedingungen bei der Fällung (pH, Fällmittel, weitere Fällionen) variieren. Der monetäre Wert als Bewertungskriterium berücksichtigt alle Nährinhaltsstoffe, ermöglicht die Vergleichbarkeit der zahlreichen stark unterschiedlichen Endprodukte (MAP, CaP, Schlacken, Aschen), gibt Information über die Reinheit eines Produktes und wird für die Berechnung der Erlöse aus dem Endprodukt bei der ökonomischen Bewertung angesetzt. Am Beispiel der MAP-Endprodukte aus dem AirPrex®, Seaborne und Stuttgarter Verfahren kann aufgezeigt werden, dass die Nährstoffgehalte der Endprodukte aus dem Klärschlamm unter den Nährstoffgehalten der Endprodukte aus dem Schlammwasser liegen (z.B. Ostara 371 €/t bzw. reines MAP: 414 €/t). Besonders sticht jedoch das CaP des Aqua Reci Verfahrens aufgrund seiner hohen Reinheit mit einem monetären Wert von 432 €/t hervor. Aufgrund der geringen Nährstoffgehalte der MEPHREC® Schlacke schneidet dieses Endprodukt im Vergleich deutlich schlechter ab.

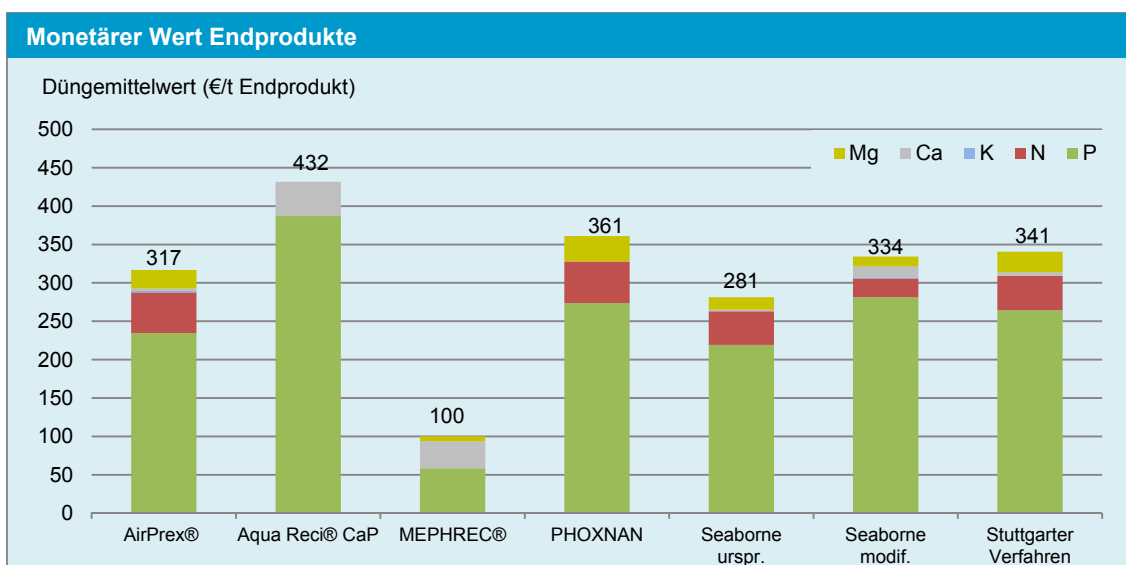


Abbildung 106: Monetärer Wert Endprodukte Faul- und Klärschlamm

Die Schwermetallgehalte der Endprodukte liegen teils deutlich unter den Anforderungen der Düngemittelverordnung. Auffallend sind die im Vergleich zu den Endprodukten im Schlammwasser teilweise hohen Cu- und Zn-Gehalte. Zurückzuführen ist dies auf eine ungenügende Entfernung im Rückgewinnungsprozess. Besonders deutlich wird dies an den beiden Endprodukten des Seaborne Verfahrens. Durch eine Prozessoptimierung konnten die hohen Schwermetallgehalte der ursprünglichen Verfahren deutlich reduziert werden. Abbildung 107 zeigt die Schwermetallgehalte der Endprodukte (in mg/kg Trockensubstanz) und die Grenzwerte für Schwermetalle laut Düngemittelverordnung. Der Cd-Grenzwert wird an dieser Stelle nicht dargestellt, da Cadmium laut Düngemittelverordnung in Relation zum P-Gehalt des Produktes betrachtet werden muss (siehe Abbildung 108). Da der Chromgrenzwert mit 2.500 mg/kg TS über der Skalierung liegt, wird dieser strichliert dargestellt.

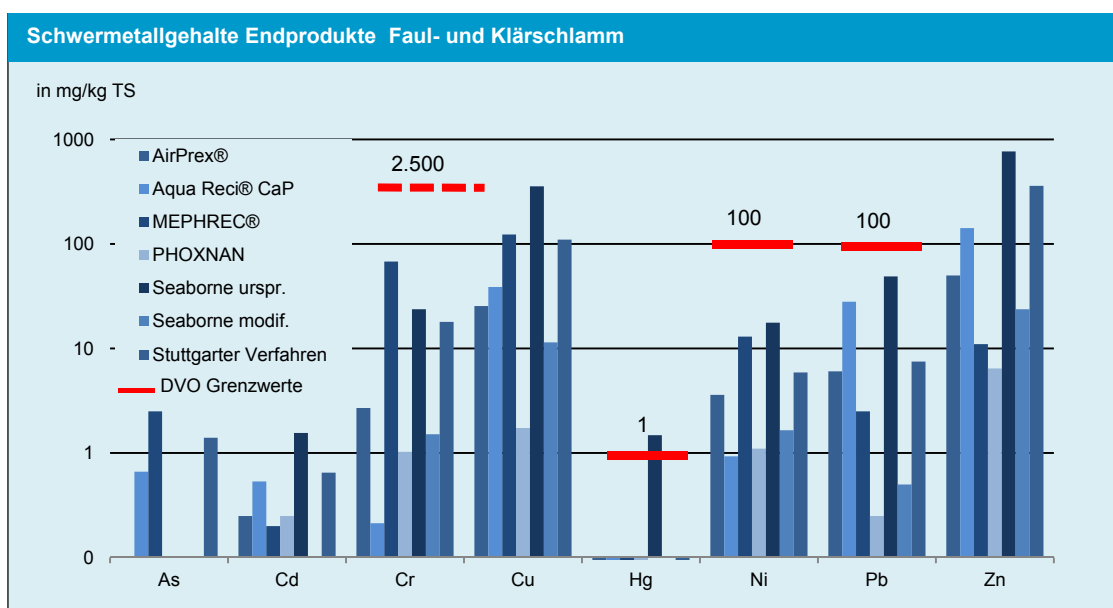


Abbildung 107: Schwermetallgehalte Endprodukte Faul- und Klärschlamm und Grenzwerte DüngemittelVO (mg/kg TS)

Um die Produkte jedoch vergleichbar zu machen, werden die Schwermetallgehalte auf den wertgebenden Inhaltsstoff, den P-Gehalt des Endproduktes bezogen und einem herkömmlichen Handelsdünger gegenübergestellt. Besonders hervorzuheben ist, dass vor allem die kritisch diskutierten Schwermetalle wie Cd, Cr, Hg und Pb, bei den Verfahren der Rückgewinnung aus Faul- und Klärschlamm (mit Ausnahme der Verfahren MEPHREC® und dem ursprünglichen Seaborne Verfahren), deutlich unter den Gehalten eines herkömmlichen Düngemittels liegen. Dies gilt aber auch für alle weiteren beurteilten Schwermetalle (Abbildung 108; Log-Tabelle). Auffallend sind die vergleichsweise hohen Arsenkonzentrationen im MEPHREC® Endprodukt. Dies kann auf den zusätzlichen Eintrag von Schwermetallen über die notwendigen Hilfsmittel v.a. Basiseisen zurückgeführt werden, die teilweise in die Schlacke gelangen.

Zu den in Mineraldüngern nachweisbaren radioaktiven Metallen wie z.B. Uran liegen für die Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm keine Untersuchungen vor. Diese sind in den Endprodukten nicht zu erwarten.

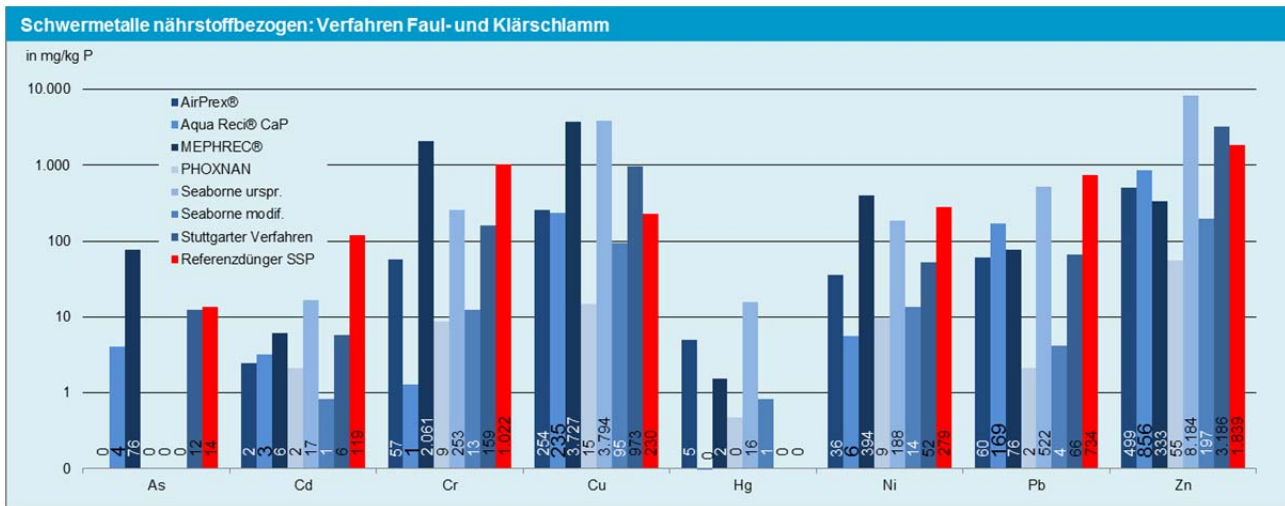


Abbildung 108: Nährstoffbezogene Schwermetallgehalte in Endprodukten der Rückgewinnungsverfahren aus dem Faul- und Klärschlamm

Eine Bewertung der Schwermetallgehalte erfolgt nach der Schadeinheiten- und Referenzbodenmethode. Während die Schadeinheit für einen handelsüblichen Dünger bei rund 0,22 SE/kg P liegt, weisen alle Endprodukte, mit Ausnahme MEPHREC® und Seaborne ursprünglich, SE-Werte auf, die deutlich geringer sind (Abbildung 109). Anhand der beiden Seaborne Verfahren wird deutlich, dass durch die Modifizierung des Verfahrens nicht nur prozesstechnische Vorteile zu erwarten sind, sondern auch ein Endprodukt mit deutlich geringeren Schwermetallgehalten erzeugt wird.

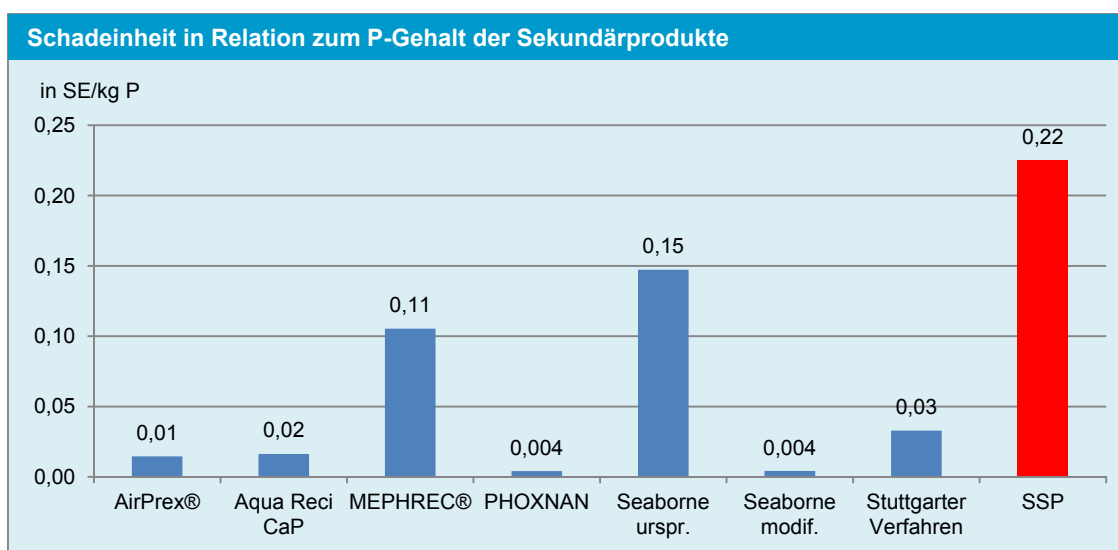


Abbildung 109: Schadeinheit für Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus dem Faul- und Klärschlamm

Da diese Kennzahl keine Aussage über die Bedeutung der einzelnen Schwermetalle hinsichtlich ihrer Gefährlichkeit oder tolerierbaren Konzentration im Boden liefert, wird zusätzlich die Referenzbodenmethode angewandt. Abbildung 110 und Abbildung 111 zeigen zum einen die Aufbringungshäufigkeit in Jahren (Balken), das limitierende Element sowie die Aufbringungshäufigkeit, wenn der Cd-Gehalt des Handelsdüngers die Referenz darstellt (blaues Rechteck). Unter Berücksichtigung aller Schwermetalle können die Endprodukte aus dem AirPrex®, Aqua Reci® und modifizierten Seaborne Verfahren im Vergleich zu einem handelsüblichen Dünger (1.450 Jahre) vier bis zehn Mal häufiger aufgebracht werden, bis die erste tolerierbare Schwermetallkonzentration überschritten wird. Aufgrund der schlechten Entfrachtungsleistung

des MEPHREC® und des ursprünglichen Seaborne Verfahren liegt die Aufbringungshäufigkeit für diese beiden Produkte auf dem Niveau eines handelsüblichen Düngers. Das Endprodukt des Stuttgarter Verfahren kann etwas drei Mal häufiger (~4.000 mal) aufgebracht werden bis die Ausbringung durch das limitierende Element Kupfer nicht mehr möglich ist. Ein besonders reines Endprodukt kann mit dem PHOXNAN Verfahren erzeugt werden. Damit ist eine im Vergleich zum SSP 42 Mal häufigere Ausbringung möglich. Wird nur der Cadmiumgehalt als relevant betrachtet, zeigt die Referenzbodenmethode, dass im Vergleich zu einem handelsüblichen Dünger sämtliche Endprodukte um mindestens den Faktor 7 (Seaborne urspr.) bzw. sogar um den Faktor 143 (Seaborne modif.) häufiger aufgebracht werden können, bis der tolerierbare Cadmium-Grenzwert überschritten wird.

Hinsichtlich der organischen Spurenstoffe und Hygiene kann bei den nassoxidativen und dem metallurgischen Verfahren von einer vollständigen Zerstörung ausgegangen werden. Untersuchungen für das Stuttgarter Verfahren zeigen, dass Teile der organischen Spurenstoffe in geringen Konzentrationen im Endprodukt nachweisbar sind. Zusätzliche bakteriologische Untersuchungen bestätigen das Vorhandensein von Mikroorganismen, jedoch ohne hygienische Bedenken (AirPrex® und Stuttgarter Verfahren).

Nach dem aktuellen Stand der Umsetzung wird mit keinem Verfahren ein Produkt erzeugt, das eine direkte landwirtschaftliche Ausbringung mit modernen Ausbringungsgeräten ermöglicht. Am ehesten kann das grobkörne AirPrex® Endprodukt direkt auf die Felder aufgebracht werden. Ansonsten sind zusätzliche Aufbereitungsschritte (z.B. Pelletieren) notwendig. Eine Lagerung der Endprodukte ist jedoch problemlos möglich.

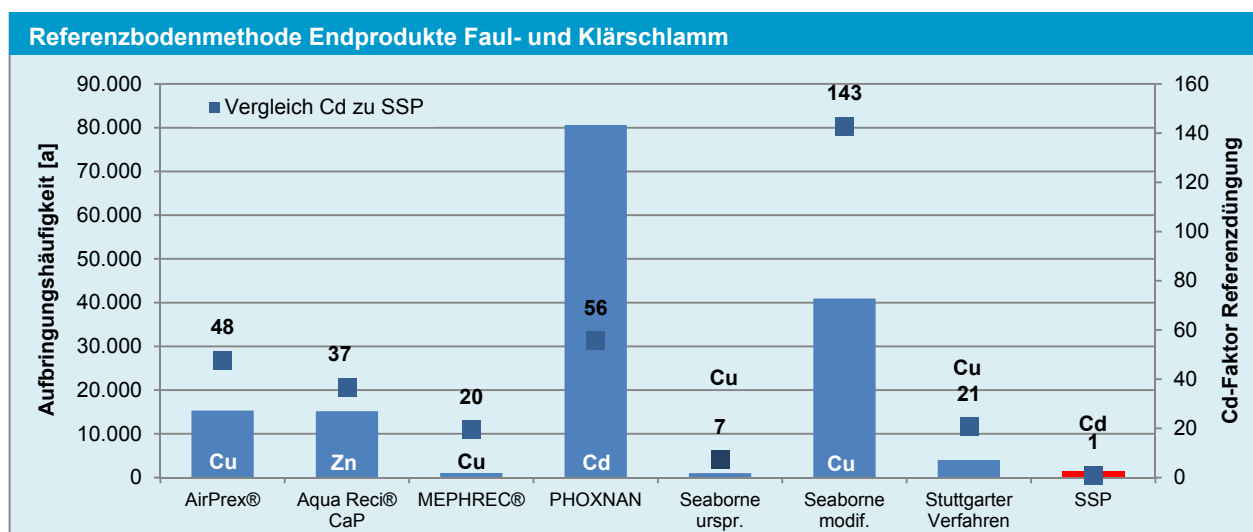


Abbildung 110: Referenzbodenmethode, Aufbringungshäufigkeit, begrenzendes Schwermetall und Cd-Faktor im Vergleich zur Referenzdüngung

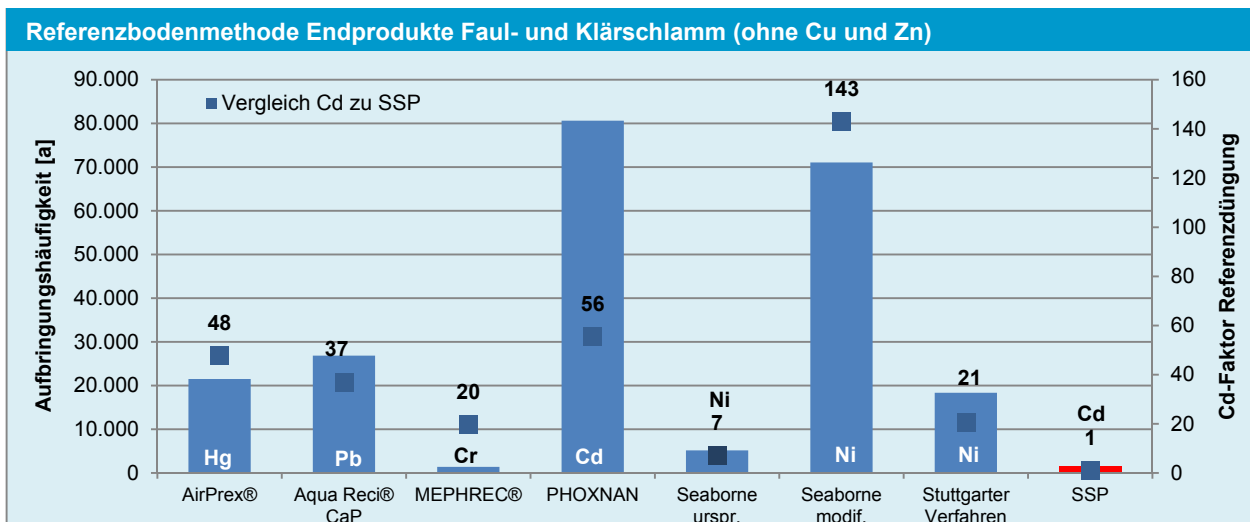


Abbildung 111: Referenzbodenmethode, Aufbringungshäufigkeit, begrenzendes Schwermetall und Cd-Faktor im Vergleich zur Referenzdüngung

Tabelle 91: Zusammenfassung Bewertung Endprodukte Faul- und Klärschlamm

Bewertung Endprodukt	AirPrex®	Aqua Reci®	MEPHREC®	PHOXNAN	Seaborne urspr.	Seaborne modif.	Stuttgarter Verf.
Klassifizierung	MAP	CaP	Schlacke	MAP	MAP, CaP, FeP	MAP, CaP, FeP	MAP, CaP
Löslichkeit	4	4	3	4	3	3	3
P-Aufnahme (Boden sauer/basisch)	4/3	2/2	1/4	4/3	4/3	4/3	4/3
Monetärer Wert [€/t Endprodukt]	317	432	100	361	281	334	340
Anorganische Verunreinigungen							
SM:P [mg Cd/kg P]	0,2	3,2	6,1	2,1	16,6	0,8	5,8
Schadeinheit [SE/kg P]	0,015	0,016	0,105	0,004	0,147	0,004	0,03
Referenzbodenmethode [Jahre]	15.300	15.200	1.000	80.600	1.000	40.900	4.000
Limitierendes Element	Cu	Zn	Cu	Cd	Cu	Cu	Cu
Faktor Cd zu Referenz	48	37	20	56	7	143	1
Organische Verunreinigungen							
Organische Spurenstoffe	4 ³	5 ²	5 ²	5 ²	4 ³	4 ³	4 ³
Hygiene	4 ¹	5 ²	5 ²	5 ²	4 ³	4 ³	4 ¹
Handhabung							
Einfache Lagerung möglich	5	5	5	5	3	4	5
Direkter Einsatz in LW möglich	4	2	2	2	3	3	2

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass im Vergleich zu herkömmlichen Handelsdüngern die Endprodukte, mit Ausnahme der Schlacke des MEPHREC® Verfahrens und dem Endprodukt des ursprünglichen Seaborne Verfahrens, deutlich besser abschneiden. Die Bewertungskriterien Schadeinheit und Referenzbodenmethoden bestätigen dies.

Der Löslichkeit des Phosphors und damit in weiterer Folge der P-Aufnahme bzw. Verfügbarkeit der Pflanze kommt eine bedeutende Rolle zu. Alle Endprodukte schneiden bei den Extraktionsversuchen mit Wasser als Lösungsmittel schlecht ab (Wasserlöslichkeit < 2 %). Bei den Extraktionsversuchen mit Zitronensäure wiederum liegt die Löslichkeit mit Ausnahme der Endprodukte der nasschemischen Verfahren bei ≥ 90 %. Trotz der schlechteren Zitronensäurelöslichkeit der Endprodukte aus den nasschemischen Verfahren (~60 %), schneiden diese bei den einjährigen Topfversuchen sowohl auf sauren als auch auf basischen Böden am besten ab. Deren Düngewirkung kann als mäßig bis gut (alkalische Böden) bzw. gut bis sehr gut (saure Böden) klassifiziert werden. Die Düngewirkung des Calciumphosphates (Aqua Reci®) innerhalb eines

Jahres kann im Vergleich zu einem herkömmlichen Handelsdünger als eher schlecht eingestuft werden. Aussagen über eine langfristige Wirkung sind auf Basis der vorliegenden Datengrundlage derzeit nicht möglich. Sehr differenziert ist das Bild für die metallurgische Schlacke, deren Wirkung auf sauren Böden als schlecht, auf alkalischen Böden wiederum als sehr gut eingestuft wird. Die derzeit fehlende Möglichkeit der direkten Aufbringung in der Landwirtschaft kann zwar als negativer Faktor angesehen werden, der allerdings durch eine gezielte Aufbereitung der Endprodukte behoben werden kann. Bei den Endprodukten handelt es sich fast ausschließlich um reine Endprodukte mit klarer Klassifizierung. Im Vergleich dazu wird beim MEPHREC® Verfahren eine P-reiche Schlacke, ähnlich dem eines Thomasmehles, erzeugt, deren Akzeptanz in der landwirtschaftlichen Anwendung aber nicht ohne weiteres beurteilt werden kann.

4.2.6 Bewertung Ökonomie

Zur ökonomischen Bewertung der Verfahren aus dem Faul- und Klärschlamm liegen für die ausgewählten Anlagen Daten vor, die zum einen auf unterschiedlich großen Kläranlagen umgesetzt wurden und zum anderen auf Basis einer Pilot- oder halbtechnischen Anlage angenommen werden. Besonders die Umsetzung der Technologien auf Kläranlagen mit unterschiedlicher Belastung stellte hohe Anforderungen an eine korrekte Annahme der Up- und Downscaling-Faktoren für eine vergleichende Kostenrechnung. Für das MEPHREC Verfahren sind lediglich Daten für eine Umsetzung mit einem jährlichen Durchsatz von rund 16.000 t Klärschlamm (Trockensubstanz) verfügbar. Das entspricht in etwa einer Belastung von 1.000.000 EW. Eine kleinere Variante des erforderlichen Kupolofens treibt die Investitionskosten in Relation zum Klärschlammumsatz signifikant in die Höhe (Abbildung 112). Eine Berechnung auf Basis des Klärschlammumsatzes von 16.000 t Trockensubstanz durchgeführt. Parallel wird der Schluss gezogen, dass dies den Mindestumsatz darstellt und eine Umsetzung des MEPHREC® Verfahrens im kleineren Maßstab nicht sinnvoll erscheint.

Tabelle 92: Ökonomische Bewertung Verfahren und Datengrundlage

Verfahren	Varianten
AirPrex®	Detaillierte Daten für Anlage 550.000 EW und 1.150.000 EW
Aqua Reci®	Detaillierte Daten für Durchsatz 10.000 t Klärschlamm TS
MEPHREC®	Schlechte Datengrundlage, schwer nachvollziehbar, nicht aufgeschlüsselt, Berechnung für eine Anlage mit einer Auslastung von 1 Mio. EW
PHOXNAN	Detaillierte Datengrundlage (v.a. Investitionskosten), 100.000 EW Anlage
Seaborne urspr.	Sehr detaillierte Datengrundlage 55.000 EW Anlage
Seaborne modif.	Sehr detaillierte Datengrundlage 55.000 EW Anlage
Stuttgarter Verfahren	Pilotanlage, keine Daten, Investitionskosten werden auf Basis der Seaborne Daten ermittelt

4.2.6.1 Verfahrenskosten

In Abbildung 112 werden die Jahreskosten der Rückgewinnungsverfahren, zusammengesetzt aus Kapital- und Betriebskosten, für den Fall einer Implementierung auf einer Kläranlage mit 100.000 EW dargestellt. Die einwohnerspezifischen Kosten für nasschemische Verfahren (mit Ausnahme des ursprünglichen Seaborne Verfahrens) liegen im Bereich von 4–6 €/ (EW*a), für die nassoxidativen Verfahren bei rund 9–9,5 €/ (EW*a) und für das metallurgische Verfahren im Bereich von 11–12 €/ (EW*a). Besonders beim metallurgischen Verfahren sollten jedoch höhere Unsicherheiten berücksichtigt werden. Am besten schneidet das AirPrex® mit einwohnerspezifischen Kosten von <1 €/ (EW*a) ab. Durch das geringe

Rückgewinnungspotential liegen die produktspezifischen Kosten jedoch bei rund 8 €/kg P. Bei den produktspezifischen Kosten der weiteren Verfahren ist eine ähnliche Gruppierung wie bei den einwohnerspezifischen Kosten feststellbar, wobei die Kosten für die nasschemischen Verfahren im Bereich von 12–16 €/kg P, für das metallurgische Verfahren im Bereich von 13–14 €/kg P und für nassoxidative Verfahren bei rund 22–26 €/kg P und liegen. An dieser Stelle wird angemerkt, dass die Kosten für das Stuttgarter Verfahren durch Optimierung der Prozesssteuerung vor allem infolge eines verringerten Säureeinsatzes deutlich reduziert werden konnten. Nach Berücksichtigung der aktuellsten Daten (deutlich verringerter Säurebedarf) liegen die Kosten im Bereich von 13 €/kg P. Allgemein liegen die Verfahrenskosten damit um ca. den Faktor 6 (nasschemisch), Faktor 10 (nassoxidativ) und Faktor 12 (metallurgisch) über dem Marktpreis von 2,5 €/kg P.

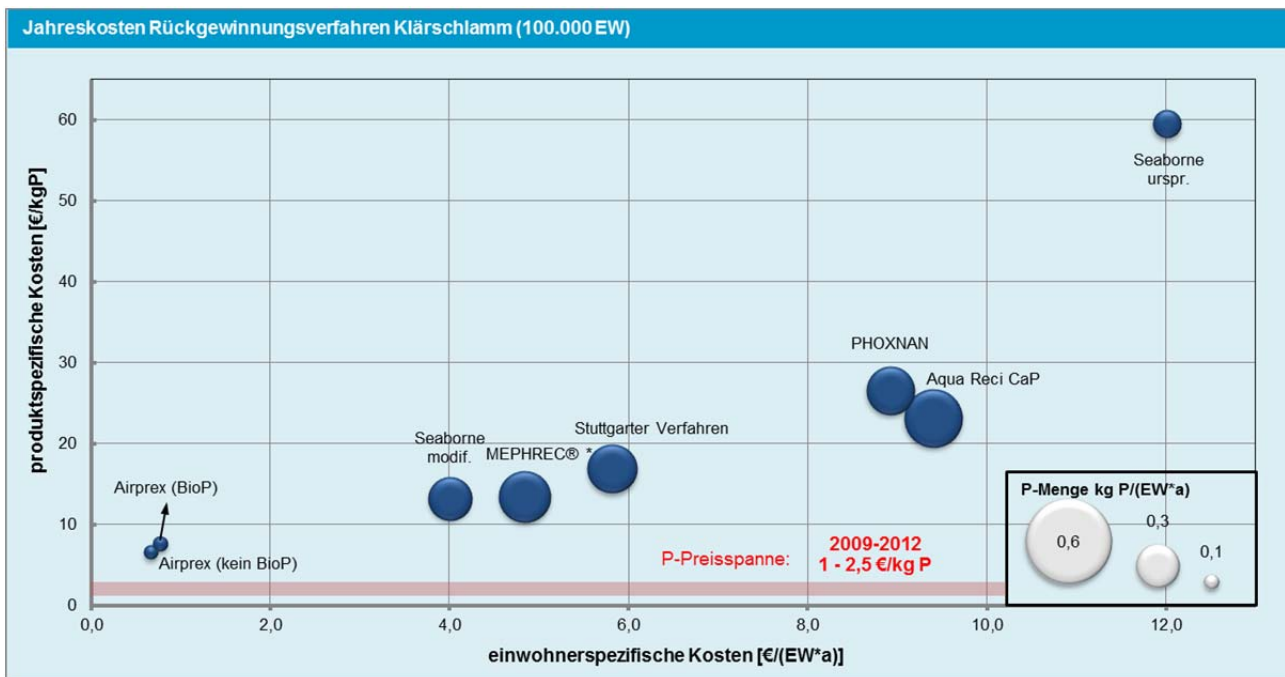


Abbildung 112: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Faul- und Klärschlamm (100.000 EW)

Die Kostenaufgliederung verdeutlicht, dass die nasschemischen Verfahren von den Betriebskosten, in erster Linie von den Chemikalien, dominiert werden und der Anteil der Kapitalkosten sehr gering sind (Abbildung 113). Folglich sind im Falle einer Umsetzung des Verfahrens auf größeren Kläranlagen keine großen Einsparungen zu erwarten. Dies ist die Folge einer direkt proportionalen Zunahme des Chemikalienbedarfs mit zunehmender Klärschlammmenge. Im Vergleich dazu liegt der Anteil der Kapitalkosten beim AquaReci®, aber auch beim PHOXNAN aufgrund der komplexen Technologie deutlich höher. Die Entsorgungskosten für die anfallende Asche aus den nassoxidativen Verfahren (Aqua Reci® und PHOXNAN (+Schwermetallschlamm)), die Rückstände (Filterstäube und metallurgische Rückstände) aus dem MEPHREC® Verfahren und die Schwermetallschlämme des ursprünglichen Seaborne Verfahrens fließen direkt in die Kostenrechnung ein. Mit den Verfahren Aqua Reci®, PHOXNAN und MEPHREC® wird eine gleichzeitige komplette Oxidation des organischen Anteils des Schlammes erreicht, womit bei Betrachtung über die gesamte Prozesskette die Kosten der weitergehenden Schlammbehandlung mittels einer Verbrennung entfallen.

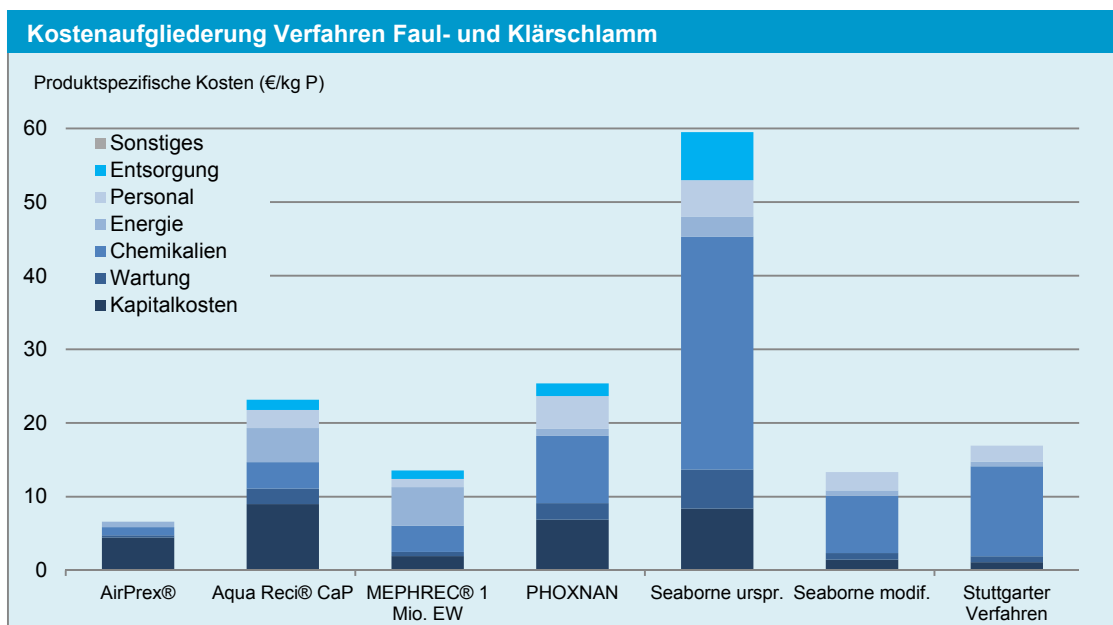


Abbildung 113: Kostenaufgliederung Verfahren Faul- und Klärschlamm (100.000 EW)

4.2.6.2 Jahreskosten: Variabilität Ausbaugröße

Inwieweit eine Umsetzung auf größeren Kläranlagen Einfluss auf die Verfahrenskosten hat, wird anhand einer Kostenrechnung für Kläranlagen mit einer doppelten bzw. fünffachen Belastung dargestellt. Neben den Investitionskosten nehmen die Kosten für Personal, Energie und Wartung ebenfalls nicht proportional zur Ausbaugröße zu. Einzig konstanter Kostenfaktor sind die Chemikalien, die direkt proportional mit der Größe der Anlage und damit der Klärschlammmenge ansteigen.

Anhand von Abbildung 114 wird die Reduktion der Verfahrenskosten bei einer Implementierung der Rückgewinnungsverfahren auf Kläranlagen mit höherer Belastung deutlich. Bei Kläranlagen mit einer fünffachen Belastung (500.000 EW) können die Verfahrenskosten für nassoxidative Verfahren hinsichtlich der Jahreskosten um bis zu 25 % reduziert werden, während für die nasschemischen Verfahren das Einsparungspotential bei rund 17 % liegt. Trotz der möglichen Kostenreduktion liegen die Verfahrenskosten bei den nasschemischen Verfahren ≥ 10 €/kg P und bei den nassoxidativen bei ≥ 16 €/kg P. Die deutlichsten Einsparungen sind aufgrund der einfachen Ausführung des Reaktors, beim AirPrex® Verfahren mit nahezu 60 % möglich. Für das MEPHREC® Verfahren liegen aussagekräftige Daten erst ab einer Ausbaugröße ab 1 Mio. EW vor und werden daher nicht dargestellt.

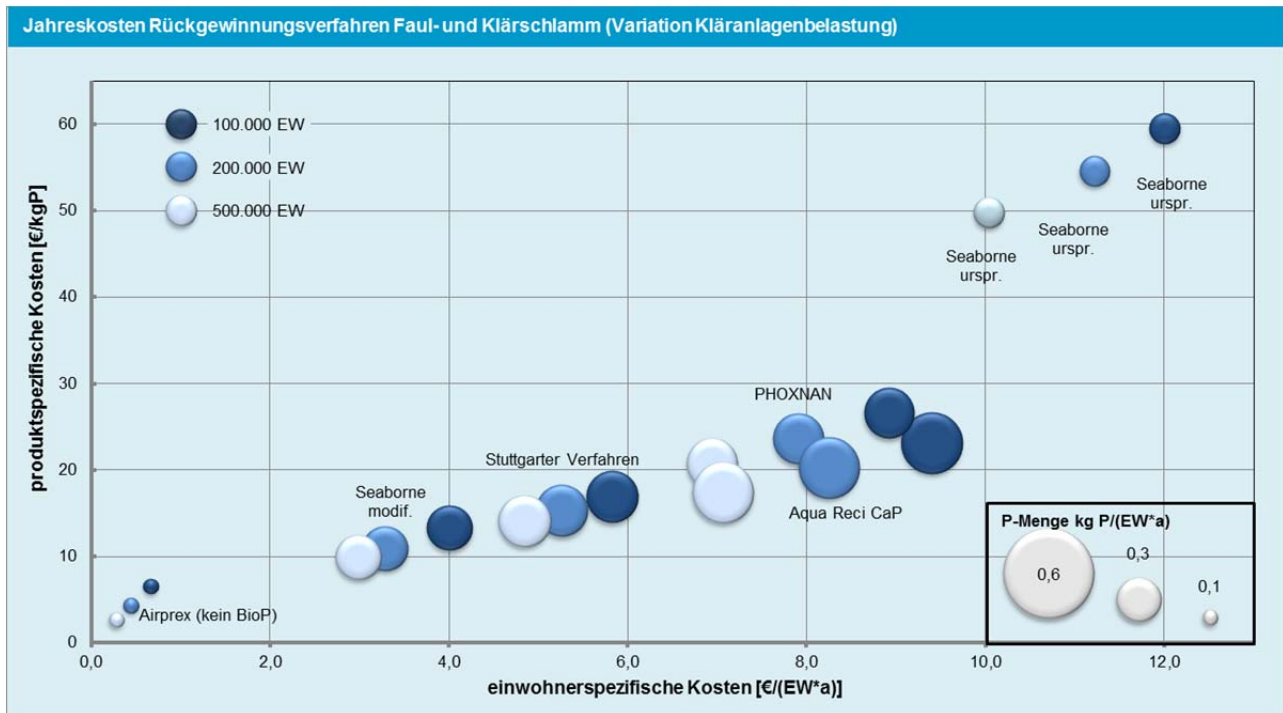


Abbildung 114: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Faul- und Klärschlamm (Variation Kläranlagenbelastung)

4.2.6.3 Jahreskosten: Berücksichtigung möglicher Einsparungen und Erlöse

Neben der Kläranlagengröße haben vor allem auch mögliche Einsparungen und Erlöse Einfluss auf die Jahreskosten der Verfahren. Erlöse sind in erster Linie durch den Verkauf des Produktes, aber auch durch die Nutzung des Energiepotentials des Schlammes möglich. Die Jahreskosten (dunkelblau) bzw. die „Jahreskosten reduziert“ (hellblau schraffiert) werden in Abbildung 115 dargestellt. Die reduzierten Jahreskosten für eine Anlagenimplementierung auf einer Kläranlage mit 100.000 EW basieren auf der Annahme einer maximal möglichen Kostenreduktion. Die Annahmen für die Berechnung der Einsparungen und Erlöse können aus Tabelle 90 entnommen werden.

Da mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht alle Einsparungen und Erlöse lukriert werden können, werden die tatsächlichen Verfahrenskosten im Bereich der errechneten Jahreskosten und der „Jahreskosten reduziert“ liegen. In den „Jahreskosten reduziert“ sind alle Einsparungen und Erlöse sowie auch die reduzierten Kosten infolge einer Implementierung auf Kläranlagen mit größerer Belastung berücksichtigt. Grund für diese relativ große Schwankungsbreite sind die möglichen Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes und der tatsächliche Energieertrag, im speziellen bei den nassoxidativen und dem metallurgischen Verfahren. Die auf Basis des monetären Wertes ermittelten Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes können deutlich von den tatsächlich möglichen Erlösen am freien Markt abweichen, wobei die tatsächlichen Erlöse mit hoher Wahrscheinlichkeit niedriger als der monetäre Wert ausfallen wird.

Zusätzlich werden an dieser Stelle die Kosten für das MEPHREC® Verfahren im Fall einer Umsetzung auf einer Kläranlage mit 100.000 EW dargestellt.

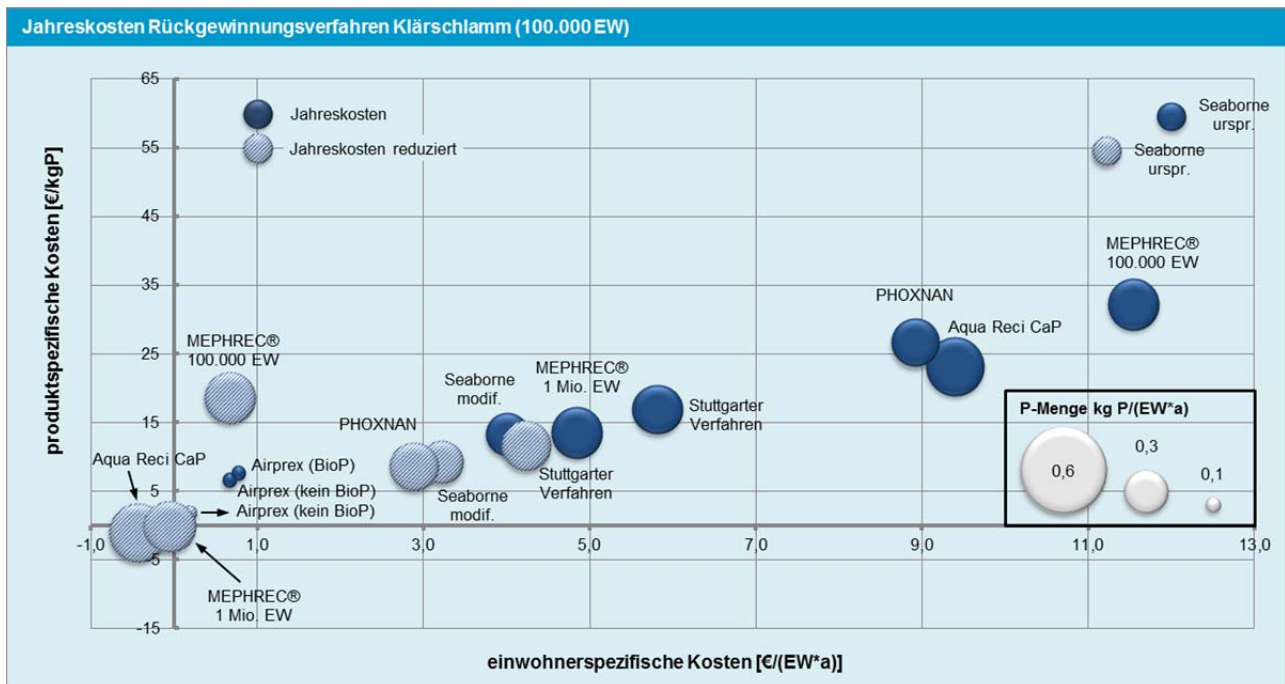


Abbildung 115: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Faul- und Klärschlamm (100.000 EW)

Durch die Berücksichtigung möglicher Einsparungen und Erlöse vor allem aus der Nutzung der Energie profitieren vor allem die nasschemischen Verfahren AquaReci® und PHOXNAN, wobei im Fall des Aqua Recí® Verfahrens bereits ab einer Kläranlagengröße von 100.000 EW ein kostendeckender Betrieb möglich wäre. Gut schneidet auch das MEPHREC® Verfahren bei einer Umsetzung auf einer Kläranlage mit 1 Mio. EW, in erster Linie durch die Verstromung des Synthesegases, ab. Wird der MEPHREC® Prozess als eine Art der Klärschlamm Entsorgung betrachtet und damit die Übernahme des Klärschlammes als Erlös berücksichtigt, wäre bereits 60 % der Jahreskosten des Verfahrens gedeckt und das Verfahren höchst wirtschaftlich (Scheidig, 2013). Im Falle einer Umsetzung auf einer Kläranlage mit 100.000 EW ist dieses Verfahren aufgrund der sehr hohen Investitionskosten definitiv unwirtschaftlich. An dieser Stelle wird angemerkt, dass die genannten Erlöse wie Synthesegas und Klärschlammannahme wegfallen, wenn das MEPHREC® zur Rückgewinnung aus der Klärschlammmasche eingesetzt wird.

Für die nasschemischen Verfahren (Seaborne modif. und Stuttgarter Verfahren) liegen die Kosten auch im Falle maximaler Einsparungen und Erlöse noch immer auf einem hohen Niveau von 9–11 €/kg P. Eine Besonderheit stellt das AirPrex® Verfahren dar. Erst auf einer Kläranlage mit BioP kann für dieses Verfahren der Benefit einer verbesserten Entwässerbarkeit des Schlammes und damit eine deutliche Reduktion der Entsorgungskosten angerechnet werden. Deutliche Einsparungen wären die Folge. Im Falle einer Umsetzung auf einer Kläranlage mit konventioneller P-Elimination (inkl. Fe-Fällung) kann diese Einsparung nicht berücksichtigt werden, da durch den Fällmitteleinsatz bereits eine gute Entwässerbarkeit gegeben ist. Die Kosten für 1 kg P liegen dann bei 2,4 €/kg P rückg. bzw. 0,2 €/(EW*a).

Zusammenfassend bedeutet dies, dass auf Kläranlagen mit einer Belastung von 100.000 EW trotz Annahme der maximal möglichen Einsparungen und Erlöse nur das Aqua Recí® Verfahren kostendeckend betrieben werden kann.



4.2.6.4 Jahreskosten: Variation Ausbaugröße Kläranlage und mögliche Einsparungen und Erlöse

Wie bereits dargestellt, können die Jahreskosten bei einer Umsetzung der Verfahren auf größeren Kläranlagen deutlich reduziert werden. In Abbildung 116 werden die Kostenvorteile sowohl durch die Umsetzung auf einer Kläranlage mit 500.000 EW als auch durch mögliche Einsparungen und Erlöse berücksichtigt. Für das MEPHREC® Verfahren wurden die Kosten bereits für eine Anlage mit 1.000.000 EW angenommen. Eine Berechnung mit Variation der Ausbaugröße wird deshalb nicht vorgenommen.

Die Kosten der nasschemischen Verfahren liegen trotz Annahme maximaler Kosteneinsparungen und Erlöse sowie der Implementierung auf einer Kläranlage mit fünffacher Belastung bei rund 8–9 €/kg P bzw. bei rund 3 €/(EW*a). Die Kosten für 1 kg P mit dem PHOXNAN Verfahren bewegen sich im Bereich von 2–3 €/kg P. Kostenneutral bzw. mit einem Gewinn können die Verfahren MEPHREC®, Aqua Reci® und AirPrex® betrieben werden. Grund sind hierbei vor allem die Erlöse aus der Energieerzeugung (Synthesegas bzw. Wärme). Mit Vorsicht müssen die Ergebnisse der negativen produktspezifischen Kosten interpretiert werden. Die produktspezifischen Kosten errechnen sich aus den Jahreskosten dividiert durch das mögliche Rückgewinnungspotential. Das heißt, je höher die Rückgewinnungsquote, desto geringer fällt der Erlös pro kg P aus.

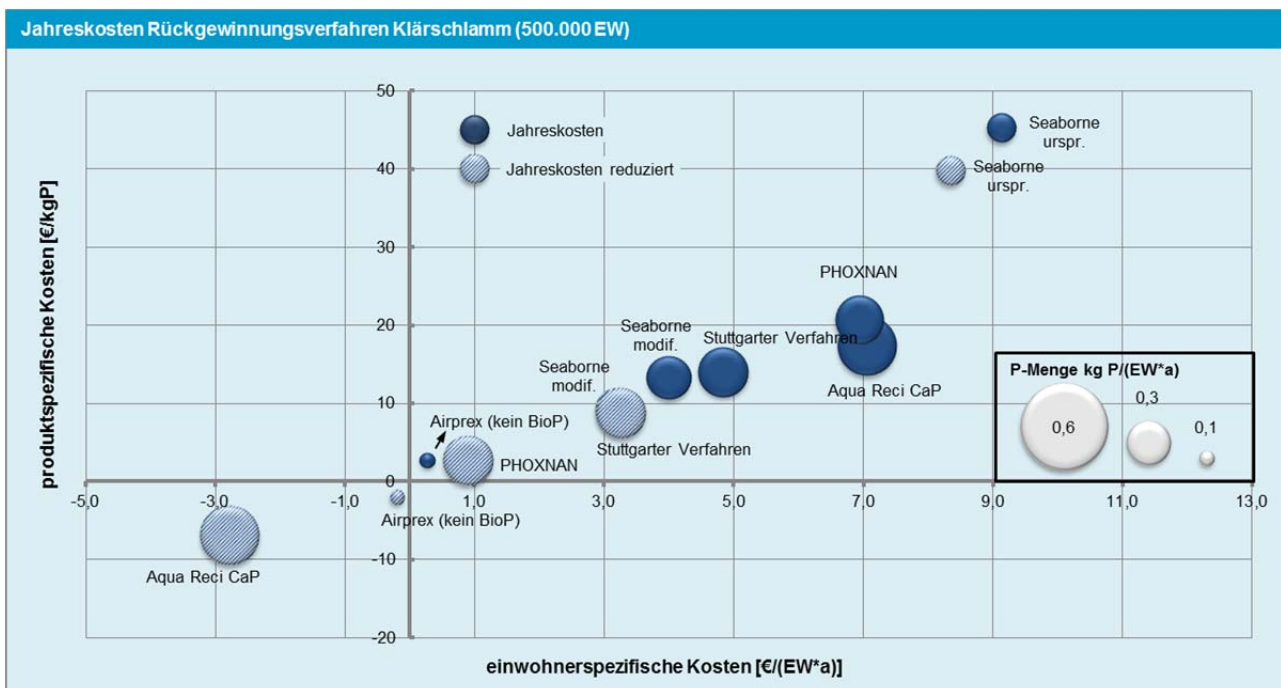


Abbildung 116: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Faul- und Klärschlamm (500.000 EW)

4.2.6.5 Amortisation

Anhand der Kapitalwertmethode wird auf Basis der jährlichen möglichen Einsparungen und Erlöse und einem Zinsfaktor von 4 % eine mögliche Amortisation der Anlage berechnet. Die Berechnungen zeigen, dass im Falle des Einsatzes der Rückgewinnungsverfahren auf einer 100.000 EW Kläranlage nur für das Aqua Reci® eine Amortisation aufgrund der hohen Erlöse aus der Nutzung der Wärme und Einsparungen durch verringerte Entsorgungskosten vor der ersten notwendigen Reinvestition nach 15 Jahren möglich ist. Unter der Annahme der Einsparungen wie Entsorgungskosten, Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes und vor

allem dem Erlös aus der Annahme des Klärschlammes ist für das MEPHREC® Verfahren bereits nach 2–3 Jahren eine Amortisation möglich. Inwieweit diese Erlöse aus der Klärschlammanübnahme wirklich lukriert werden können, ist mit einer hohen Unsicherheit verbunden. Für das PHOXNAN Verfahren ist eine Amortisation eventuell bei einer Ausbaugröße von 500.000 EW und idealer Voraussetzung hinsichtlich möglicher Einsparungen und Erlöse möglich. Für die nasschemischen Verfahren (Stuttgarter und Seaborne Verfahren) ist keine Amortisation der Investitionskosten zu erwarten.

4.2.6.6 Ganzheitliche Bewertung gesamte Prozesskette

Neben den betriebswirtschaftlichen Kosten, die ausschlaggebend für den Betreiber eines solchen Verfahrens ist (z.B. Kläranlagenbetreiber), erfolgt eine Kostenrechnung auch für die gesamte Prozesskette mit dem Ziel der Erfassung der volkswirtschaftlichen Kosten. In diese Berechnung fließen sämtliche erforderlichen weiterführenden Prozesse ein (siehe Referenzsystem). Faktoren wie die vollständige Zerstörung der organischen Substanz und damit entfallende Kosten für die Weiterbehandlung des Schlammes, Erlöse aus dem Energieertrag durch Oxidation des Schlammes oder Schmelzvergasung, sowie Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes fließen ebenfalls in die ganzheitliche Bewertung mit ein. Zum Vergleich liegen die Kosten für das Referenzsystem (Referenzkläranlage-Mitverbrennung-Ablagerung Reststoffe) bei 11,13 €/ (EW*a).

Tabelle 93 zeigt eine detaillierte Aufstellung der Kosten und der maximal möglichen Einsparungen und Erlöse über die gesamte Prozesskette. Sie verdeutlicht, dass im Falle einer Implementierung der Rückgewinnungsverfahren im Vergleich zur derzeitigen Situation eine teils deutliche Reduktion der Jahreskosten möglich ist (MEPHREC® und Aqua Recic®). Andererseits müssen gerade bei diesen beiden Verfahren hohe Unsicherheiten hinsichtlich möglicher Erlöse miteinkalkuliert werden, womit eine gefestigte Aussage nicht möglich ist. Für das PHOXNAN, Seaborne modifiziert und Stuttgarter Verfahren kann mit zusätzlichen Kosten von mind. 20–30 % gegenüber der derzeitigen Situation gerechnet werden, um rund 40–50 % des abwasserbürtigen Phosphors rückzugewinnen. Mit dem AirPrex® Verfahren ist eine nahezu kostenneutrale Rückgewinnung, jedoch mit gleichzeitig geringem Rückgewinnungspotential (max. 10 %) möglich.



Tabelle 93: Zusammenfassung ganzheitliche Kostenrechnung

Kostenstellen (Kosten in €/EW*a)	Air Prex®	Aqua Reci®	PHOXNAN	MEPHREC® 1 Mio. EW	Seaborne urspr.	Seaborne modif.	Stuttgarter Verfahren
Kläranlage							
Abwasserreinigung	4,50	4,50	4,50	4,50	4,50	4,50	4,50
Schlammbeh. inkl. Entwässerung	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
Kosten Kläranlage	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00
Rückgewinnungsverfahren	0,71	8,83	8,92	4,84	10,68	4,00	5,82
Verbrennung (Mitverbrennung)	3,54	-	-	-	3,35	3,35	3,33
Entsorgung							
Asche/Schlacke/Flugasche	0,36	0,56	0,58	0,28	0,36	0,36	0,36
Filterkuchen	0,06	-	-	-	0,06	0,06	0,06
Behandlung SM-Schlamm			0,40		1,32		
Transport							
Schlamm zu Verbrennung	0,96	-	-	0,98	1,00	0,91	0,91
Asche zu Deponie	0,10	0,16	0,17	0,10	0,10	0,10	0,10
Filterkuchen zu Untertagedeponie	0,04	-	-	0,20	0,04	0,04	0,04
Summe Kosten	11,78	15,55	16,06	12,52	23,06	14,83	16,4
Einsparungen und Erlöse							
Sonstige Einsparungen	0,15	5,01 ¹	1,29 ¹	3,41 ²	0,39	0,39	0,60 ³
Erlös Endprodukt	0,32	1,06	1,00	1,48	0,61	0,84	1,03
Summe Einsparungen und Erlöse	0,47	6,07	2,29	4,89	0,39	1,23	1,82
Jahreskosten	11,3	9,48	13,78	7,63	22,06	13,60	14,8
Δ zu Referenz	+2%	-15%	+24%	-31%	+98%	+22%	+33%

Sonstige Einsparungen: ¹ Wärme; ² Strom und Wärme aus Synthesegas, ³ Rückführung Eisen, verringerte P+N Rückbelastung, Einsparung Schlamm Entsorgung

Detaillierte Aufstellung der Kosten für das Referenzsystem sind aus dem Anhang zu entnehmen (Kapitel 7.2.5.4)

Abbildung 117 zeigt die absolute und Abbildung 118 die prozentuelle Veränderung der einwohnerspezifischen Kosten im Vergleich zum Referenzsystem mit Berücksichtigung der Kostenreduktion durch die Umsetzung auf Kläranlagen mit variierender Belastung. Erlöse wie z.B. Energie aus der Oxidation des Klärschlammes sowie Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes werden in diesem Fall noch nicht berücksichtigt. Deutlich wird dabei, dass im Vergleich zur derzeitigen Situation (Referenzsystem, 100.000 EW) die Verfahren sehr unterschiedlich abschneiden. Durch Implementierung eines der nasschemischen Verfahren (ohne ursprüngliches Seaborne Verfahren) sind zusätzliche Kosten in der Höhe von 3,7–5,5 €/EW*a bzw. 33–49 % erforderlich. Da die Kosten von den Betriebsmitteln dominiert werden, ist das Einsparungspotential auf größeren Kläranlagen gering. Für die nassoxidativen Verfahren liegen die zusätzlichen einwohnerspezifischen Kosten im Bereich von 4,4–4,9 €/EW*a bzw. 40–45 %. Allerdings können die zusätzlichen Kosten durch Implementierung auf Kläranlagen mit höherer Belastung um bis zu 50 % auf rund 2 €/EW*a reduziert werden. Für das metallurgische Verfahren sind zusätzliche Kosten von 1,4 €/EW*a bzw. 13 % im Vergleich zum Referenzsystem zu erwarten. Allerdings beziehen sich diese Kosten auf eine MEPHREC® Anlage mit einer Ausbaupkapazität von 1. Mio EW. Mit zusätzlichen Kosten von 5 % schneidet das AirPrex® Verfahren ab, wobei gleichzeitig das Rückgewinnungspotential am geringsten ist.

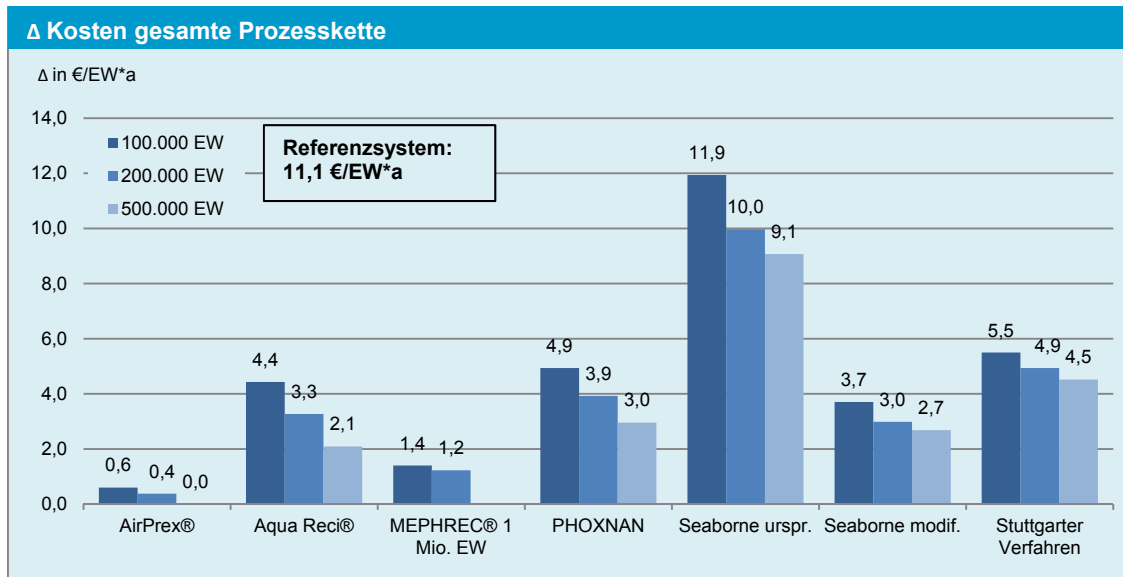


Abbildung 117: Absolute Veränderung der Kosten für die gesamte Prozesskette in Relation zur Ausbaugröße (ohne Einsparung)

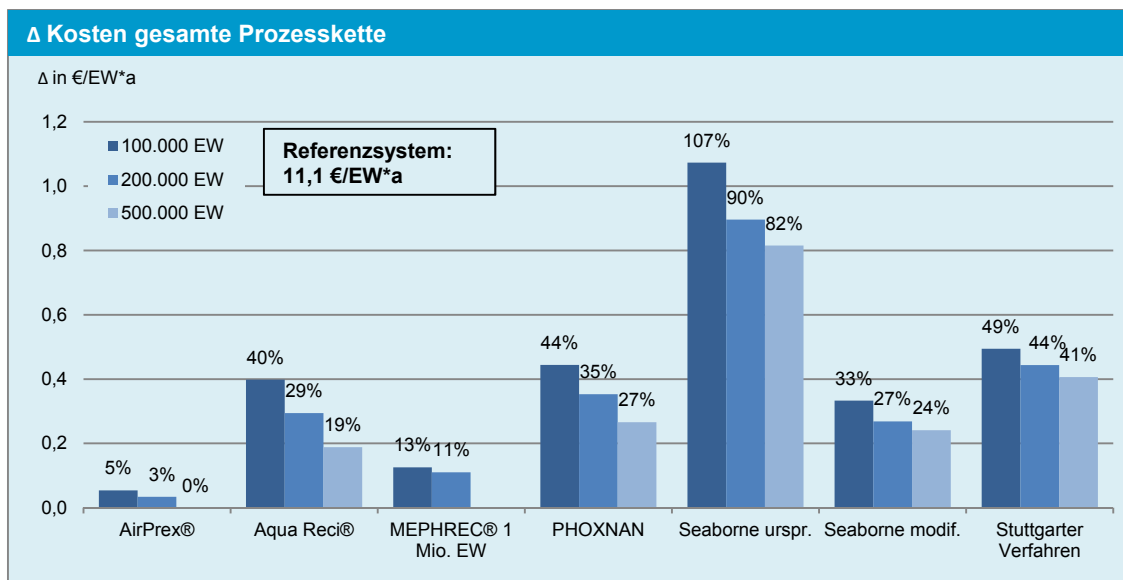


Abbildung 118: Prozentuelle Veränderung der Kosten für die gesamte Prozesskette in Relation zur Ausbaugröße (ohne Einsparungen und Erlöse)

Anhand der Abbildung 119 wird die mögliche Schwankungsbreite der zusätzlichen Kosten bzw. möglichen Erlöse im Vergleich zum Referenzsystem dargestellt. Die obere Grenze entspricht den reinen Jahreskosten im Falle einer Umsetzung auf einer 100.000 EW Anlage ohne mögliche Einsparungen und Erlösen. Die untere Grenze entspricht den Jahreskosten auf der größten Anlage (500.000 EW) unter Berücksichtigung der maximal möglichen Einsparungen und Erlöse. Da z.B. der monetäre Wert für die Erlöse und nicht der Marktwert der Endprodukte berücksichtigt wird, ist die untere Grenze als absolutes maximum zu betrachten, das in den häufigsten Fällen nicht erreicht wird. Das bedeutet, dass im absoluten Idealfall (große Kläranlage, hohe Erlöse aus dem Endproduktverkauf) keine zusätzlichen Kosten, sondern sogar Erlöse im Vergleich zum Referenzsystem möglich sind (AirPrex®, Aqua Reci® und MEPHREC®). Für das nasschemische PHOXNAN und die nasschemischen Verfahren sind auch unter Berücksichtigung aller möglicher Einsparungen und Erlöse zusätzliche Kosten im Ausmaß von 30–40 % zu erwarten.

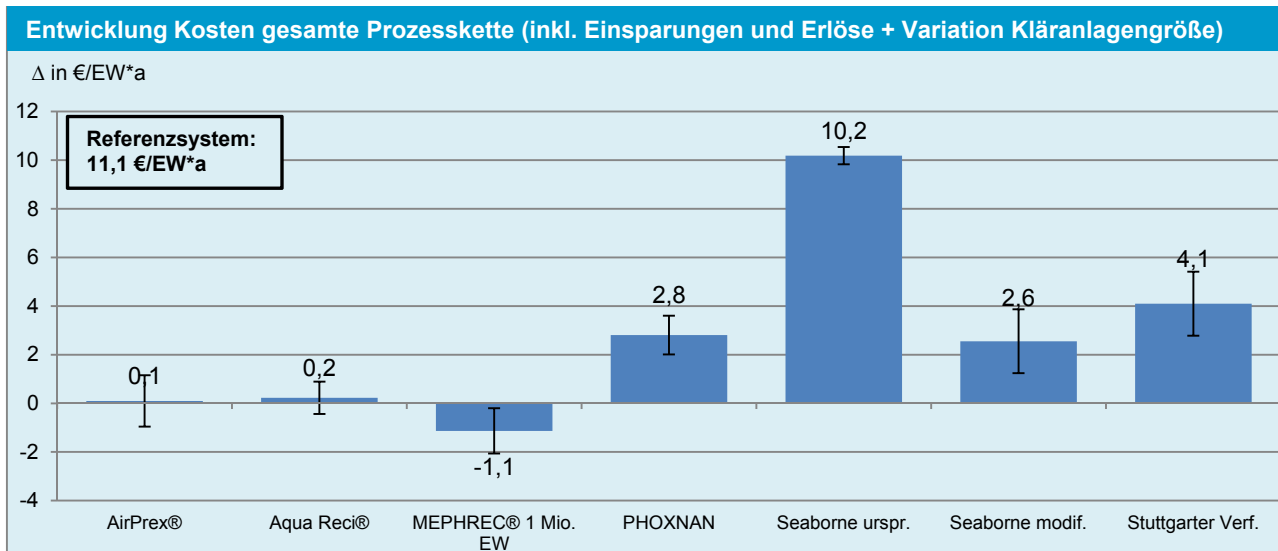


Abbildung 119: Absolute Veränderung der Jahreskosten im Vergleich zum Referenzsystem unter Berücksichtigung der möglichen Schwankungsbereiche

Um eine Aussage hinsichtlich der Kosten für 1 kg Phosphor treffen zu können, wird die absolute Veränderung der Kosten zum Referenzsystem auf das mögliche P-Rückgewinnungspotential gerechnet. Im Fall der nassoxidativen Verfahren liegen die zusätzlichen Kosten je nach Ausbaugröße im Bereich von 11–15 €/kg P_{rückg.} (100.000 EW) bzw. 5–9 €/kg P_{rückg.} (500.000 EW). Für die nasschemischen Verfahren liegen die zusätzlichen Kosten im Bereich von 12–16 €/kg P_{rückg.} (100.000 EW) bzw. 9–13 €/kg P_{rückg.} (500.000 EW). Werden alle möglichen Einsparungen und Erlöse mitberücksichtigt ist für das AquaReci®, MEPHREC® und AirPrex® Verfahren mit teils deutlichen Einsparungen zu rechnen (Abbildung 121). Trotz Berücksichtigung etwaiger Einsparungen und Erlöse sind für die nasschemischen Verfahren und auch das PHOXNAN Verfahren vor allem für Anlagen mit einer Auslastung von 100.000 EW noch Kosten im Bereich von 8–11€/kg P_{rückg.} zu erwarten. Speziell im Fall des PHOXNAN Verfahren und dessen hohen Investitionskosten für den Oxidationsreaktor kann infolge des Einsatzes auf einer Kläranlage mit 5-facher Belastung der Preis pro kg P auf bis zu 2 € reduziert werden. Dieses Einsparungspotential ist bei den nasschemischen und damit Ressourcenintensiven Verfahren nicht gegeben.

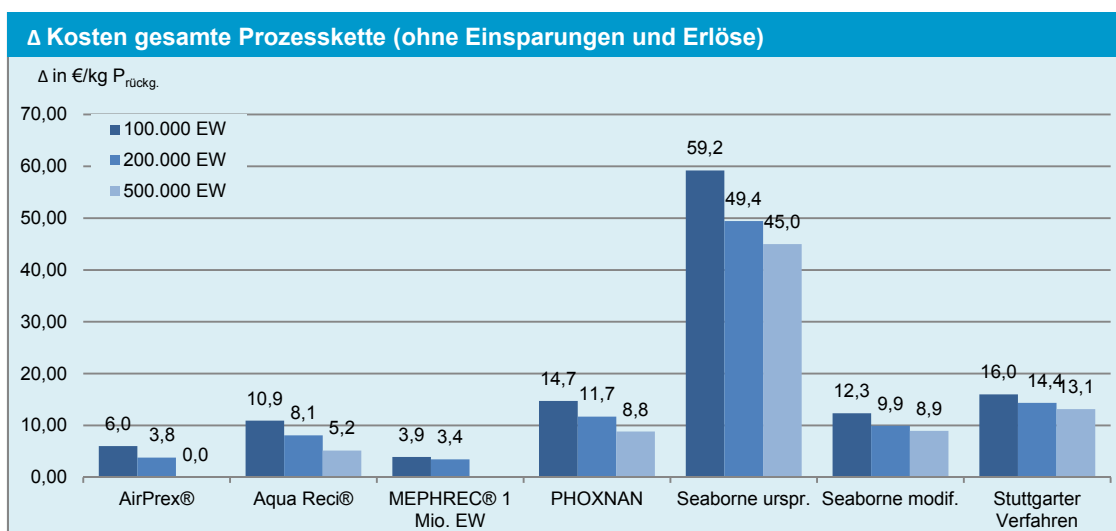


Abbildung 120: Kosten bzw. Erlöse für Rückgewinnung von Phosphor in Relation zum Referenzsystem (Einfluss Anlagengröße, ohne Einsparungen und Erlöse)

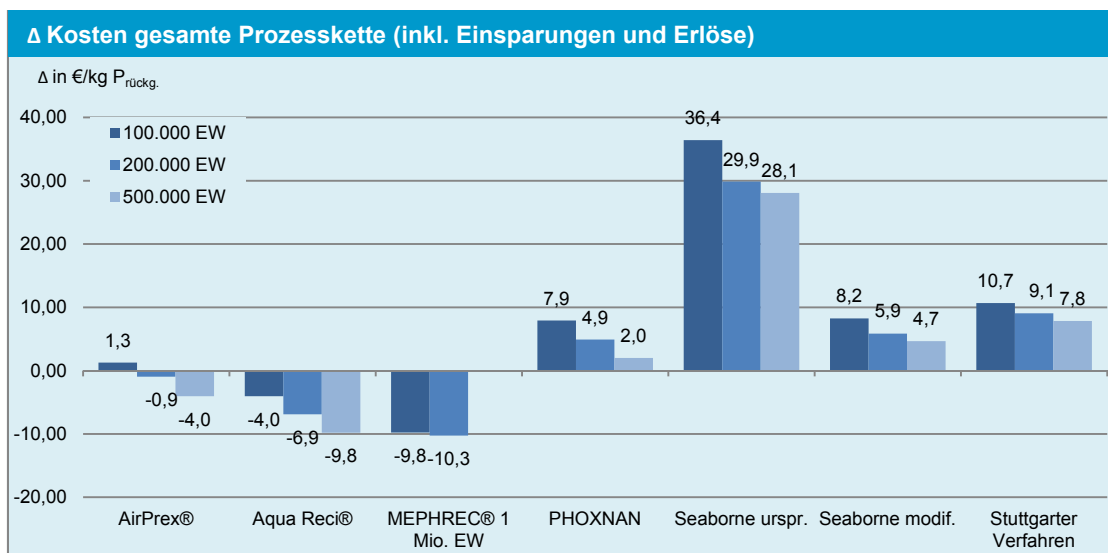


Abbildung 121: Kosten bzw. Erlöse für Rückgewinnung von Phosphor in Relation zum Referenzsystem (Einfluss Anlagengröße inkl. Einsparungen und Erlöse)

4.2.7 Zusammenfassung

Die Datengrundlage zur Bewertung der Verfahren aus dem Faul- bzw. Klärschlamm kann für die nasschemischen Verfahren und das AirPrex® Verfahren als „Gut“ bis „Sehr Gut“ sowie für die nassoxidativen und das metallurgische MEPHREC® Verfahren als „Mäßig“ bis „Gut“ eingestuft werden. Die größten Datenunsicherheiten sind bei den nassoxidativen und metallurgischen Verfahren bei den Schwermetallpfaden und Schwermetallgehalten im Endprodukt zu erwarten. Die Kosten können für AirPrex®, PHOXNAN, Seaborne und Stuttgarter Verfahren auf Basis einer sehr guten Datengrundlage mit geringen Unsicherheiten berechnet werden. Im Vergleich dazu ist die Datengrundlage, vor allem die Investitionskosten für das Aqua Reci® und MEPHREC® Verfahren eher mäßig. Die Daten zum Ressourcenbedarf und damit die Betriebskosten sind für alle Verfahren sehr gut nachvollziehbar. Da der Ressourcenbedarf, z.B. Säurebedarf, relativ zu einer Tonne Klärschlamm kaum veränderlich ist, können die Betriebskosten für Anlagen mit beliebigem Durchsatz (Up- oder Downscaling) berechnet werden.

Ein wichtiger Punkt bei der Bewertung der Verfahren aus dem Faul- bzw. Klärschlamm ist der Pfad der anorganischen und organischen Verunreinigungen im Prozess und deren Verbleib. Für die nasschemischen Prozesse wie Seaborne ursprünglich, Seaborne modifiziert und das Stuttgarter Verfahren und das AirPrex® Verfahren können die Schwermetallpfade aufgrund der sehr guten Datenlagen genau abgebildet werden. Organische Verunreinigungen können nur sehr ungenau bzw. nur qualitativ bewertet werden. Für die nassoxidativen Prozesse und das MEPHREC® Verfahren sind die Daten über das Verhalten der Schwermetalle deutlich unsicherer. Durch weitere Literaturquellen und vereinfachte Berechnungen anhand z.B. des bekannten SM-Input und bekannten SM-Gehalt im Endprodukt deren Verbleib dargestellt werden kann. Durch deren Prozessführung kann von einer vollständigen Zerstörung sämtlicher organischer Verunreinigungen ausgegangen werden.

Im Hinblick auf die Ressource Phosphor schneidet das MEPHREC® Verfahren mit einem Rückgewinnungspotential bezogen auf den Phosphorgehalt des eingesetzten Klärschlammes von 60–80% am besten ab. Bezogen auf den Kläranlagenzulauf entspricht dies einen Rückgewinnungspotential von 50–



70%, gefolgt vom PHOXNAN und Aqua Reci® Verfahren mit maximal 60% und den nasschemischen Verfahren mit maximal 50%. Für die nasschemischen Verfahren muss aufgrund veränderter Prozessparameter allerdings von einem geringeren Rückgewinnungspotential im Bereich von maximal 40–50% ausgegangen werden. Mit dem AirPrex® Verfahren kann nur auf den bereits gelösten Anteil im Faulschlamm zugegriffen werden. Damit kann das Rückgewinnungspotential sehr stark schwanken und liegt im Bereich von ca. 20%. Grundsätzlich kann mit allen Verfahren eine signifikante Schwermetallentfrachtung erreicht werden. Am schlechtesten, aber gleichzeitig noch mit hohen Unsicherheiten behaftet ist die Entfrachtungsleistung des MEPHREC® Verfahren. Beim MEPHREC® Verfahren gelangt ein nicht unwesentlicher Anteil der Schwermetalle in das Endprodukt, womit im Vergleich zu den anderen Verfahren deutlich höhere Schwermetallkonzentrationen nachweisbar sind (Abbildung 108).

Der Ressourcenbedarf wird im speziellen bei den nasschemischen und teilweise auch den nassoxidativen Verfahren von den erforderlichen Säuren und den Chemikalien zur Komplexbildung (z.B. Zitronensäure) bzw. Fällung (z.B. Natriumsulfat) der Störionen dominiert. Bei den nassoxidativen und metallurgischen Verfahren ist eine Energiequelle in Form von Gas bzw. Koks erforderlich, um die gewünschten Temperaturen zu erreichen. Bei den nassoxidativen Verfahren ist angedacht, die erzeugte Wärme (Wärmeinput über Verbrennung von Gas und Energiepotential Klärschlamm) zu nutzen. Bei den nassoxidativen Verfahren wird die organische Substanz nahezu vollständig oxidiert, womit der anfallende Reststoff direkt abgelagert werden kann. Selbiges gilt für die entstehenden Reststoffe wie Eisenschlacke und Filterkuchen (untertägig) aus dem MEPHREC® Prozess. Komplexer ist die Entsorgung der anfallenden Reststoffe der nasschemischen Verfahren. Im ersten Schritt zur Trennung des P-reichen Zentrats von den Feststoffen fällt ein mit Schwefelsäure angesäuerter Schlamm an. Hinsichtlich der Entsorgung stellen der niedrige pH-Wert und der hohe Schwefelgehalt ein mögliches Problem dar. Zudem kann wie im Falle des Stuttgarter Verfahren ein schwermetallhaltiger Überstand anfallend, der in der Kläranlage gereinigt werden muss und möglicherweise zu einer Anreicherung von Schwermetallen in der Kläranlage und damit auch im Ablauf der Kläranlage führen kann. Im Vergleich dazu fallen beim AirPrex® Verfahren keine Abfallstoffe an.

Hinsichtlich der ökologischen Kriterien ergibt sich für die unterschiedlichen Verfahren ein höchst unterschiedliches Bild. Aufgrund der verschiedenen Verfahrensansätze weichen die Emissionen und der kumulierte Energieaufwand der verschiedenen Verfahren deutlich voneinander ab. Grund dafür sind mögliche Energieerlöse aus den Prozessen (Aqua Reci®, PHOXNAN), die verschiedenen eingesetzten Ressourcen und deren ökologischer Rucksack. Besonders deutlich wird dies am Beispiel der Schwefelsäure. Die abweichenden Ergebnisse beschränken sich nicht nur auf die Emissionen an sich, sondern auf alle erfassten Parameter. So kann ein Verfahren mit hohem Schwefelsäureeinsatz bei den treibhausrelevanten Emissionen relativ gut abschneiden, bei den gasförmigen Emissionen mit Versauerungspotential jedoch schlecht. Im Vergleich, liegen die durchschnittlichen CO₂-Emissionen in Österreich je Einwohner (nicht Einwohnerwert) im Jahr bei rund 9.600 kg CO₂. Vereinfacht wird angenommen, dass ein Einwohnerwert (EW) einem Einwohner (E) entspricht. Das bedeutet, dass z.B. die Emissionen für die Abwasserreinigung und die gesicherte Entsorgung des anfallenden Klärschlammes (Referenzsystem) derzeit rund 3,5 kg CO₂/E*a betragen und damit der Anteil an den durchschnittlichen jährlichen Gesamt CO₂-Emissionen gerade einmal 0,04% entspricht. Im allerschlechtesten Fall (Seaborne ursprünglich) sind zusätzliche Emissionen von rund 600% oder 25 kg CO₂/E*a zu erwarten. Das entspricht rund 0,3% der jährlichen Gesamt CO₂-Emissionen. Das bedeutet, dass eine Implementierung der

Rückgewinnungsverfahren im Vergleich zu den jährlich emittierten CO₂-Emissionen kaum eine Relevanz hat.

Wie bereits erwähnt kann mit den nassoxidativen Verfahren das Energiepotential des Klärschlammes genutzt werden, welches im Falle einer Nutzung als Gutschrift in die ökologische Bewertung einfließt. Damit können diese Verfahren hinsichtlich der ökologischen Parameter besser als ein herkömmlicher Mineraldünger abschneiden (Aqua Reci®, PHOXNAN). Für die nasschemischen und metallurgischen Verfahren ergibt sich ein höchst differenziertes Bild mit keiner eindeutigen Tendenz. Hauptgrund dafür ist der Einsatz von Säuren wie Schwefel bzw. Zitronensäure, die sehr unterschiedliche Ergebnisse bei den einzelnen Bewertungsparametern zur Folge haben. Es geht jedoch eindeutig hervor, dass für diese Verfahren mit deutlich höheren Emissionen im Vergleich zu einem herkömmlich hergestellten P-Dünger zu rechnen ist (Tabelle 94).

Tabelle 94: Zusammenfassung ökologische Bewertungskriterien (GEMIS-Datenbank)

Parameter	Referenz	Nassoxidative Verfahren	Weitere Verfahren
CO ₂ -Äquivalente (kg/kg P _{rückg.})	-0,5–2,4	-5– -12	7–100
SO ₂ -Äquivalente (g/kg P _{rückg.})	19–25	0–100	100–300
KEA (kWh/kg P _{rückg.})	-2,4–3,0	-100–10	170–550

So unterschiedlich die Verfahrensansätze und Prozessführung der Verfahren sind, so unterschiedlichen sind die Endprodukte hinsichtlich ihrer Klassifizierung, Löslichkeit, Düngewirkung und deren Schwermetallgehalte. Magnesiumammoniumphosphat fällt als Endprodukt beim AirPrex®, PHOXNAN und den beiden nasschemischen Verfahren Seaborne und Stuttgarter Verfahren an. Untersuchungen zur Düngewirksamkeit zeigen, dass MAP zwar nicht wasserlöslich ist, aber über einen einjährigen Zeitraum beobachtet, ähnliche Ergebnisse hinsichtlich der Düngewirksamkeit wie ein handelsüblicher Mineraldünger aufweist. Das AirPrex® Endprodukt "Berliner Pflanze" ist bereits als handelsfähiges Düngemittel zugelassen.

Mit dem Aqua Reci® Verfahren wird ein Calciumphosphat (CaP) erzeugt, dass im Vergleich zum MAP deutlich schlechtere Düngeeigenschaften aufweist. Ähnliches gilt für die P-reiche Schlacke aus dem MEPHREC® Verfahren, die zwar eine gute Düngewirksamkeit auf basischen Böden aufweist, auf sauren Böden jedoch schlechte Ergebnisse erzielt (Abbildung 105). Hinsichtlich der Düngewirksamkeit wird folgende Reihung vorgenommen. Beste Wirksamkeit zuerst:

Airprex®, PHOXNAN, Seaborne, Stuttgarter Verfahren > Aqua Reci® ≥ MEPHREC®

Endprodukte mit der größten Reinheit weisen aufgrund der Prozessführung die beiden nassoxidativen Verfahren Aqua Reci® und PHOXNAN auf. Allerdings wird auch mit den nasschemischen Verfahren eine deutliche Entfrachtung erreicht, wodurch die Schwermetallgehalte im Endprodukt gering sind. Hinsichtlich der P-reichen Schlacke kann keine endgültige Aussage über das Endprodukt getroffen werden, da der Transfer der Schwermetalle vom eingesetzten Klärschlamm, von den in den Prozess eingebrachten Rohstoffen und der Prozessführung abhängt. Allerdings weist dieses Endprodukt deutlich höhere Schwermetallkonzentrationen im Vergleich zu den weiteren Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm auf. Hinsichtlich der Schwermetallgehalte und dem Schadpotential wird folgende Reihung vorgenommen. Reinstes Endprodukt zuerst:

PHOXNAN ≥ Aqua Reci® > Airprex® > Seaborne, Stuttgarter Verfahren > MEPHREC®



Für das metallurgische MEPHREC® Verfahren und die beiden nassoxidativen PHOXNAN und Aqua Reci® Verfahren kann aufgrund der Prozessführung von einer vollständigen Zerstörung organischer Verunreinigungen ausgegangen werden. Für die weiteren Endprodukte liegen nur vereinzelt Daten vor, die auf geringe Verunreinigung mit organischen Spurenstoffen (Stuttgarter Verfahren) hindeuten, gleichzeitig aber die Grenzwerte der Düngemittelverordnung deutlich unterschreiten.

Die Kostenanalyse zeigt eine recht deutliche Klassifizierung der Verfahren (Tabelle 95). Wenig überraschend schneidet das AirPrex® Verfahren aufgrund der einfachen Prozessführung am besten ab. Mit großem Abstand folgen die nasschemischen Verfahren mit Kosten von 13–16 €/kg P_{rückg.}. Noch einmal deutlich teurer sind die nassoxidativen Verfahren mit produktspezifischen Kosten von 23–27 €/kg P_{rückg.}. Für das metallurgische Verfahren liegen die Kosten im Falle einer Implementierung auf einer 100.000 EW Anlage bei >30 €/kg P_{rückg.}. Daher gilt vor allem für das MEPHREC® Verfahren, das eine Umsetzung einer Ausbaupazität von mind. 1 Mio. EW erforderlich ist (~14 €/kg P_{rückg.}). Gleichzeitig müssen für die nassoxidativen und metallurgisches Verfahren deutliche Kosteneinsparungen aufgrund z.B. der Nutzung des energetischen Potentials des Klärschlammes berücksichtigt werden.

Tabelle 95: Zusammenfassung Kosten Rückgewinnungsverfahren (100.000 EW)

Verfahrensansatz	€/(EW*a)	€/kg P
Kristallisation/Fällung (AirPrex®)	0,5	7
Nassoxidation (Aqua Reci®, PHOXNAN)	9–10	23–27
Nasschemisch (Seaborne, Stuttgarter Verfahren)	4,0–5,5	13–16
Metallurgisch (MEPHREC® 1 Mio. EW)	4,0–5,5	13–14

Die volkswirtschaftliche Betrachtung zeigt, dass durch die Implementierung von Rückgewinnungsverfahren aus dem Faul- bzw. Klärschlamm eine deutliche Variation der Kosten zu erwarten ist. Während im Idealfall für das nassoxidative AquaReci® und metallurgisch MEPHREC® Verfahren deutliche Gewinne erwirtschaftet werden können und gleichzeitig 40–60 % des abwasserbürtigen Phosphor rückgewonnen werden kann, liegen die zusätzlichen Kosten der nasschemischen Verfahren im Vergleich zur Referenz unter Berücksichtigung aller Einsparungen und Kosten bei +30–40% um rund 40–50% des abwasserbürtigen Phosphors rückzugewinnen.

Zusammenfassung der wesentlichen Kriterien

Die unterschiedlichen Technologien zur Rückgewinnung von P aus dem Klärschlamm schneiden bei den verschiedenen Bewertungskriterien sehr unterschiedlich ab. Tabelle 96 stellt die wichtigsten Kriterien dar, anhand welcher jenes Verfahren ausgewählt werden kann, das ein definiertes Ziele wie z.B. maximale Rückgewinnungsquote oder maximale Schwermetallentfrachtung am ehesten erfüllt. Verschiedene Kriterien wie z.B. die ermittelten Emissionen der Verfahren haben in Relation zu den Gesamtemissionen pro Einwohner kaum eine Relevanz. Das heißt, dass ein gutes bzw. schlechtes Abschneiden in Relation zu den anderen Verfahren betrachtet wird.

Tabelle 96: Zusammenfassende Darstellung der wesentlichen Bewertungskriterien Rückgewinnungsverfahren aus dem Faul- bzw. Klärschlamm

Kriterien	Airprex®	Aqua-Reci®	MEPHREC®	PHOXNAN	Seaborne	Stutt. Verfahren
Komplexität Anlagentechnik	einfach	hoch	hoch	hoch	mäßig	mäßig
Anforderung an Abwasserreinigung	BioP	nein	nein	BioP	nein	nein
Rückgewinnungspotential bezogen auf Kläranlagenzulauf [%]	~10	~60	50–70	~50	40–50	40–50
SM-Entfrachtung	nicht erforderlich	fast vollständig	mäßig	fast vollständig	Sehr gut	Sehr gut
Abfallstoffe	nein	ja	ja	ja	ja	ja
Verfahrenskosten [€/kg P]	~7	~23	~14	~27	~13	~16 (13)
Zusätzliche Kosten zu Referenzsystem [%]	0–5	10–15	-20– -25	30–35	25–30	35–40
Pflanzenverfügbarkeit/-Wirksamkeit	sehr gut	mäßig	mäßig	sehr gut	sehr gut	sehr gut
Schwermetallbelastung in Relation zu Handelsdünger	signifikant besser	signifikant besser	besser/ ähnlich	signifikant besser	gering	gering

Beherrschbarkeit der Technologie und Betriebsprobleme

Offenbar wird das AquaReci® Verfahren unter anderem aufgrund von Schwierigkeiten bei der technischen Beherrschbarkeit nicht weiterverfolgt. Für das MEPHREC® Verfahren liegen erst Ergebnisse aus einzelnen Versuchen einer Pilotanlage vor. Die nasschemischen Technologien sind technisch beherrschbar.

Voraussetzung Bio-P-Kläranlagen

In Österreich werden aus verschiedenen Gründen nur wenige der rund 1.840 Kläranlagen mit reiner biologischer P-Elimination betrieben. Bio-P ist jedoch das Kriterium, welches die Umsetzung des AirPrex® und PHOXNAN Verfahren überhaupt möglich macht.

Kosten

Wie bei der ökonomischen Bewertung dargestellt, liegen die Kosten der Verfahren, mit Ausnahme des AquaReci® Verfahren, für Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von 100.000 EW weit über einem möglichen wirtschaftlichen Betrieb. Allerdings ist ein wirtschaftlicher Betrieb des AquaReci® Verfahrens auch nur dann realisierbar, wenn die Wärmeenergie tatsächlich genutzt werden kann. Bei den nasschemischen Verfahren zeigt die Kostenaufgliederung, dass sie von den Rohstoffkosten (Chemikalien) dominiert werden. Das heißt, dass auch im Falle einer Umsetzung auf Kläranlagen mit größerer Belastung kaum Einsparungen möglich sind.

Dezentrale Strategie und P-Rückgewinnungspotential

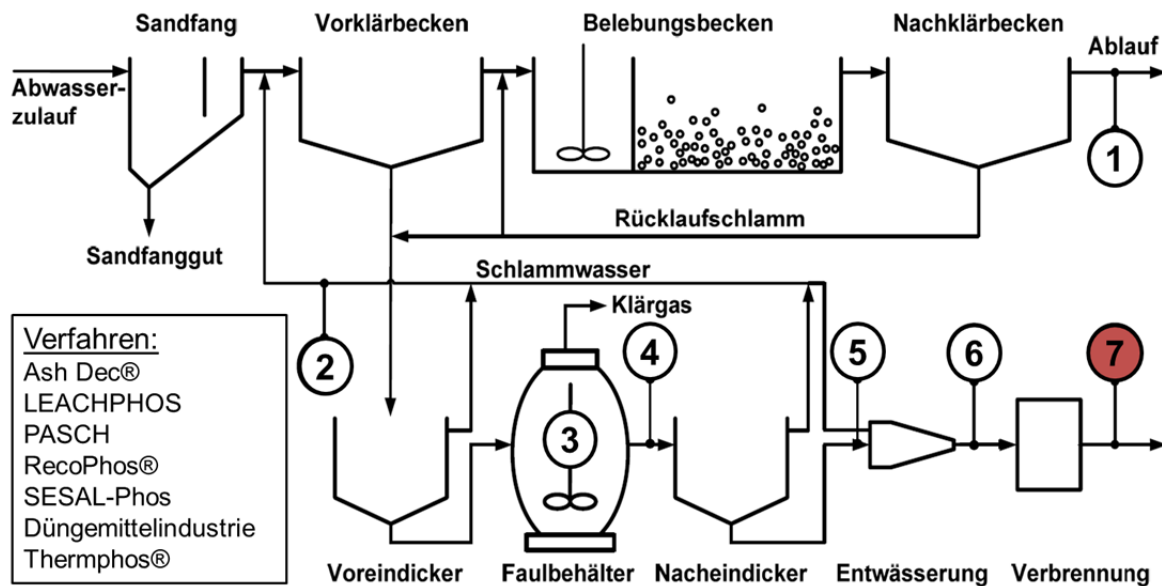
Mit einem Rückgewinnungspotential von rund 10 % bezogen auf den Zulauf ist das AirPrex® Verfahren im Hinblick auf die größtmögliche Nutzung des abwasserbürtigen Phosphors ungeeignet. Wie bereits dargestellt, ist dies allerdings auch nicht das primäre Ziel dieses Verfahrens.

Die nasschemischen und nassoxidativen Verfahren setzten direkt im Anschluss an die Faulung (Trockensubstanzgehalt: ~3 %) bzw. im teilentwässerten Klärschlamm an (Trockensubstanzgehalt: ~10–15%). Sieht eine zukünftige Strategie die Rückgewinnung von Phosphor aus dem Faul- bzw. Klärschlamm



vor, müssten die teils komplexen Anlagen (z.B. Reaktoren zur Nassoxidation) dezentral auf den jeweiligen Kläranlagen errichtet werden. Wahrscheinlich ist, dass diese Verfahren nur auf größeren Kläranlagen mit einer Belastung von z.B. >100.000 EW errichtet werden. Dafür kommen in Österreich rund 30 Kläranlagen in Frage, die 56 % des abwasserbürtigen Phosphors behandelt. Wird ein mittleres Rückgewinnungspotential der Technologien von 55 % angenommen wird, liegt das Rückgewinnungspotential des abwasserbürtigen Phosphors im Bereich von maximal 30 %. Unter der gleichen Annahme der berücksichtigten Kläranlagen aber mit geringerem Wirkungsgrad (z.B. nasschemischen Verfahren), liegt das Rückgewinnungspotential von nasschemischen Verfahren im nationalen Kontext im Bereich <30 %.

4.3 Rückgewinnung Klärschlammmasche (7)



4.3.1 Auswahl Verfahren

Die Bewertung der Verfahren zur Rückgewinnung von P aus der Klärschlammmasche erfolgt auf Grundlage der derzeit bekannten und relevanten technologischen Ansätze, mit Ausnahme des großtechnisch umgesetzten Verfahrens in Gifu City, Japan und des Bio-Con® Verfahrens (fehlende Daten). Die Technologien können allgemein in thermochemische (unterhalb des Ascheschmelzpunktes $<1.000^{\circ}\text{C}$; Ash Dec®), thermoelektrische (oberhalb des Ascheschmelzpunktes $>1.000^{\circ}\text{C}$; Thermphos®) und nasschemische Ansätze untergliedert werden, wobei im speziellen bei den nasschemischen Verfahren zahlreiche unterschiedliche Konzepte verfolgt werden. Eine weitere Möglichkeit besteht in der Substitution des Rohphosphates durch Klärschlammmasche in der Düngemittelindustrie. Der in der Klärschlammmasche chemisch gebundene Phosphor wird zusammen mit dem Rohphosphat mit Schwefel- oder Phosphorsäure (nasschemisch) aufgeschlossen und das Produkt anschließend pelletiert. Phosphor und Schwermetalle der Ausgangsmaterialien verbleiben vollständig im Produkt. Der gleiche Ansatz wird beim RecoPhos® Verfahren gewählt, wobei in diesem Fall die Klärschlammmasche mit weiteren P-haltigen Aschen (z.B. Tiermehlasche) vermischt und mit Phosphorsäure aufgeschlossen und anschließend pelletiert wird. Phosphor und Schwermetalle sind dann ebenfalls vollständig im Endprodukt enthalten. Mit den nasschemischen Extraktionsverfahren wird der chemisch gebunden vorliegende Phosphor entweder mit Säuren oder Basen rückgelöst und liegt dann in der flüssigen Phase vor. Die P-arme Asche wird abgetrennt. Im Falle einer Rücklösung mit Säuren liegt Phosphor zusammen mit ebenfalls rückgelösten Schwermetallen in einer flüssigen Phase als $\text{PO}_4\text{-P}$ vor. Um die simultane Rücklösung von Schwermetallen und damit eine gezielte SM-Entfernung zu vermeiden, kann bei der Rücklösung eine Base statt einer Säure eingesetzt werden (Gifu City). Wird Phosphor mit z.B. Schwefel- oder Salzsäure extrahiert, gehen abhängig vom pH-Wert auch Schwermetalle in unterschiedlichem Ausmaß in Lösung. Schwermetalle werden beim LEACHPHOS® Verfahren nicht, oder wie beim PASCH Verfahren gezielt durch eine flüssig-flüssig-Extraktion abgetrennt. Aus den Daten des LEACHPHOS® Verfahrens geht noch nicht eindeutig hervor, wie weit der pH-Wert



abgesenkt wird und in welchem Ausmaß Phosphor bzw. Schwermetalle in Lösung gehen. Um die Schwermetallproblematik zu vermeiden, besteht die Möglichkeit der Variation des pH-Wertes bei der Rücklösung. Ziel ist eine Konfiguration, die eine gute Rücklösung des Phosphors ermöglicht und gleichzeitig die Schwermetalle kaum in Lösung bringt. Damit kann eine gezielte und verfahrenstechnisch aufwändige Schwermetallentfernung umgangen werden. Eine weitere Möglichkeit besteht in der gezielten Zurückhaltung des Anions Orthophosphat (PO_4^{3-}) an selektiven Ionentauschern, womit eine Verunreinigung des Endproduktes mit Schwermetallen vermieden werden kann (BioCon®). Dieses Verfahren wird jedoch aufgrund der unzureichenden Datengrundlage nicht in die Bewertung aufgenommen.

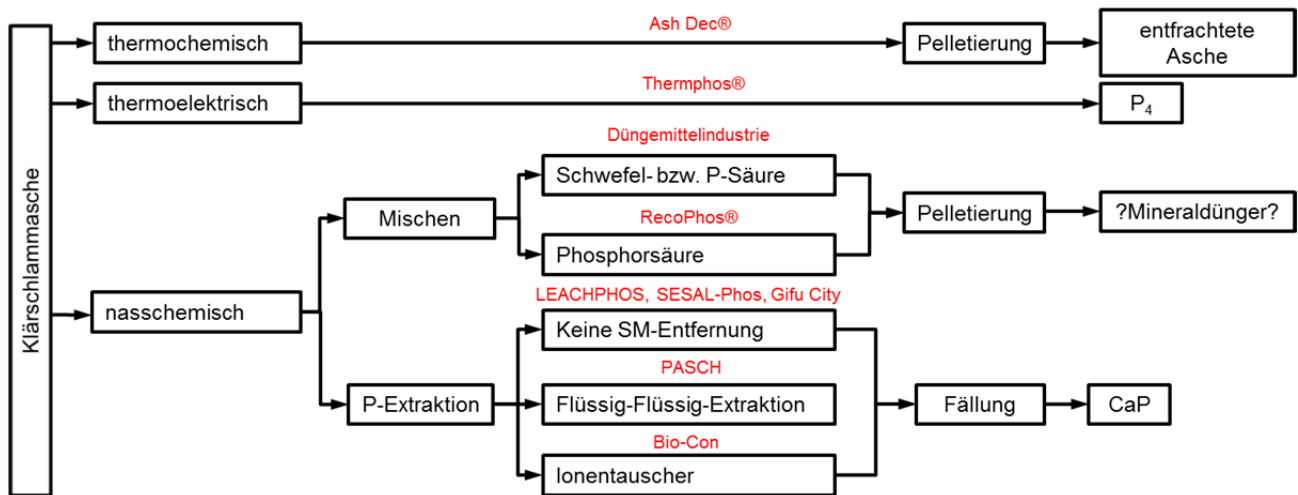


Abbildung 122: Verfahrensansätze zur Rückgewinnung von P aus Klärschlamm-asche

4.3.2 Datengrundlage

Die Datengrundlage zur Bewertung der Verfahren aus der Klärschlamm-asche ist sowohl hinsichtlich der Datenherkunft als auch der Datenqualität als gut bis sehr gut einzustufen. Als einziger Nachteil ist hier die fehlende großtechnische Umsetzung der Verfahren zu nennen. Stoffflussanalysen (mit Ausnahme LEACHPHOS®) und Güterflussanalysen können mit robusten Daten aus halbtechnischen und Pilotanlagen und damit sehr geringen Unsicherheiten erstellt werden. Die für die Bewertung der Endprodukte notwendigen Daten liegen ebenfalls in einer sehr guten Qualität vor. Noch vorhandene Datenlücken können aus den Erkenntnissen ähnlicher Endprodukte geschlossen werden (LEACHPHOS®).

Datengrundlage zur Verfahrensbewertung	Ash Dec®	LEACH-PHOS	PASCH	RecoPhos®	SESAL-Phos	Thermphos®	Düngemittel-industrie
Verfahrenstechnik	++	+	++	++	++	++	++
Entwicklungsstand	++	+	++	++	++	++	++
Stoffflussanalyse							
P	++	+	++	++	++	++	++
SM	++	-	++	++	++	++	++
organische Spurenstoffe	++	++	++	++	++	++	++
Massenflüsse							
Input	++	++	++	+	++	++	++
Output	++	++	++	+	++	+	++
Reststoffe/Abfallstoffe							
Qualitativ	bekannt	bekannt	bekannt	keine	bekannt	bekannt	bekannt
Quantitativ	ja	ja	ja	-	ja	ja	ja
Energie							
Input	++	++	++	++	++	++	++
Output	kein	kein	kein	kein	kein	kein	kein
Datengrundlage PROBAS	+	++	+	++	++	++	++
Endprodukt							
Nährstoffgehalte	++	+	++	++	++	++	++
P-Löslichkeit und Wirksamkeit	++	-	++	++	++	o	++
SM-Gehalte	++	++	++	++	++	o	++
org. Spurenstoffe	++	++	++	++	++	++	++
Hygiene	++	++	++	++	++	++	++
Einsatz LW, Lagerung, Handling	++	++	++	++	++	++	++
Kosten							
Investitionskosten	++	++	+	+	+	--	--
Kapitalkosten	++	++	+	+	+	--	--
Betriebskosten	++	+	++	++	++	++	++
Jahreskosten	++	++	++	+	++	+	+
Datenherkunft	1,3,5	1,3	1,3,5	1,3,5	1,5	1,3,5	1,5
Bewertung Datenherkunft	++	+	++	+	+	++	++
Zusammenfassung Datengrundlage							
Technische Bewertung	Sehr Gut	Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut
Ökologische Bewertung	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Gut	Gut	Sehr Gut	Sehr Gut
Ökonomische Bewertung	Sehr Gut	Gut	Sehr Gut	Gut	Gut	nur Betrieb	nur Betrieb

Datenherkunft: 1) Publikationen in internationalen wissenschaftlichen Zeitschriften, 2) Dissertationen, Diplomarbeiten 3) Direkter Kontakt Anlagenbetreiber, 4) Besichtigung der Anlage, 5) Präsentationen, Vorträge

4.3.3 Bewertung Technologie

Bei der Klärschlammasche handelt es sich um ein wasserfreies und inertes Abfallprodukt aus der thermischen Klärschlammbehandlung. Für die (Mono-)Verbrennung des Klärschlammes wird ein Wirbelschichtreaktor favorisiert, um als Endprodukt eine feine pulverförmige Flugasche zu erhalten. Phosphor liegt darin chemisch komplex, in verschiedenen Calciumphosphatverbindungen und in Abhängigkeit des bei der Abwasserreinigung eingesetzten Fällmittels, als Eisen- und oder Aluminiumphosphat gebunden vor. Whitlockit, Stanfieldit und Apatit sind die dominierenden phosphorhaltigen Mineralphasen. Diese Verbindungen sind nicht wasserlöslich und damit auch nicht unmittelbar pflanzenverfügbar. Mittels Zitronensäure kann für Klärschlammaschen eine 40–60 %ige Löslichkeit nachgewiesen werden. Die Zitronensäurelöslichkeit von Aschen ist unabhängig von der vorangegangenen P-Elimination im Abwasserreinigungsprozess. Das heißt, Fe- oder Al-Verbindungen haben keinen signifikanten Einfluss auf die Löslichkeit. Die Phosphorkonzentration liegt in Abhängigkeit der P-Konzentration im Klärschlamm in Bereichen von 50–100 g/kg°TS. Das Rückgewinnungspotential aus diesem Stoffstrom liegt aufgrund geringer möglicher Verluste bei der Verbrennung (~3 %) etwas niedriger als beim



Klärschlamm (~90 %). Wesentlicher Vorteil gegenüber den Verfahren zur Rückgewinnung aus dem Schlammwasser und Klärschlamm (beide an den Kläranlagenstandort gebunden) ist, dass mit der Asche zentrale Konzepte der Rückgewinnung angestrebt werden können und damit ein deutlich größerer Anteil des abwasserbürtigen Phosphors in Betracht kommt. Ebenfalls ist eine gemeinsame Behandlung mit anderen P-hältigen Abfällen wie Tiermehl möglich. Direkte Einflüsse auf den Abwasserreinigungsprozess sind keine zu erwarten, da die Aufbereitung der möglichen Abwasserströme (z.B. PASCH: flüssige Extraktionsrückstände) ein Bestandteil des Rückgewinnungsprozess darstellt.

P-Gewinnung, SM-Problematik und Abfallstoffe

Wie bereits in Abbildung 122 dargestellt, werden unterschiedliche Konzepte zur Rückgewinnung des Phosphors angewendet.

Thermochemisch

Ziel des thermochemischen Verfahrens (Ash Dec®) ist eine gezielte SM-Entfrachtung, sowie eine gleichzeitige Verbesserung der Verfügbarkeit des Phosphors in der Asche. Dies soll durch den Einsatz von Chloriden bei Temperaturen unter dem Ascheschmelzpunkt (<1.000°C) erreicht werden. Infolge der verringerten Verdampfungstemperatur der Schwermetalle durch die Chloridzugabe werden diese in die Gasphase überführt und konzentriert in der Abluftreinigung abgeschieden. Benötigt werden ein Drehrohr für die thermochemische Reaktion und eine 3-stufige Rauchgasreinigung. Es handelt sich dabei um kein Extraktionsverfahren für P im eigentlichen Sinn, sondern vielmehr um ein Verfahren zur SM-Entfrachtung der Klärschlamm-Asche. Inwiefern der P-Anteil der Asche durch den Prozess hinsichtlich einer Pflanzenverfügbarkeit verbessert wird, kann aufgrund der teils widersprüchlichen Datengrundlage nicht eindeutig dargestellt werden. Beispielhaft könnte die Asche mit deutlich verringerten Schwermetallgehalten als Substitut für ein herkömmliches Rohphosphat bei der Düngemittelherstellung eingesetzt werden.

Thermoelektrisch

Mit dem thermoelektrischen Verfahren über dem Ascheschmelzpunkt (>1.000–2000 °C) kann Phosphor in seiner reinen Form als P₄ gewonnen werden und in der Phosphorindustrie eingesetzt werden. Abfallprodukte sind Silikatschlacken und Eisenphosphate, die nach Herstellerangaben in unterschiedlichen Bereichen recycelt und eingesetzt werden können. Nachteil ist, dass nur Klärschlamm-Asche mit einem geringen Anteil an Eisen eingesetzt werden sollte. Die Verfahrenstechnik ist äußerst komplex und kann in folgende Prozesse unterteilt werden: Aufbereitung der Asche, Sinterung, eigentlicher thermoelektrischer Prozess, Kondensation des anschließend in der Gasphase vorliegenden Phosphors und Aufbewahrung in einem Wasserbad (P₄ entzündet sich bei Luftkontakt).

Nasschemisch (Mischen und Extraktion)

Bei den nasschemischen Verfahren wird generell zwischen Verfahren, bei denen die Säure nur mit der Asche vermischt und Verfahren bei welchem Phosphor aus der Asche extrahiert und damit in die flüssige Phase gebracht wird, unterschieden. Die nasschemischen Verfahren ohne Extraktion zielen auf einen Aufschluss des in der Asche chemisch gebundenen Phosphors zur Verbesserung der Pflanzenverfügbarkeit (Schwefelsäure, Salzsäure, Phosphorsäure) und optional auf eine zusätzliche P-Anreicherung ab (Zugabe weiterer P-reicher Aschen z.B. Tiermehle). Abfallprodukte sind Stäube, die nach einer gezielten Entfernung

aus der Abluft (Filtervorrichtung) wieder in den Produktionskreislauf integriert werden. Der Ansatz des nasschemischen Aufschlusses ist „State of the Art“ bei der Düngemittelherstellung.

Bei den nasschemischen Verfahren mit gezielter Extraktion wird die Asche mit Salz- oder Schwefelsäure auf einen pH 2 (optional auch 3) angesäuert, wobei 80–90 % des Phosphors in Lösung geht und nach der Abtrennung der Feststoffe in der flüssigen Phase vorliegt. Gleichzeitig werden Schwermetalle, Fe, Al sowie Erdalkalimetalle wie Ca und Mg in unterschiedlichem Ausmaß simultan rückgelöst und liegen ebenfalls in der flüssigen Phase vor. An diesem Punkt werden z.B. mit dem PASCH Verfahren Schwermetalle durch eine Flüssig-Flüssig-Extraktion entfernt, während beim LEACHPHOS® Verfahren keine gezielte SM-Entfrachtung angestrebt wird. Anschließend wird durch Zugabe eines Calciumfällmittels (CaOH_2 , CaO , CaCl_2) und einer pH-Wert-Anhebung der gelöst vorliegende Phosphor in schwer lösliche Calciumphosphatverbindungen gebunden.

Tabelle 97: Ansätze zur Entfernung der Schwermetalle, anfallende Reststoffe und Verbleib der Schwermetalle

Verfahren	SM-Entfernung	Reststoffe und deren Behandlung	Verbleib Schwermetalle
Ash Dec®	teilweise	Filterstäube (Untertage oder Recycling),	Filterstäube, entfrachtete Asche
LEACHPHOS®	teilweise	P-arme Asche und Gips (Reststoffdeponie), Abwasser (Kläranlage)	P-arme Asche, teilweise im Endprodukt
PASCH	nahezu vollständig	Feste und flüssige Extraktionsrückstände (Immobilisierung, Ablagerung)	Asche und Reextraktionsrückstände
RecoPhos®	keine	Keine	Vollständig im Endprodukt
SESAL-Phos	nahezu vollständig	P-arme Asche (Reststoffdeponie)	Asche
Düngemittelindustrie	keine	Keine	Vollständig im Endprodukt
Thermphos®	vollständig	Silikatschlacke (Baustoff) und Eisenphosphat (unbekannt)	Silikatschlacke und Eisenphosphat

P-Rückgewinnungspotential

Durch den Einsatz des RecoPhos® Verfahrens oder durch die Eingliederung der Klärschlammasche in einen herkömmlichen Düngemittelherstellungsprozess liegt anschließend nahezu die gesamte P-Fracht der Asche im anfallenden Endprodukte vor. Auch im Falle des Ash Dec® Verfahrens liegt im Anschluss an den thermochemischen Prozess 98–100 % des Phosphors in der entfrachteten Asche vor. Bei den nasschemischen Verfahren PASCH und LEACHPHOS® wird der in der Asche gebundene Phosphor durch Säurezugabe zu über 90 % extrahiert. Allerdings wird das tatsächliche rückgewinnbare Potential durch z.B. notwendige Fest-Flüssig-Trennvorgänge und durch die SM-Entfernung geringfügig verringert. Das Rückgewinnungspotential liegt bezogen auf den Ascheinput im Bereich von 70 bis max. 80 %. Mit dem SESAL-Phos Verfahren liegt das Rückgewinnungspotential geringfügig unterhalb der beiden genannten nasschemischen Extraktionsverfahren. Grund dafür ist ein geringer pH-Wert von ca. 3 bei der Extraktion.

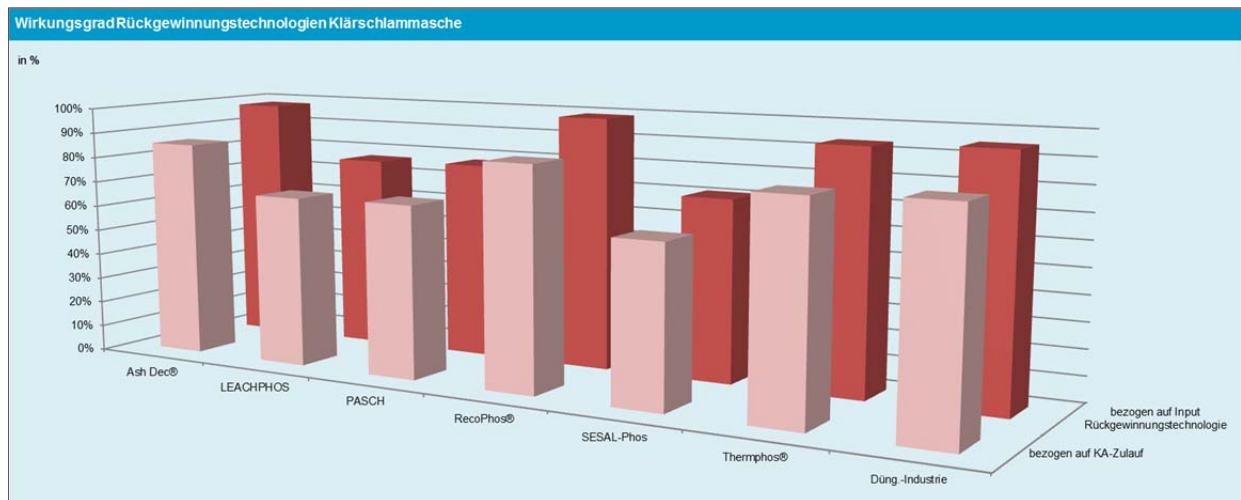


Abbildung 123: Rückgewinnungspotential der Rückgewinnungstechnologien aus Klärschlammasche

Das Rückgewinnungspotential wird auf Basis der Stoffflussanalysen für Phosphor über die gesamte Prozesskette abgeleitet. Für die Berechnung z.B. produktspezifischer Emissionen oder produktspezifischer Kosten wird in der folgenden Tabelle das Rückgewinnungspotential in kg P/a auf Basis des Referenzsystems dargestellt. Die P-Fracht im Zulauf der Referenzkläranlage (100.000 EW) beträgt 65.700 kg P/a.

Tabelle 98: Ergebnisse der Stoffflussanalysen P-Rückgewinnungspotential Verfahren Klärschlammasche für eine Referenzkläranlage mit 100.000 EW

Verfahren	P-Fracht [kg/a]
Ash Dec®	56.200
LEACHPHOS®	44.000
PASCH	44.500
RecoPhos®	56.700
SESAL-Phos	40.700
Düngemittelindustrie	54.500
Thermphos®	53.600

In Tabelle 99 und Tabelle 100 werden die Grundlagen der ausgewählten Verfahren zur Rückgewinnung des Phosphors aus der Klärschlammasche zusammenfassend dargestellt. In Kapitel 3.2.3 wird erläutert, dass Rückgewinnungstechnologien Einfluss auf den Abwasserreinigungsprozess oder weiterführende Prozesse haben können und daher die erforderlichen Prozesse wie in einem Baukasten je nach Bedarf zusammengesetzt werden. In Tabelle 99 und Tabelle 100 werden deshalb die Prozesse dargestellt, die für eine Bewertung über die gesamte Prozesskette erforderlich sind (z.B. Schlammbehandlung auf Kläranlage oder Monoerbrennung). Zusätzlich haben die Rückgewinnungstechnologien direkten Einfluss auf diese Prozesse wie z.B. erforderliche Aluminium- statt Eisenfällung. Diese Einflüsse müssen bei der Gesamtbetrachtung des Systems bzw. bei einer gesamtheitlichen Bewertung ebenfalls mitberücksichtigt werden.

Tabelle 99: Zusammenfassung Grundlagen Rückgewinnungsverfahren Klärschlammasche (I)

Verfahren	Ash Dec®	LEA/CHPHOS	PASCH
Einsatz	Klärschlammasche, (Tiermehlmasche)	Klärschlammasche, (Tiermehlmasche)	Klärschlammasche, (Tiermehlmasche)
Technologischer Ansatz	thermochemische Behandlung, Rauchgasreinigung (Chlorrecycling)	nasschemischer Aufschluss, CAP-Fällung, Reststoffbehandlung	nasschemischer Aufschluss (pH 2), FFT, SM-Abtrennung, flüssig-flüssig-Verfahren), Reinigung, Reaktionslösung, CAP-Fällung
P-Elimination Abwasserreinigung	Bio-P und/oder gezielte Fällung (Fe oder Al)	Bio-P und/oder gezielte Fällung (Fe oder Al)	Bio-P und/oder gezielte Fällung (Fe oder Al)
Erforderliche Prozesse Schlämmbehandlung	Eindicker, Faulung, Entwässerung	Eindicker, Faulung, Entwässerung	Eindicker, Faulung, Entwässerung
Effekte auf Schlämmbehandlung	Monverbrennung erforderlich	Monverbrennung erforderlich	Monverbrennung erforderlich
Effekte auf Abwasserreinigungsprozess	nein	nein	nein
Erforderliche Anlagenteile zur P-Rückgewinnung	Venturi/Zyklonstufe (Vorwärmen der Asche), Drehrohren, Rauchgasreinigung (Filter, Chloradsorption, SO ₂ -Entfernung)	Rücklaufbehälter, Feststoffabtrennung, Fallreaktor, CAP-Abscheider, Abwasserbehandlung	Reaktor für Rücklösung, Feststoffabtrennung, Einrichtung Flüssig-Flüssig-Trennung, Reinigung, Reaktionslösung, Reaktor CAP-Fällung, CAP-Abtrennung
Entwicklungsstand	Pilotanlage (Großtechnische Anlage in Planung)	Pilotanlage	Halbtechnisch (Potential zur großtechnischen Umsetzung im Gaspräch)
Ansatz P-Rückgewinnung	Zentral	Zentral	Zentral
Flächenbedarf	500-1.000m ²	600 m ²	unbekannt
Endprodukt	entfrachtete Asche (Pelletier) mit verbesserter Pflanzenverfügbarkeit	CAP	Ca/AlP
P-Rückgewinnung Verfahren	>98%	70-80%	70-80%
P-Rückgewinnung bez. auf Zulauf	85-90%	65-70%	65-70%
Qualitativer Ressourcenbedarf	NaCl/MgCl ₂ , MgCO ₃ , NaHCO ₃ , O ₂ , Energie (elektrisch + Gas)	H ₂ SO ₄ , CaO, NaOH, CaCO ₃ , Energie (elektrisch)	HCl, Reaktionslösung, NH ₄ NH ₂ , Ammoniumhydrogencarbonat, Frischwasser, FeCl ₃ Lösung, NaOH, Calciumquelle
Welche Arbeitsstoffe sind zu erwarten?	SM-haltige Staube aus der Rauchgasreinigung	angesäuerte Asche, Gips, behandeltes Abwasser	angesäuerte Asche, fest und flüssige Rückstände Reaktionslösungsreinigung
Welche Einflüsse müssen bei der ganzheitlichen Bewertung mitberücksichtigt werden?	Annahme der Asche, keine Ablagerung auf Deponie, Entsorgung anfallender Filterstäube	Annahme der Asche, angesäuerte Asche, Gipsablagerung, zu behandelndes Abwasser	180 t Fallschlamm (Schwermetalle), Annahme der Asche, angesäuerte Asche, Gipsablagerung, zu behandelndes Abwasser
Erforderliche weiterführende Prozesse	Reststoffdeponie, Unterlagendeponie (Mono/Filterkuchen)	Reststoffdeponie (Reststoffe aus Prozess (Asche+Gips)), Unterlagendeponie (Mono/Filterkuchen)	Immobilisierung Reaktionsrückstände, Reststoffdeponie, Unterlagendeponie (Mono/Filterkuchen)

Tabelle 100: Zusammenfassung Grundlagen Rückgewinnungsverfahren Klärschlamm-Asche (II)

Verfahren	RecOPhos®	SESAL-Phos	ThermiPhos	Düngemittelindustrie
Einsatzort	Klärschlamm-Asche, (Termehlasche)	Klärschlamm-Asche (Termehlasche)	Klärschlamm-Asche, (Termehlasche)	Klärschlamm-Asche, (Termehlasche)
Technologischer Ansatz	nasschemischer Anschluss mit Phosphorsäure.	nasschemischer Anschluss (Säure), Umlagerung Ca-Al-Phosphat, Ca-P-Fällung, Al-Rückgewinnung (Verfahren), Reinigung Rees-Praxtonlösung, CAP-Fällung	elektrothermischer Prozess (Lichtbogenofen)	nasschemischer Anschluss, Pelletieren, Klassifizieren
P-Elimination Abwasserreinigung	Bio-P und/oder gezielte Fällung (Fe oder Al)	Bio-P und/oder gezielte Fällung (Al)	Bio-P und/oder gezielte Fällung (nur Al)	Bio-P und/oder gezielte Fällung (Fe oder Al)
Erforderliche Prozesse Schlammbehandlung	Eindicker, Faulung, Entwässerung	Eindicker, Faulung, Entwässerung	Eindicker, Faulung, Entwässerung	Eindicker, Faulung, Entwässerung
Erfolge auf Schlammbehandlung	Monovertrennung erforderlich	Monovertrennung erforderlich	Monovertrennung erforderlich	Monovertrennung erforderlich
Erfolge auf Abwasserreinigungsprozess	nein	ja/Aluminiumfällung notwendig	ja/Aluminiumfällung notwendig	nein
Erforderliche Anlagenteile zur P-Rückgewinnung	Drehrohr, Klassifizierer (optional Brecher und Trocknung).	Reaktor für Rücklösung, Einrichtung Flüssig-Flüssig-Trennung, Reaktor Ca-P-Fällung, Ca-P-Abtrennung	Sintern, elektrothermischer Prozess (Lichtbogenofen), Filtereinheiten, P-Kondensation, Lagerung	Drehrohr, Klassifizierer (optional Brecher, Trocknung)
Entwicklungsstand	Großmaßstab	Labormaßstab	Industriell erprobt	Industriell erprobt
Ansatz P-Rückgewinnung	Zentral	Zentral	Zentral	Zentral
Flächenbedarf	500-1.000m ²	unbekannt	unbekannt	unbekannt
Endprodukt	P-angereicherte und pelletierte Asche	Ca-P	reines P ₄	Mineraldünger (SRP, TSP)
P-Rückgewinnung Verfahren	100%	71%	98%	98%
P-Rückgewinnung bez auf Zulauf	~90%	55-65%	75-85%	95-90%
Qualitativer Ressourcenbedarf	industrielle Phosphorsäure H ₃ PO ₄ , Energie (elektrisch optional Gas)	HCl, Wasser, NaOH, Calciumquelle	Koks, Si-Quelle, CaSiO ₃ , Wasser, Energie (elektrisch, Gas)	Schwefelsäure, Wasser, Energie (elektrisch+thermisch (O))
Welche Abfallstoffe sind zu erwarten?	keine	keine	Silicaschlacke, Eisenphosphat, Rauchgase aus Rauchgasreinigung	Abwasser und Rückstände der Abfallreinigung
Welche Einflüsse müssen bei der ganzheitlichen Bewertung berücksichtigt werden?	Annahme der Asche, keine Ablagerung auf Deponie notwendig	Rückgewinnung Al, Nutzung als Fällmittel in der Abwasserreinigung	Anfallende Reststoffe wie Silicaschlacke, Eisenphosphat müssen abgelagert werden	Behandlung Abwasser und Ablagerung Rückstände Abfallreinigung
Erforderliche weiterführende Prozesse	Untertagedeponie (Mono/Filterkuchen)	Reststoffdeponie, Untertagedeponie (Mono/Filterkuchen)	Reststoffdeponie (Reststoffe aus Prozess), Untertagedeponie (Mono/Filterkuchen)	Reststoffdeponie (Reststoffe aus Prozess), Untertagedeponie (Mono/Filterkuchen)

Tabelle 101: Entwicklungsstand und zukünftiges (Entwicklungs-)Potential

Verfahren	Entwicklungsstand	Potential*	Begründung
Ash Dec®	Pilotanlage	o/+	Pilotanlage erprobt, mittlerweile in Konzern Outotec® eingegliedert (Support), Endprodukt ist eine teilentfrachtete Asche
LEACHPHOS®	Pilotanlage	o/+	Pilotanlage erprobt, wird im Rahmen der Schweizer Machbarkeitsstudie entwickelt und untersucht, relativ reines Endprodukt
PASCH	Halbtechnisch	o/+	Halbtechnisch erprobt, Vorteil: gezielte SM Entfrachtung, sehr reines Endprodukt
RecoPhos®	Großtechnisch	+/+	Großtechnisch umgesetzt, Größere Anlage geplant, Aufschluss der Asche und damit pflanzenverfügbar (Herstellerangaben), allerdings keine Entfrachtung der Schwermetalle, direkte Konkurrenz zur Düngemittelindustrie (allerdings ist im Vergleich dazu ein Neubau erforderlich)
SESAL-Phos	Labormaßstab	-/-	Zu komplexe Technologie, Al-Fällung in der ARA erforderlich
Düngemittelindustrie	Großtechnisch	+/+	Einfache Nutzung der Asche als Sekundärrohstoff, einfache Prozessführung
Thermphos®	Großtechnisch	+/-	Einfache Nutzung der (Al-)Aschen als Sekundärrohstoff, Al-Fällung in der ARA erforderlich

*Erläuterung des derzeitigen und zukünftigen Umsetzungspotentials in Kapitel 3.2.1

Tabelle 102: Zusammenfassung Bewertung Technologie Verfahren Klärschlammasche

Verfahren Schlammwasser	Ash Dec®	LEACH-PHOS	PASCH	Reco-Phos®	SESAL-Phos	Düngemittel-industrie	Therm-phos®
Einfache Technologie	3	3	3	5	2	5	1
Geringer Wartungsaufwand	3	3	3	4	2	4	1
Keine negativen Auswirkung auf Abwasserreinigung	5	4	4	5	4	4	2
Keine negativen Auswirkung auf Schlammbehandlung	5	5	5	5	5	5	5
Geringer Ressourcenaufwand	3	3	2	2	3	4	1
Keine Abfallstoffe	3	4	2	5	4	5	2
Rückgewinnungspotential Verfahren	>98%	70–80%	70–80%	100%	55–65%	100%	~95%
Rückgewinnungspotential bezogen auf Kläranlagenzulauf	>80%	60–70%	60–70%	>80%	~55–65%	>80%	>80%

*Erläuterung der Bewertungskriterien in Kapitel 3.2.1

4.3.4 Bewertung Ökologie

4.3.4.1 Ressourcenaufwand

Bei den nasschemischen Rückgewinnungsverfahren aus der Asche werden verschiedene Säuren wie Schwefel-, Salz-, oder Phosphorsäure eingesetzt. Der Bedarf wird in allen Fällen als 100 %ige Säure angegeben. Aus der Literatur kann entnommen werden, dass für die Rücklösung von >90 % des in der Asche gebundenen Phosphor ein pH-Wert von 2 eingestellt werden muss und 0,31–0,45 kg Salzsäure/kg Asche bzw. 0,3–0,5 kg Schwefelsäure/kg Asche benötigt werden. Der Bedarf hängt maßgeblich vom Ziel pH-Wert und damit auch von der gewünschten P-Rücklösung ab. Der Säurebedarf der untersuchten Rückgewinnungsverfahren ist wie folgt (Tabelle 103):


Tabelle 103: Säurebedarf in kg/kg Asche in Abhängigkeit des nasschemischen Verfahrens

Verfahren	Säure	pH-Wert	Säure [kg/kg Asche]	Wasser [L/kg Asche]
LEACHPHOS®	H ₂ SO ₄	-	0,37	12
PASCH	HCl	2	0,39-0,45	12
RecoPhos®	H ₃ PO ₄	-	0,65	-
SESAL-Phos	HCl	3	0,15-0,22	12
Düngemittelindustrie	H ₂ SO ₄	-	~0,40	-

Für das RecoPhos® Verfahren und die Düngemittelindustrie werden keine weiteren Chemikalien benötigt. Bei den nasschemischen Extraktionsverfahren wird beim sauren Aufschluss Wasser benötigt, damit der Phosphor anschließend in einer flüssigen Phase vorliegt. Der Fällmittelbedarf für die spätere Fällung richtet sich nach der rückgelösten Phosphorfracht und wird für jedes Verfahren individuell auf Basis der P-Fracht der Stoffflussanalyse berechnet. Angenommen wird, dass ein Teil der notwendigen Ca-Ionen durch den sauren Aufschluss bereits in der flüssigen Phase vorliegt und damit die Calciumzugabe nur im molaren Verhältnis Ca:P von 1,5:1 erfolgt. In der Literatur wird sonst ein Ca:P Verhältnis von 2:1–3:1 angenommen. Als Fällmittel kommen CaO (LEACHPHOS®) und CaCl₂ (SESAL-Phos) in Frage. Beim PASCH Verfahren wurden Fällungen mit unterschiedlichen Fällmitteln durchgeführt, wobei für die Bewertung CaO angenommen wird. Für das PASCH Verfahren liegen keine expliziten Daten zum Basenbedarf, weder für die Fällung noch für die Neutralisierung des Überstandes aus der Fällung, vor. Die 0,15 kg/kg Asche wurden als Mittelwert der beiden alternativen nasschemischen Verfahren angenommen und sind daher mit hohen Unsicherheiten behaftet.

Tabelle 104: Basenbedarf in kg/kg Asche und eingesetzte Fällmittel

Verfahren	Base (NaOH)	Fällmittel
LEACHPHOS®	0,08	CaO
PASCH	0,15	CaO, CaCl ₂ , CaOH, CaCO ₃
SESAL-Phos	0,32	CaCl ₂

Der zusätzlich erforderliche Chemikalienbedarf für die Schwermetallentfernung und Behandlung der Extraktionsrückstände beim PASCH Verfahren und der Kalkbedarf zur Sulfatentfernung aus dem Fällungsüberstand beim LEACHPHOS® Verfahren sind aus den detaillierten Verfahrensbeschreibungen zu entnehmen. Für die verschiedenen Szenarien des Ash Dec® Verfahrens wird folgender Ressourcenbedarf angenommen (Tabelle 105).

Tabelle 105: Ressourcenbedarf für die verschiedenen Ash Dec® Szenarien

Ressource	Szenario SUSAN	Szenario „Kalte Asche“	Szenario „Heiße Asche“
MgCl	1,34	-	-
NaCl	-	0,042	0,038
NaHCO ₃	-	0,012	0,081
O ₂	8	0,048	0,085

Neben dem Energieträger Koks (0,072 kg/kg Asche) werden für das Thermphos® Verfahren Ton (0,1 kg/kg Asche), Quarz (0,22 kg/kg Asche) und Wasser (0,14 L/kg Asche) benötigt.

4.3.4.2 Energie

Für nasschemische Rückgewinnungsverfahren liegt der elektrische Energiebedarf im Bereich von 50 bis maximal 200 kWh/t Asche. In dieser Größenordnung liegt auch der elektrische Energiebedarf für die Düngemittelindustrie mit rund 165 kWh/t Asche. Der Energiebedarf kann etwas höher liegen, wenn z.B. eine Trocknung des Endproduktes angestrebt wird (20–50 kWh/t Asche). Eine Trocknung ist durch den Einsatz verschiedener Energiequellen (Strom, Öl, Gas, Abwärme) möglich. Für das thermochemische Verfahren Ash Dec® liegt der elektrische Energiebedarf je nach Szenario bei 80–192 kWh/t Asche. Primärenergie wird im Besonderen für dieses Verfahren in Form von Gas benötigt. Aus den SUSAN Daten geht ein Gasbedarf von 930 kWh/t Asche hervor, der durch Verbesserung der Verfahrensprozesse und abhängig von der Ausführung des Verfahrens (kalte oder heiße Asche) auf einen Bereich von 310–580 kWh/t reduziert werden kann. Für das thermoelektrische Verfahren liegt der elektrische Energiebedarf erwartungsgemäß hoch (1.050 kWh/t Asche). Zusätzlich wird Gas zur Sinterung mit umgerechnet 100 kWh/t Asche und Koks als Reduktionsmittel mit 620 kWh/t Asche benötigt.

Tabelle 106: Elektrischer und Primärenergiebedarf für Rückgewinnungsverfahren aus der Asche

Verfahren	Strom kWh/t Asche	Primärenergie kWh/t Asche
Ash Dec® SUSAN	192	930 (Gas)
Ash Dec® Kalte Asche	107	580 (Gas)
Ash Dec® Heiße Asche	80	310 (Gas)
PASCH	50	-
LEACHPHOS®	150 (30*)	-
RecoPhos®	50	50 (Öl)
SESAL-Phos	200	-
Düngemittelindustrie	165	-
Thermphos®	1.050	100 (Gas)/620 (Koks)

*Trocknung mit Strom, ansonsten mit Abwärme

4.3.4.3 Stoffflussanalyse und Entfrachtungsleistung

Wie bereits in Kapitel 4.3.2 dargestellt, werden beim RecoPhos® Verfahren und bei der Mineraldüngerherstellung sowohl der Phosphor als auch die Schwermetalle der Inputasche aufgrund fehlender Entfrachtungsschritte vollständig in das Endprodukt transferiert und damit schlussendlich auf die landwirtschaftlichen Böden (Abbildung 124) gebracht. Diese Fracht entspricht derselben Schwermetallfracht, die bei einer direkten Ascheaufbringung aufgebracht wird. Wesentliche Unterschiede sind jedoch, dass beim RecoPhos® Endprodukt der P-Gehalt aufgrund des Phosphorsäureinsatzes doppelt so hoch und gleichzeitig gut pflanzenverfügbar ist. Ähnliches gilt im Fall eines Einsatzes der Klärschlammasche in der Düngemittelindustrie als Ergänzung von Rohphosphaten. Im Vergleich zu einer direkten Ascheaufbringung gelangt pro Düngung nur eine reduzierte Schwermetallfracht auf den landwirtschaftlichen Boden. Hinsichtlich der SM-Emissionen in die Hydrosphäre und Atmosphäre sind für diese beiden Ansätze keine signifikanten Veränderungen gegenüber einer Mitverbrennung und Deponierung der Asche zu erwarten.

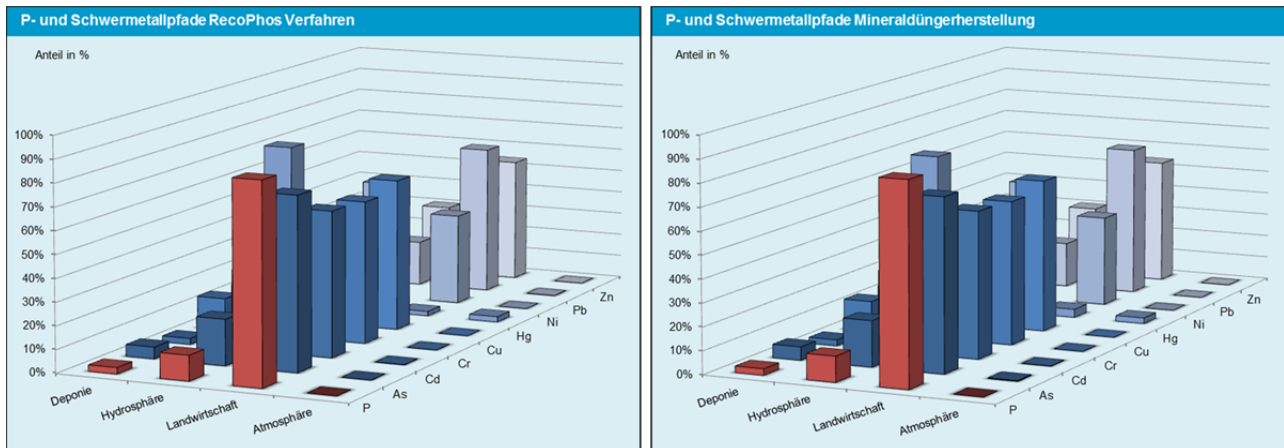


Abbildung 124: Zielpfade von Phosphor und Schwermetallen für die gesamte Prozesskette; nasschemische Verfahren mit Mischen; Klärschlammmasche

Für die verschiedenen nasschemischen Ansätze mit einer Extraktion des Phosphors und anschließender Fällung sind deutlich abweichende Pfade hinsichtlich der Schwermetalle zu beobachten. Aufgrund des pH-Wertes von 2 im Rücklöseprozess des PASCH Verfahrens gehen verschiedene Schwermetalle und Metalle teils signifikant (Cd und Pb) in Lösung. Schwermetalle wie Cr, Ni und Zn bleiben in der Asche und werden bereits bei der Fest-Flüssig-Trennung größtenteils über die Asche aus dem Prozess ausgeschleust.

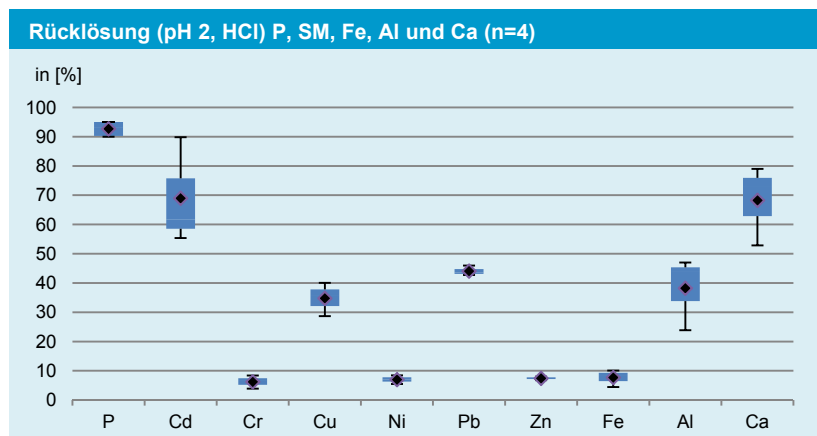


Abbildung 125: Rücklöseverhalten von P, Schwermetallen, Fe, Al und Ca mittels Salzsäure bei pH 2

Mittels gezielter SM-Entfernung (Flüssig-Flüssig-Extraktion) werden die rückgelösten Schwermetalle und weitere störende Ionen wie z.B. Eisen oder Aluminium zum Großteil aus dem Prozess geschleust. Somit ist nur ein geringer Anteil der Schwermetalle auch tatsächlich im Endprodukt nachweisbar. Die ausgeschleusten Schwermetalle können nach einer Immobilisierung gesichert abgelagert werden. Im Vergleich dazu, kommt das LEACHPHOS® Verfahren ohne gezielte SM-Entfernung aus. Die Daten dazu stammen noch aus der Experimentierphase, womit noch Veränderungen bei der Prozesskonfiguration möglich sind. Zum Beispiel können veränderte pH-Einstellungen gewählt werden, die wiederum die Rücklösung von P und Schwermetallen und damit direkt deren Gehalt im Endprodukt beeinflussen. Auf Basis der derzeit vorliegenden Daten ist zu erkennen, dass vor allem Cu und Zn in hohen Konzentrationen im Endprodukt nachweisbar sind. Auf Basis der Erkenntnisse aus Abbildung 125 lassen sich speziell die hohen Zinkgehalte im Endprodukt jedoch nicht erklären. Inwieweit die eingesetzte Schwefelsäure (LEACHPHOS® statt der Salzsäure (PASCH)) Einfluss darauf hat, ist derzeit nicht bekannt. Im Vergleich zum PASCH Verfahren wird deutlich, dass auch die weiteren Schwermetalle in erhöhtem Ausmaß im

Endprodukt vorliegen (Abbildung 126). Für Arsen liegen keine Daten vor. Beim SESAL-Phos Verfahren wird der Phosphor in der Asche nach gezielter Umlagerung von Calcium- zu Aluminiumphosphaten basisch extrahiert. Schwermetalle gehen im alkalischen Bereich nicht bzw. kaum in Lösung und sind damit nur in sehr geringen Konzentrationen im Endprodukt nachweisbar. Im Hinblick auf das Verhalten der Schwermetalle ist Arsen auffällig, für welches zwar keine detaillierten Transferkoeffizienten im Prozess bekannt sind, jedoch erhöhte Konzentrationen im Endprodukt nachgewiesen werden.

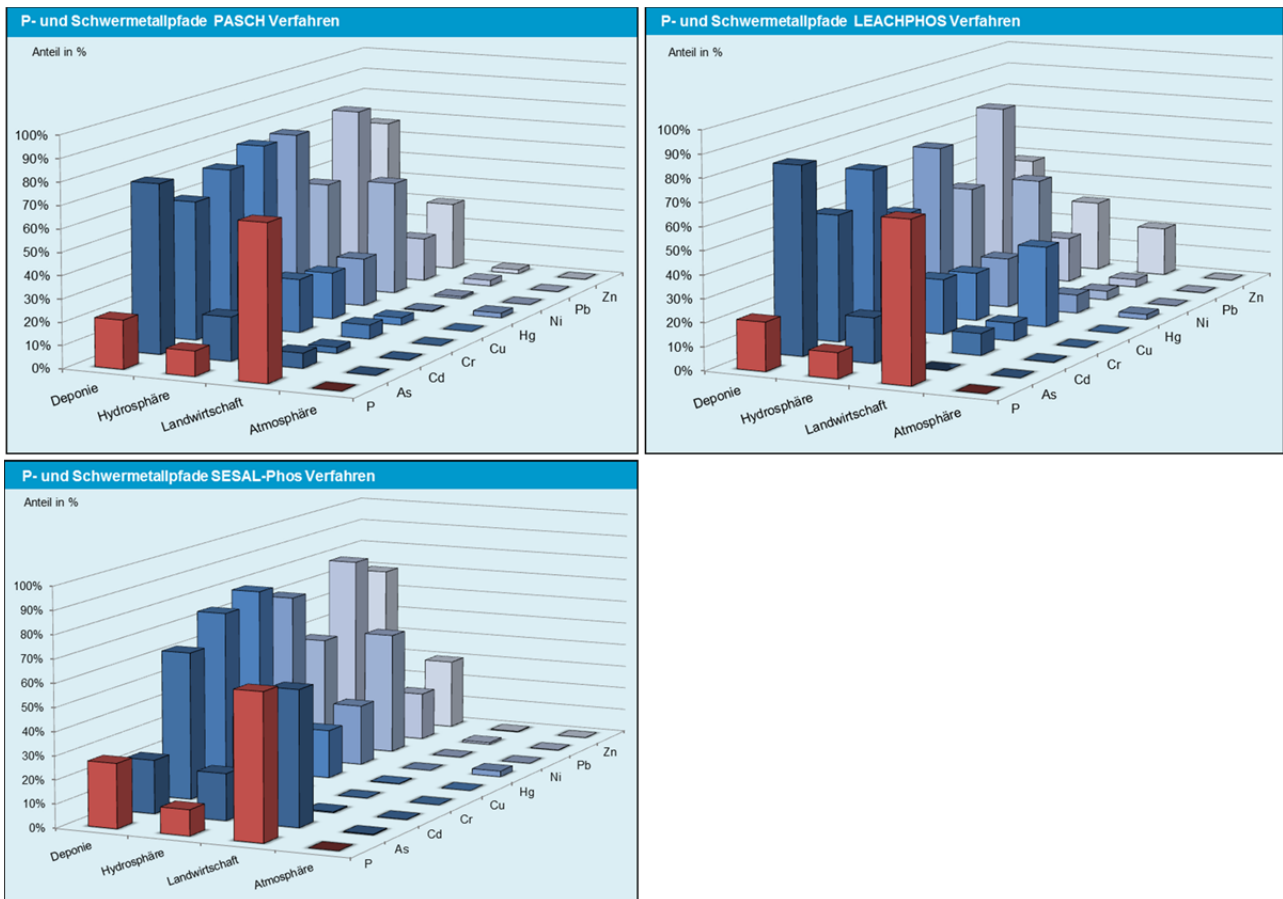


Abbildung 126: Zielfade von Phosphor und Schwermetallen für die gesamte Prozesskette; nasschemische Verfahren mit Extraktion; Klärschlammasche

Beim thermochemischen Ash Dec® Verfahren werden die Schwermetalle im unterschiedlichen Ausmaß aus der Klärschlammasche entfernt und im Anschluss an die Rauchgasreinigung als Filterstäube deponiert. Allerdings werden Schwermetalle wie Arsen, Chrom und Nickel kaum bzw. im deutlich geringeren Ausmaß wie z.B. Cd, Cu, Pb und Zn entfernt.

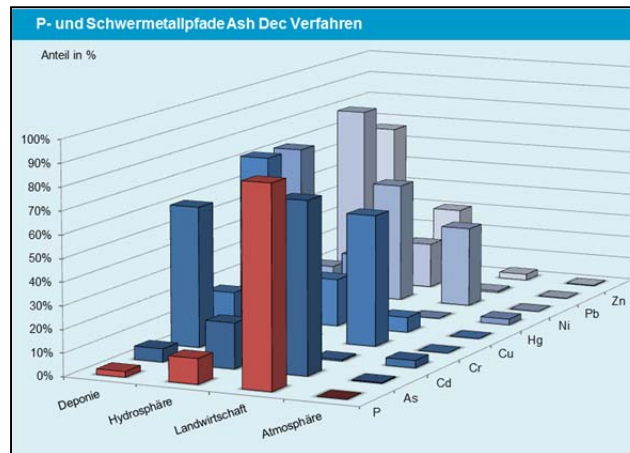


Abbildung 127: Zielpfade von Phosphor und Schwermetallen für die gesamte Prozesskette; thermochemisches Verfahren; Klärschlammäsche

Beim thermoelektrischen Thermphos® Verfahren wird Phosphor als P_4 mit einer Reinheit von 99,99 % erzeugt. P_4 kommt als Grundstoff in der Industrie zum Einsatz. Die in der Asche enthaltenen Schwermetalle werden über die anfallende Silikatschlacke und Eisenphosphat aus dem Prozess geschleust.

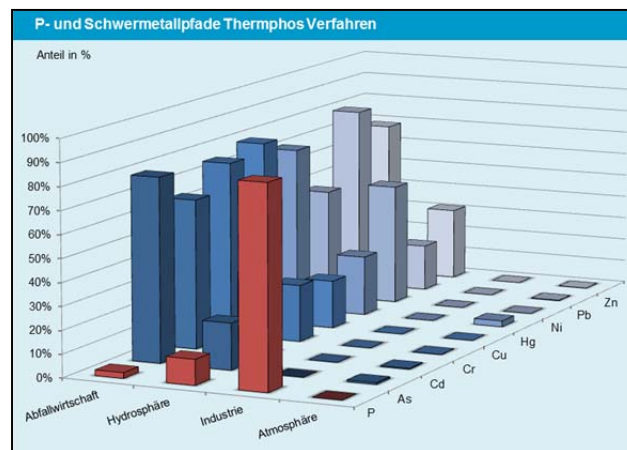


Abbildung 128: Zielpfade von Phosphor und Schwermetallen für die gesamte Prozesskette; thermoelektrisch; Klärschlammäsche

Anhand der folgenden Tabelle 107 wird die Entfrachtungsleistung (bezogen auf den Ascheinput) der betrachteten Schwermetalle für jede Technologie detailliert dargestellt. Während für die Verfahren mit gezielter und ohne Schwermetallentfrachtung die Einteilung in sehr gute bzw. fehlende Entfrachtung deutlich ist, sind für die Verfahren Ash Dec® und LEACHPHOS® auffallende Unterschiede hinsichtlich der Entfrachtung einzelner Schwermetalle zu erkennen. Dementsprechend gelangen unterschiedliche Schwermetallfrachten in das Produkt und folglich auf landwirtschaftliche Böden (Abbildung 129).

Tabelle 107: Detaillierte Darstellung Entfrachtungsleistung Schwermetalle

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Ash Dec®	Sehr Gut	Gut	Mäßig	Gut	Sehr Gut	Mäßig	Sehr Gut	Gut
LEACHPHOS®	Sehr Gut	Gut	Gut	Sehr Gut	Gut	Gut	Gut	Sehr Gut
PASCH	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut
RecoPhos®	Mäßig	Mäßig	Mäßig	Mäßig	Mäßig	Mäßig	Mäßig	Mäßig
SESAL-Phos	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut
Düngemittelindustrie	Mäßig	Mäßig	Mäßig	Mäßig	Mäßig	Mäßig	Mäßig	Mäßig
Thermphos®	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut	Sehr Gut

Sehr Gut	>80
Gut	60-80
Mäßig	41-59
Schlecht	20-40
Fehlend	<20
keine Daten	

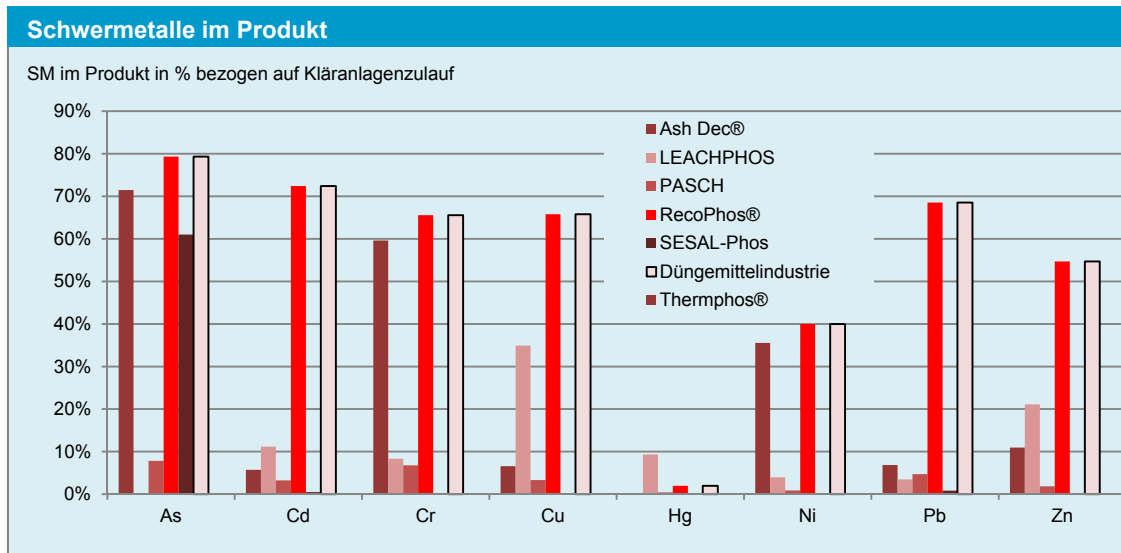


Abbildung 129: Stoffflussanalyse Schwermetallfrachten im Produkt (in % bezogen auf Input Kläranlage)

4.3.4.4 Einfluss auf Abwasserreinigungsprozess und nachfolgende Prozesse

Der Einsatz der Asche-Rückgewinnungsverfahren hat keinen direkten Einfluss auf den Abwasserreinigungsprozess wie z.B. bei den Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser. Allerdings ist zum Beispiel für den Thermphos® Prozess oder auch für das SESAL-Phos Verfahren eine Fe-arme Asche erforderlich. Das bedeutet, dass in der Abwasserreinigung von einer Phosphorfällung mit Eisen auf eine Aluminiumfällung umgestellt werden muss. Untersuchungen zeigen, dass der Einsatz von Aluminiumfällmitteln zu einer Verschlechterung des Schlammabsetzverhaltens, schlechterer Entwässerbarkeit des Schlammes und unerwünschter Schwefelsulfidbildung führen kann. Zudem sind höhere Fällmittelkosten zu erwarten.

Bei den nasschemischen Verfahren mit Extraktion fallen Abwässer an, die eine weitere Abwasserbehandlung erfordern. Notwendige Abwasserbehandlungsschritte wie z.B. Neutralisierung und/oder Sulfatentfrachtung sind bereits Teil des Rückgewinnungsprozesses, um die Einleitung in das Kanalnetz zu ermöglichen. Negative Auswirkungen sind aufgrund der Eigenschaften der Abwässer daher nicht zu erwarten. Aus den betrachteten Verfahren fallen verschiedene feste Reststoffe, die behandelt werden müssen und damit auch verschiedene weitere (Behandlungs-) Schritte benötigen, die in der ganzheitlichen Bewertung berücksichtigt werden. Ash Dec®, RecoPhos® und die Düngemittelindustrie haben gemeinsam, dass die Asche Teil des Endproduktes ist und damit eine Deponierung der Asche nicht erforderlich ist. Inwieweit die P-arme Asche der nasschemischen Verfahren z.B. als Baustoff eingesetzt werden kann ist derzeit nicht eindeutig geklärt. Daher muss von einer Ablagerung auf einer Deponie ausgegangen werden. Filterstäube des Ash Dec® Verfahren müssen untertägig abgelagert werden. Reextraktionsrückstände des PASCH Verfahrens müssen, abhängig von den Anforderungen der Deponie, zuerst immobilisiert werden. Beim SESAL-Phos Verfahren kann ein unsicher zu bestimmender Anteil des Aluminiums recyclet und als Fällmittel in der Abwasserreinigung genutzt werden.



Tabelle 108: Reststoffe und Abwässer der Rückgewinnungsprozesse aus dem Klärschlamm und mögliche Gutschriften

Verfahren	Reststoffe und Abwässer	Gutschrift
Ash Dec®	Filterstäube (Untertage)	Keine Aschedeponierung
LEACHPHOS®	P-arme Asche und Gips (Deponie), Abwasser (Kläranlage)	-
PASCH	P-arme Asche Reextraktionsrückstände (Immobilisierung + Deponie), Abwasser (Kläranlage)	-
RecoPhos®	-	Keine Aschedeponierung
SESAL-Phos	P-arme Asche, (Kläranlage)	Recycling Al-Fällmittel
Düngemittelindustrie	-	Keine Aschedeponierung
Thermphos®	Silikatschlacke, Eisenphosphat (Deponie)	Keine Aschedeponierung

4.3.4.5 Emissionen und KEA (Systemgrenze: Rückgewinnungsprozess)

Aus der Kombination der Sachbilanz und der GEMIS-Datenbank können indirekte gasförmige Emissionen, der kumulierte Energieaufwand und indirekte Schwermetallemissionen der Verfahren erhoben werden. Wie auch bei verschiedenen Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm wird auch beim LEACHPHOS® Verfahren und der Düngemittelindustrie Schwefelsäure zur Extraktion bzw. zum Aufschluss des Phosphors eingesetzt. Laut GEMIS-Datenbank wird für die Erzeugung der Schwefelsäure eine Gutschrift für die Parameter CO₂-Emissionen und KEA angenommen. Grund dafür ist die bei der Herstellung von Schwefelsäure frei werdende nutzbare Wärme. Ein Abgleich mit weiteren Datenbanken (z.B: Ecolnvent) zeigt, dass für die Schwefelsäure durchaus auch zusätzliche Emissionen zu berücksichtigen sind. Bei der Bewertung werden deshalb beide Datenbanken berücksichtigt und in Abbildung 130 als rote (GEMIS-Datenbank) und orange Punkte (Ecolnvent) dargestellt.

Wird die GEMIS-Datenbank zugrunde gelegt, so schneiden der Einsatz der Asche in der Düngemittelindustrie und das LEACHPHOS® Verfahren hinsichtlich der CO₂-Emissionen am besten ab und liegen sogar im Bereich der Emissionen für die herkömmliche Düngemittelherstellung. Für die Düngemittelindustrie sind sogar Einsparungen möglich. Aber auch bei der Anwendung der Ecolnvent-Datenbank schneiden diese beiden Verfahren am besten ab, sie liegen dabei gering über den Emissionen der herkömmlichen Düngemittelherstellung. Ähnlich schneiden die beiden Szenarien Ash Dec® „kalte und heiße Asche“ ab. Im Falle eines Einsatzes liegen die zusätzlichen einwohnerspezifischen CO₂-Emissionen in der Größenordnung der Referenzkläranlage (~2 kg CO₂/(EW*a)). Die produktspezifischen Emissionen liegen mit 2,5–3,5 kg CO₂/kg P knapp über den Emissionen der Düngemittelindustrie. Die CO₂-Emissionen für das energieintensive elektrothermische Thermphos® Verfahren liegen mit rund 2,8 kg/(EW*a) und 5 kg CO₂/kg P im Mittelfeld der Ascheverfahren. Für SESAL-Phos, PASCH und das Ash Dec Szenario SUSAN können CO₂-Emissionen im Bereich von 8–10 kg/kg P ermittelt werden. Aufgrund des hohen Phosphorsäurebedarfs (Herstellung Phosphorsäure = Phosphaterz + Schwefelsäure) und des damit verbundenen großen ökologischen Rucksackes, sind für das RecoPhos® Verfahren im Vergleich besonders hohe CO₂-Emissionen zu erwarten.

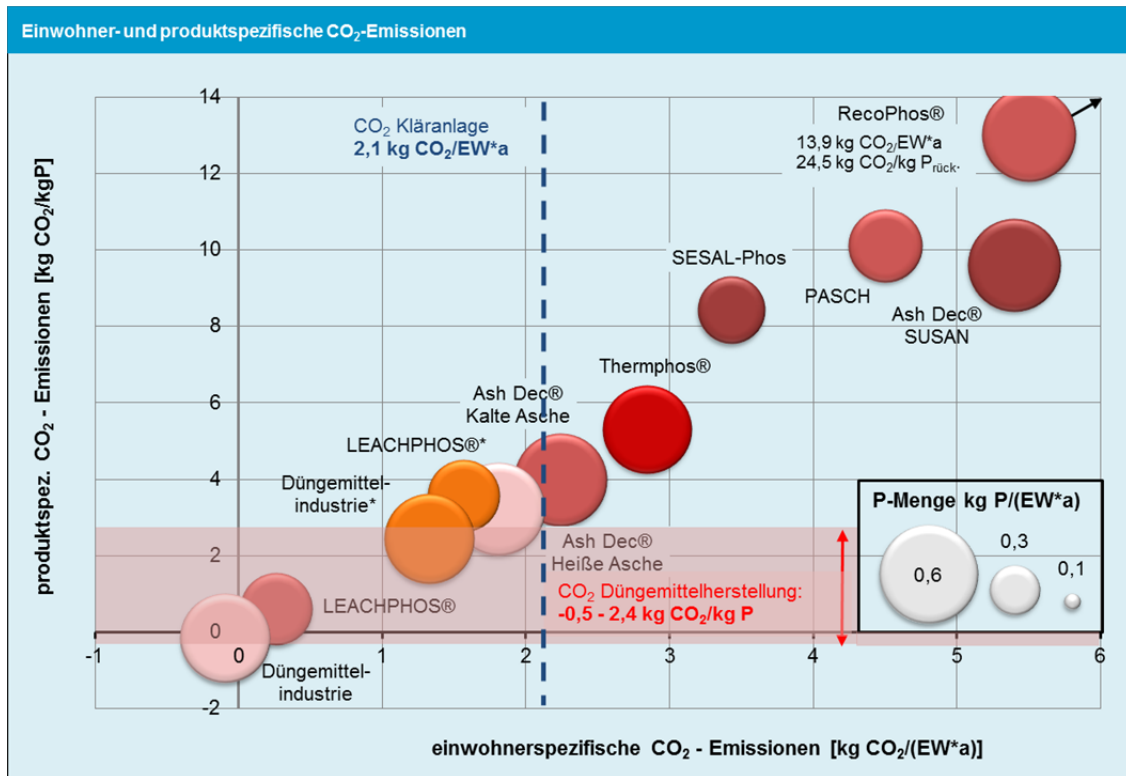


Abbildung 130: CO₂-Emissionen Rückgewinnungstechnologien Klärschlammasche (rot: GEMIS-Datenbank; orange; Ecolnvent-Datenbank)

Ein ähnliches Bild in Bezug auf die Reihung der Verfahren kann auch für den kumulierten Energieaufwand beobachtet werden (Abbildung 131). Die Abweichung zwischen den Verfahren ist auch hier sehr groß. Allerdings kann für den KEA eine deutlich höhere Abweichung zwischen einem rückgewonnenen Kilogramm Phosphor gegenüber der herkömmlichen Phosphorherstellung festgestellt werden (-2,4–3,0 kWh/kg P). Unter der Annahme von 1 kWh/kg P im Falle der herkömmlichen P-Düngemittelherstellung, liegt der KEA für die Rückgewinnungsverfahren mit Ausnahme des LEACHPHOS® Verfahren und Düngemittelindustrie um den Faktor 20–80 höher. In Relation zum KEA der Kläranlage liegt der Energieaufwand im Bereich von 3 (LEACHPHOS®) bis 230 % (RecoPhos®). Für die verschiedenen Ash Dec ® Szenarien errechnet sich ein KEA von 60–120 %. Der zusätzliche KEA für das energieintensive Thermphos® Verfahren liegt bei rund 150 %.

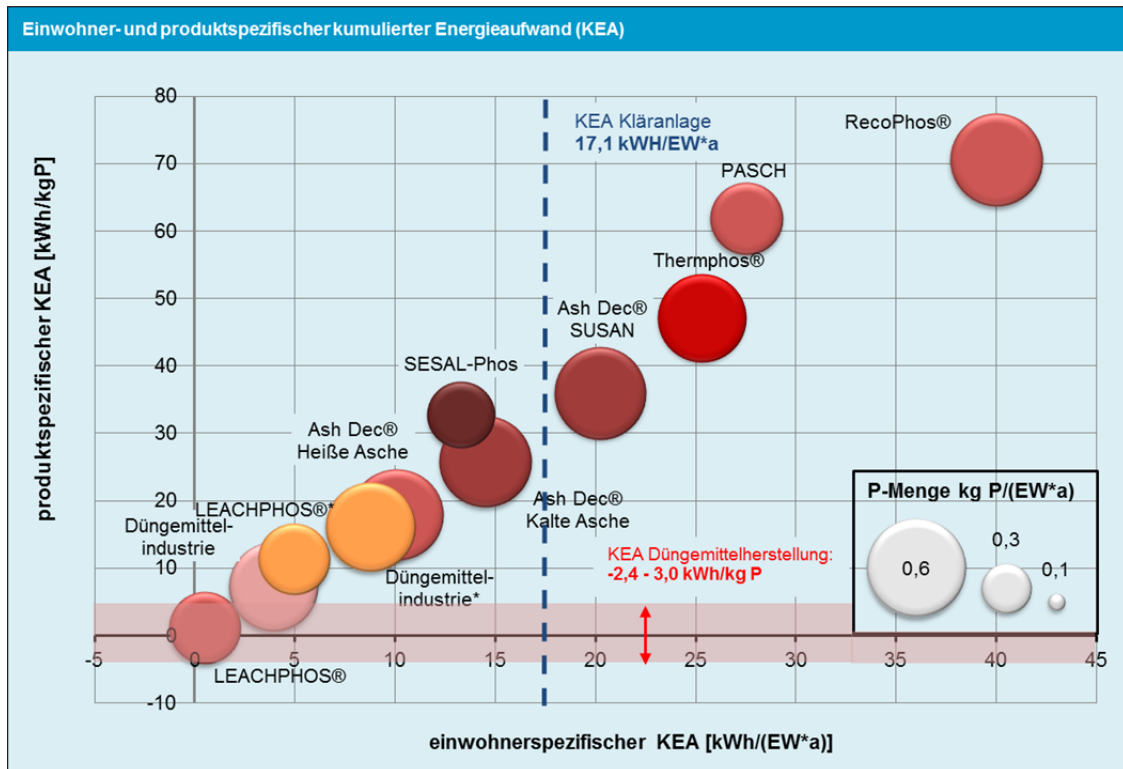


Abbildung 131: KEA Rückgewinnungstechnologien Klärschlammasche (rot: GEMIS-Datenbank; orange; Ecolinvent-Datenbank)

Hinsichtlich der SO_2 -Emissionen schneiden die beiden Ash Dec® Szenarien im Vergleich zu den anderen Verfahren und sogar im Vergleich zu der herkömmlichen Düngemittelherstellung am besten ab. Die sehr ähnlichen Ergebnisse der Szenarien „Kalte und heiße Asche“ führen zu einer Überlagerung in Abbildung 132. Für die Verfahren LEACHPHOS®, SESAL-Phos, Thermphos®, Ash Dec® SUSAN und Einsatz der Asche in der Düngemittelindustrie liegen die SO_2 -Emissionen im Bereich der Emissionen der Düngemittelherstellung aus der Literatur. Wie bereits bei den Parametern zuvor schneidet das PASCH Verfahren im Vergleich zu den weiteren Verfahren schlecht ab. Deutlich höhere Emissionen sind auch in diesem Fall für das RecoPhos® Verfahrens zu erwarten. Aufgrund der sehr hohen Emissionen des RecoPhos® Verfahrens und auch zur Darstellung der stark erhöhten Emissionen für das LEACHPHOS® Verfahren und der Düngemittelindustrie infolge der Datensätze aus der Ecolinvent-Datenbank, werden diese Ergebnisse gesondert in Abbildung 133 dargestellt.

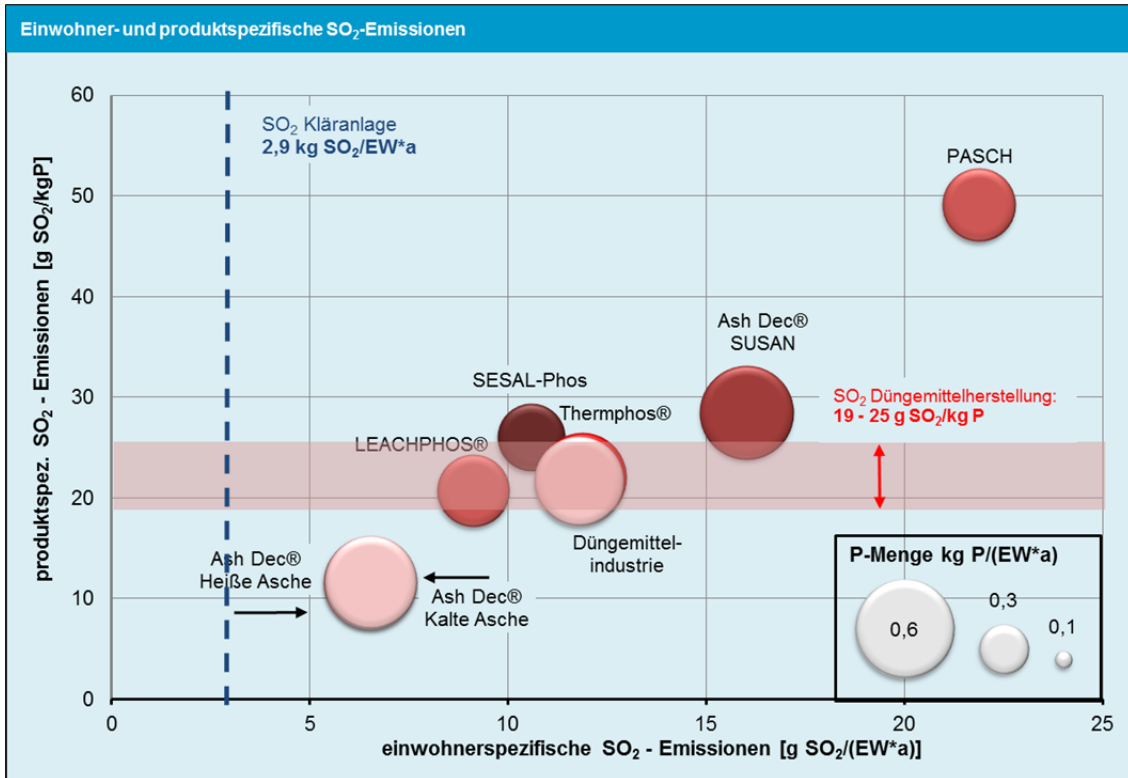


Abbildung 132: SO₂-Emissionen Rückgewinnungstechnologien Klärschlamm-Asche

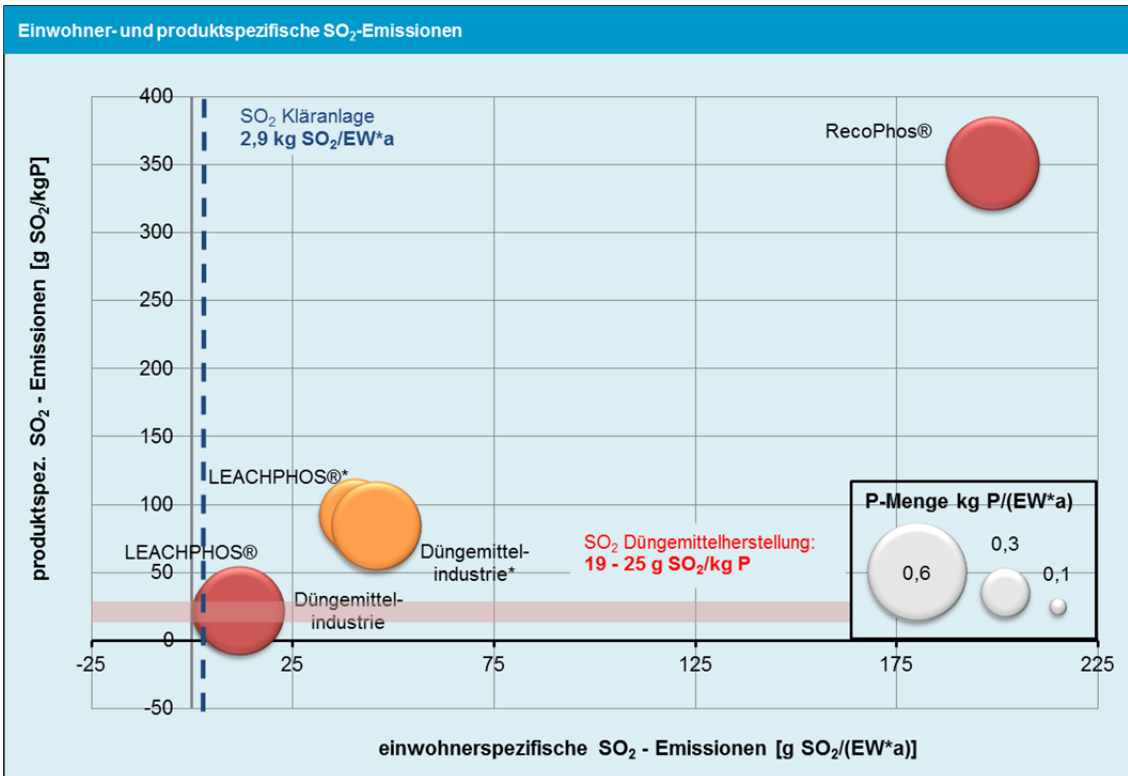


Abbildung 133: SO₂-Emissionen ausgewählter Rückgewinnungstechnologien Klärschlamm-Asche (rot: GEMIS-Datenbank; orange; EcoInvent-Datenbank)

Zu den indirekten Schwermetallemissionen in die Luft aus der Produktion der notwendigen Ressourcen liegen vollständige Datensätze für As, Cd, Cr, Ni und Pb vor. Für die indirekten SM-Emissionen in Gewässer gilt dies für As, Cd, Cr, Hg und Pb. Abbildung 134 zeigt wie bereits bei den Verfahren zuvor sehr geringe



indirekte SM-Emissionen in die Luft. Bemerkenswert ist jedoch, dass die beiden nasschemischen Verfahren mit Salzsäureeinsatz (PASCH und SESAL-Phos) vergleichsweise hohe SM-Emissionen in die Luft aufweisen. Noch deutlicher wird dies bei den SM-Emissionen in die Gewässer. Trotz der im Vergleich sehr hohen Emissionen in die Gewässer ist die Fracht im Vergleich zu den direkten Emissionen immer noch sehr gering. Die indirekten SM-Emissionen liegen im Bereich von 0,0001–0,001 mg/a. Beispielsweise zeigt die Stoffflussanalyse für As beim PASCH Verfahren, dass die direkten SM-Emissionen der Referenzkläranlage bei rund 2,1 kg/a, während die indirekten As-Emissionen der Verfahren aus dem Schlammwasser maximal 0,2 kg/a betragen. Diese relativ hohen indirekten Emissionen sind nur für Verfahren zu erwarten, für welche zum sauren nasschemischen Aufschluss eine Salzsäure eingesetzt wird (PASCH und SESAL-Phos). Die negativen Emissionen sind auf Gutschriften bei den eingesetzten Chemikalien (Schwefelsäure: LEACHPHOS®; Phosphorsäure: RecoPhos®) zurückzuführen.

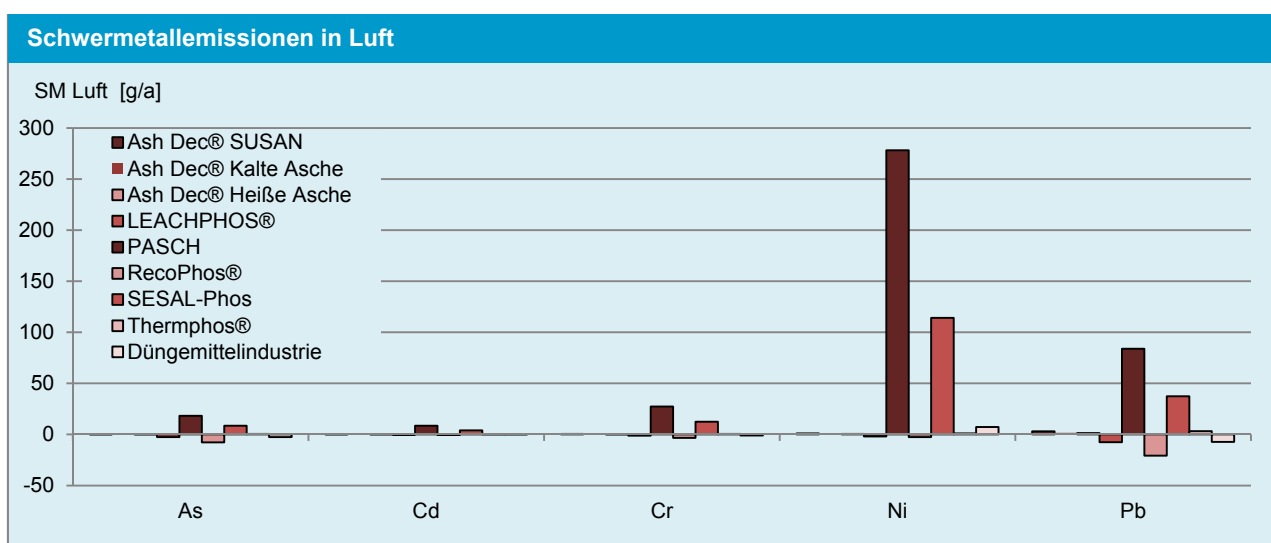


Abbildung 134: Indirekte Schwermetallemissionen in Luft (g/a) Rückgewinnungstechnologien Klärschlammmasche

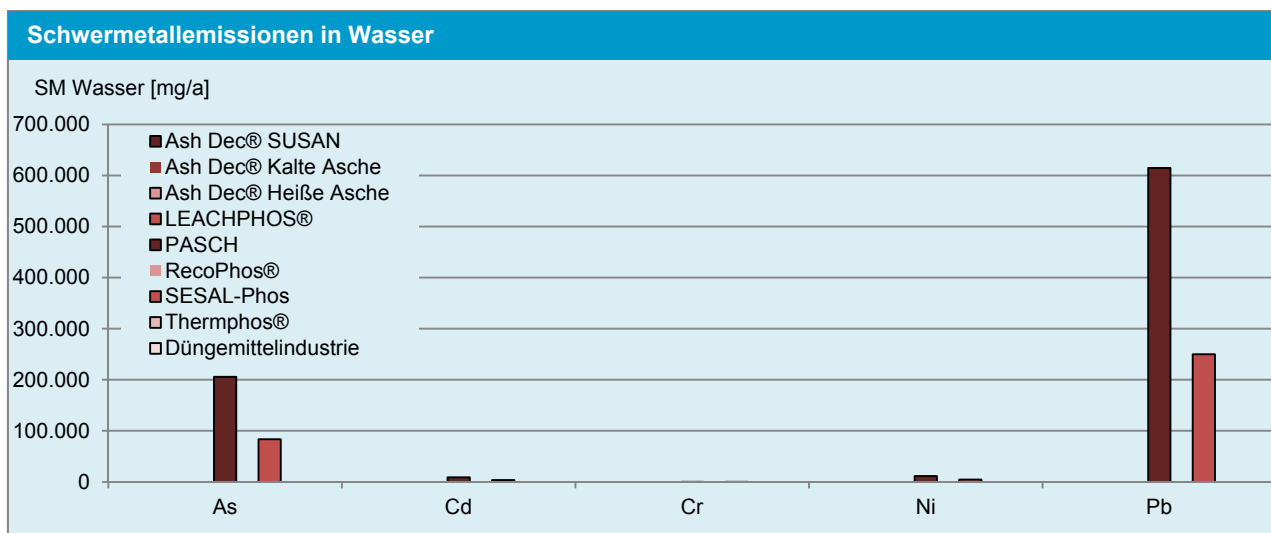


Abbildung 135: Indirekte Schwermetallemissionen in Wasser (mg/a) Rückgewinnungstechnologien Klärschlammmasche

4.2.6.7 Emissionen und KEA (Systemgrenze: gesamte Prozesskette)

Für die ganzheitliche Bewertung müssen die Effekte der Rückgewinnungsverfahren für etwaige Nachfolgeprozesse (z.B. Entsorgung der Reststoffe, weitergehende Behandlung anfallender Abfallstoffe, Abwasserbehandlung) erfasst werden (Tabelle 109). Auf Basis der Massenflüsse des Referenzsystems werden das rückgewinnbare P-Potential sowie mögliche Einsparungen und Aufwände für die gesamte Prozesskette betrachtet. Bei den nasschemischen Extraktionsverfahren fällt nach der Fest-Flüssig Trennung die angesäuerte P-arme Restasche an. Auffallend ist dabei die unterschiedliche Menge bei den Verfahren. Während beim SESAL-Phos Verfahren die Restaschemenge ungefähr der Inputmenge (Referenzanlage 100.000 EW: 672 t/a) der eingesetzten Asche entspricht, fallen laut Massenbilanz beim PASCH Verfahren nur 403 t/a, beim LEACHPHOS® Verfahren jedoch sogar 1.070 t/a Restasche an. Unklar ist, wie diese großen Abweichungen möglich sind. Die zu behandelnde Abwassermenge liegt für diese Verfahren im Bereich von 4.000–6.700 m³/a. Zusätzlich fallen beim LEACHPHOS® Prozess rund 100 t/a ablagerungsfähiger Gips an, sowie Reextraktionsrückstände in der Größenordnung von 181 t/a beim PASCH Verfahren. Beim SESAL-Phos Verfahren können durch die Prozessführung rund 65 t/a an Aluminium rückgewonnen und in einer Kläranlage wieder als Fällmittel eingesetzt werden. Abfallprodukt des Ash Dec® Verfahrens sind Filterstäube, die in der Größenordnung von rund 87 t/a anfallen und aufgrund der hohen SM-Gehalte untertägig abgelagert werden müssen. Beim Themphos® Verfahren müssen die Silikatschlacke und das anfallende Eisenphosphat in einer Reststoffdeponie abgelagert werden. Laut Betreiberangaben kann die Silikatschlacke jedoch im Bauwesen recycelt werden. Zusätzlich wird die rückgewonnene P-Fracht als Substitut handelsüblicher P-Dünger gutgeschrieben. Beim RecoPhos® Verfahren wird durch die Zugabe der Phosphorsäure der P-Gehalt im Endprodukt signifikant erhöht. Damit wird nicht nur die in der Klärschlammasche vorliegende P-Fracht (56.800 kg P), sondern auch die über die Phosphorsäure zugeführte P-Fracht (~139.500 kg P) als Gutschrift berücksichtigt.

Tabelle 109: Grundlagen für die ganzheitliche ökologische Bewertung

Verfahren	Gutschrift P [kg/a]	Einsparung/Aufwand
Ash Dec®	56.200	Filterstäube: 87,3 t, untertägige Ablagerung Filterstäube, keine Ascheablagerung
LEACHPHOS®	44.000	Restasche: 1.070 t; Gips: 100,7 t, Reststoffdeponie; Abwasser: 4030 m ³
PASCH	44.500	Restasche: 403 t; Extraktionsrückstand: 181,3 t, Abwasser: 6.400 m ³
RecoPhos®	56.800 bzw. (196.300)	Keine Ascheablagerung
SESAL-Phos	40.700	Restasche: 672 t; Al-Recycling: 65 t; Abwasser: 6.720 m ³
Düngemittelindustrie	54.500	Keine Ascheablagerung
Themphos®	53.600	Silikatschlacke: 760 t; Eisenphosphat: 2,3; Abwasser: 160 m ³

Beispielhaft werden in Abbildung 136 die einwohner- und produktspezifischen CO₂-Emissionen der Rückgewinnungsverfahren bei Betrachtung der gesamten Prozesskette von der Abwasserreinigung bis zur finalen Entsorgung möglicher anfallender Abfallstoffe dargestellt und dem Referenzsystem gegenübergestellt. Berechnet wurden diese Daten anhand der Sachbilanz in Kombination mit der GEMIS-Datenbank.

Besonders gut schneiden die beiden Rückgewinnungsmöglichkeiten LEACHPHOS® und der Einsatz der Asche in der Düngemittelindustrie ab. Durch die Gutschrift des Phosphors in der Asche schneidet auch die direkte Ascheaufbringung besser ab als das Referenzsystem. In Abhängigkeit der verwendeten Datenbank (GEMIS, Ecolnvent) sind bei den treibhausrelevanten Emissionen Einsparungen im Vergleich zum Referenzsystem möglich. Gut schneiden auch die beiden Ash Dec® Szenarien kalte und heiße Asche ab (+30–40 %). Für PASCH und Ash Dec® SUSAN sind zusätzliche CO₂-Emissionen in der Größenordnung des Referenzsystems zu erwarten (+100%). Deutlich höhere Emissionen sind für die Verfahren RecoPhos®, SESAL-Phos und Thermphos® im Bereich von rund 260–300 % zu erwarten.

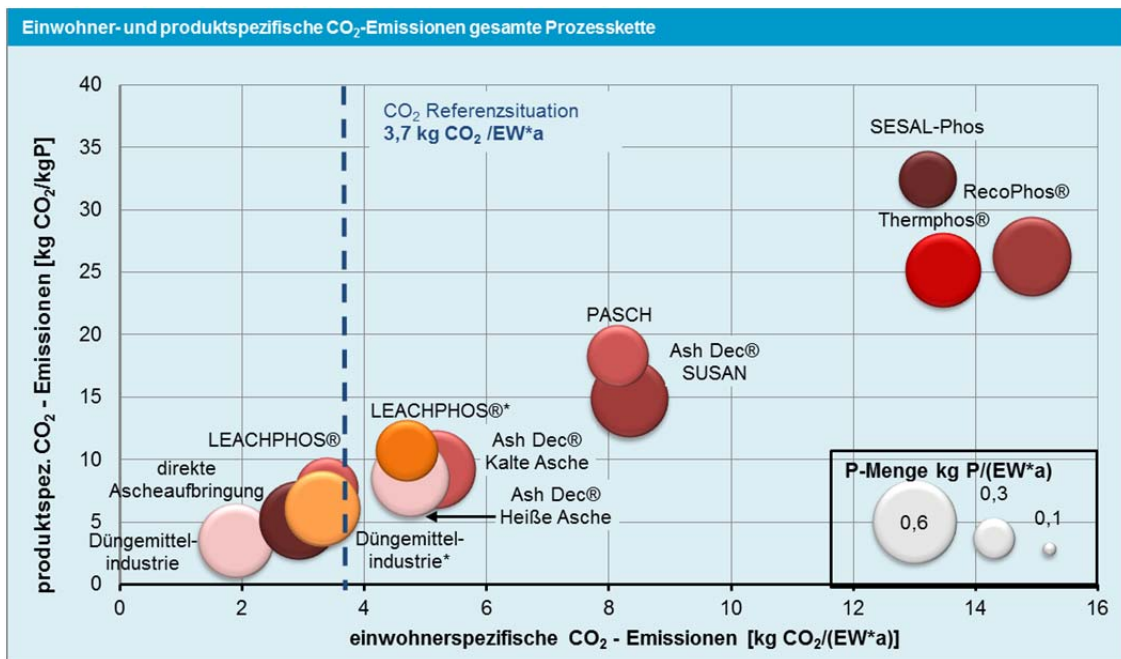


Abbildung 136: Einwohner- und produktspezifische CO₂-Emissionen gesamte Prozesskette (Klärschlammasche) (rot: GEMIS-Datenbank; orange; Ecolnvent-Datenbank)

Anhand des LEACHPHOS® Verfahrens und der Düngemittelindustrie wird bei den CO₂- und im Besonderen bei den SO₂-Emissionen deutlich, wie unterschiedliche Datensätze das Ergebnis der ökologischen Bewertung beeinflussen (Abbildung 137). Verfahren ohne Schwefel- oder Phosphorsäureinsatz schneiden bei den SO₂-Emissionen tendenziell besser ab. In vielen Fällen (Ash Dec® kalte und heiße Asche, SESAL-Phos, Asche direkt) sind im Vergleich zum Referenzsystem SO₂-Einsparungen möglich. Der Hauptgrund dafür ist der Einsatz von Schwefelsäure bei der Herstellung von Mineraldüngern, der durch den Einsatz von Sekundärprodukten der Rückgewinnungsverfahren substituiert werden kann. Auffallend ist dabei das gute Abschneiden des SESAL-Phos Verfahrens, welches bei den treibhausrelevanten Gasen schlecht abschneidet. Mit zusätzlichen SO₂-Emissionen von über 1.000 % schneidet das RecoPhos® Verfahren sehr schlecht ab. Dies ist auf den hohen Schwefelsäurebedarf zur Herstellung der notwendigen Phosphorsäure zurückzuführen.

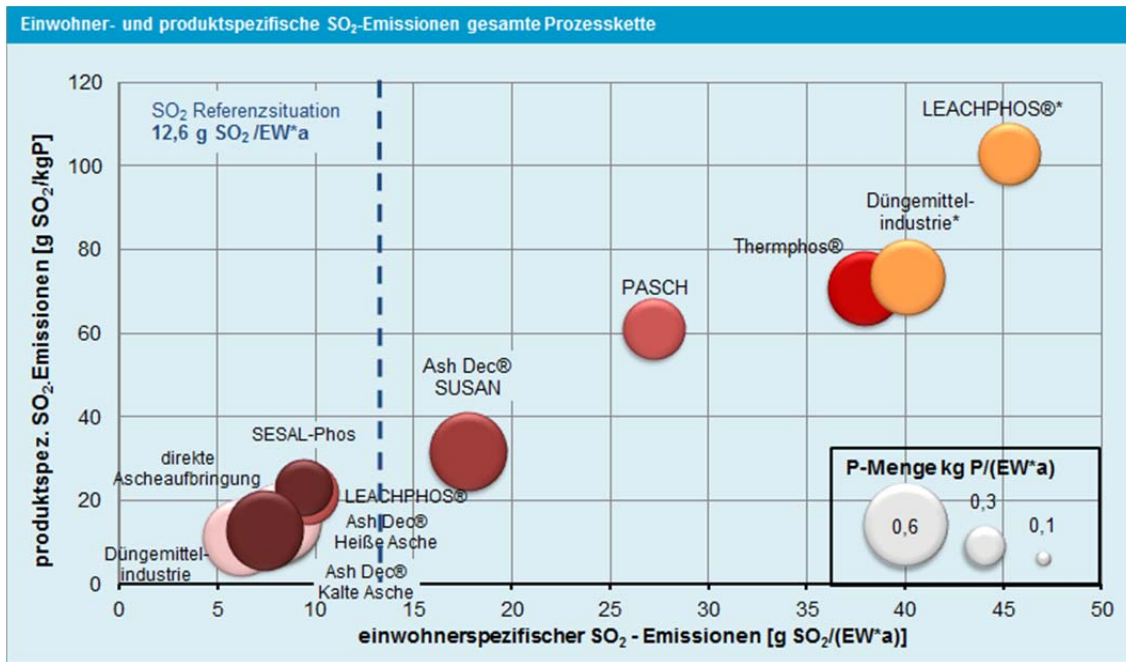


Abbildung 137: Einwohner- und produktspezifische SO₂-Emissionen gesamte Prozesskette (Klärschlammasche) (rot: GEMIS-Datenbank; orange; Ecolnvent-Datenbank)

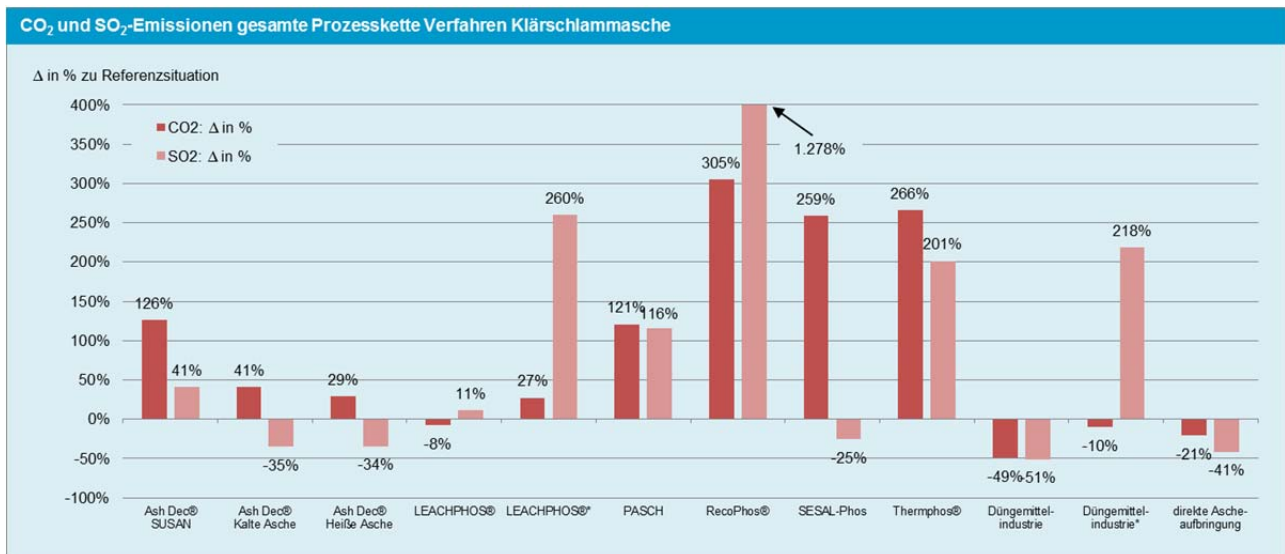
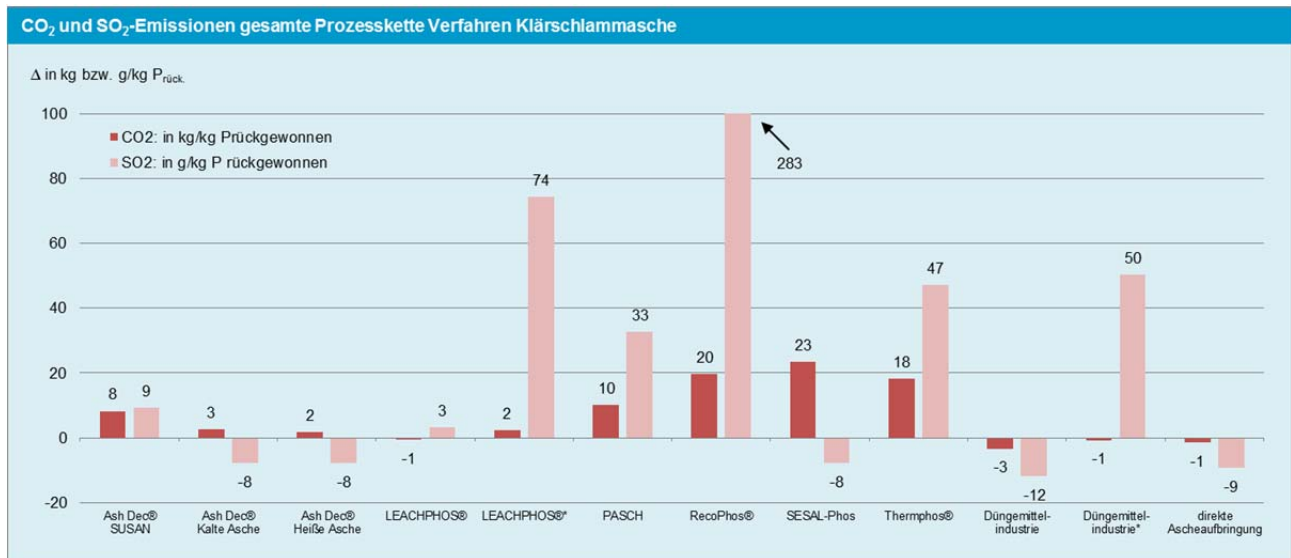


Abbildung 138: Gasemissionen über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem (Klärschlammasche)

Anhand dieser Auswertung auf Basis der einwohnerspezifischen Daten sind keine Aussagen hinsichtlich der phosphorspezifischen Emissionen möglich. Möglich ist jedoch, dass ein Verfahren aufgrund dessen höheren Phosphorrückgewinnungspotentials vergleichsweise besser abschneidet. Dazu wird die absolute Abweichung der Emissionen bezogen auf das Referenzsystem (Δ in kg/(EW*a)) mit der definierten Kläranlagenbelastung (100.000 EW) multipliziert und auf die jährliche mögliche rückgewinnbare P-Fracht bezogen (Abbildung 139). Durch den Einsatz des Ash Dec® und LEACHPHOS® Verfahrens sowie der Substitution von Rohphosphat durch Klärschlammasche kann ein Phosphordünger erzeugt werden, der hinsichtlich der treibhausrelevanten Emissionen einem handelsüblichen P-Dünger entspricht (-3–+3 kg CO₂/kg P). Bezogen auf die Emissionen mit Versauerungspotential schneiden die Rückgewinnungsverfahren besser (Ash Dec® alle Szenarien, SESAL-Phos) oder ähnlich (PASCH, Thermphos®) wie die herkömmliche Düngemittelherstellung ab. Für das Verfahren LEACHPHOS® und die

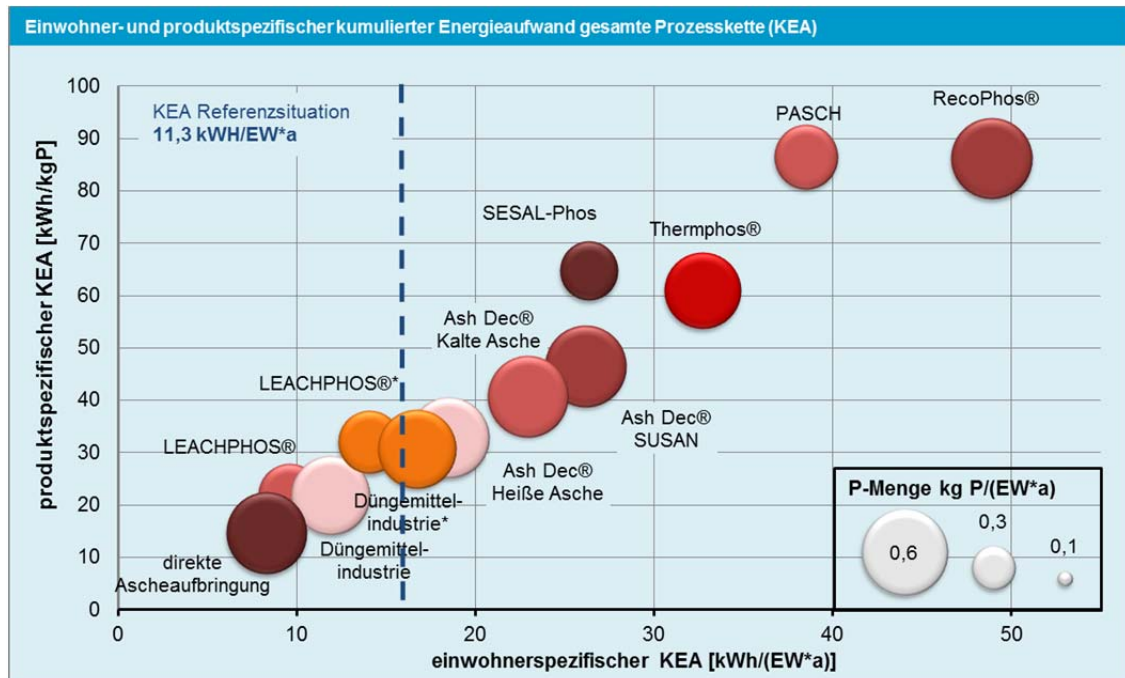
Bringung der Asche in die Düngemittelindustrie variieren die SO₂-Emissionen stark in Abhängigkeit der LCA-Datenbank. Gesicherte Aussagen sind damit nicht möglich.



*Berechnung auf Basis der Ecolinvent Datenbank

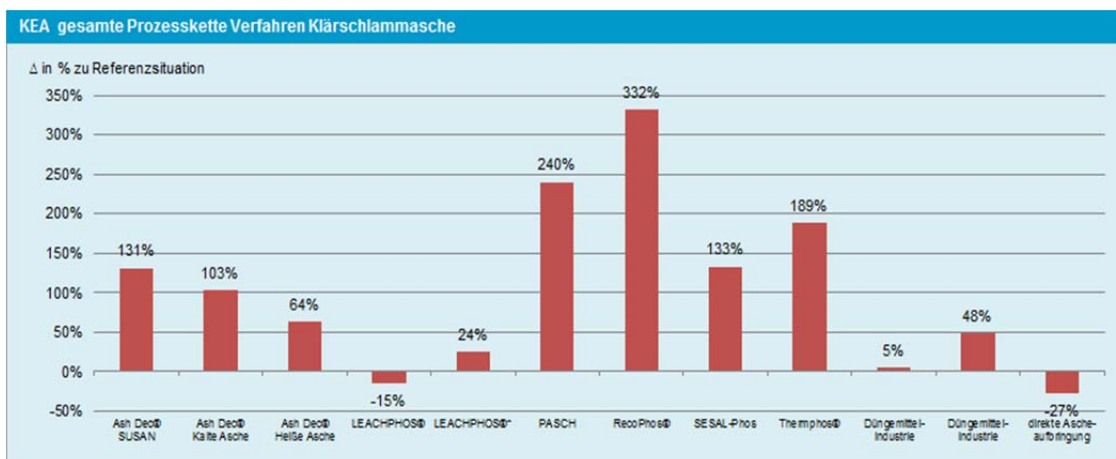
Abbildung 139: Abweichende Gasemissionen in Relation zur Gesamtsituation in kg bzw. g/kg P_{rückg}.

Sehr ähnliche Ergebnisse hinsichtlich der Reihung der Verfahren wurden für den kumulierten Energieaufwand berechnet. Wie bereits bei den gasförmigen Emissionsparametern liegen auch für den KEA unterschiedliche Werte in den Datenbanken vor. Die Abweichungen sind jedoch nicht so eklatant.



*Berechnung auf Basis der Ecolinvent Datenbank

Abbildung 140: Einwohner- und produktspezifischer KEA gesamte Prozesskette (rot: GEMIS-Datenbank; orange; Ecolinvent-Datenbank)



*Berechnung auf Basis der EcolInvent Datenbank

Abbildung 141: Veränderung KEA über die gesamte Prozesskette in % in Relation zum Referenzsystem

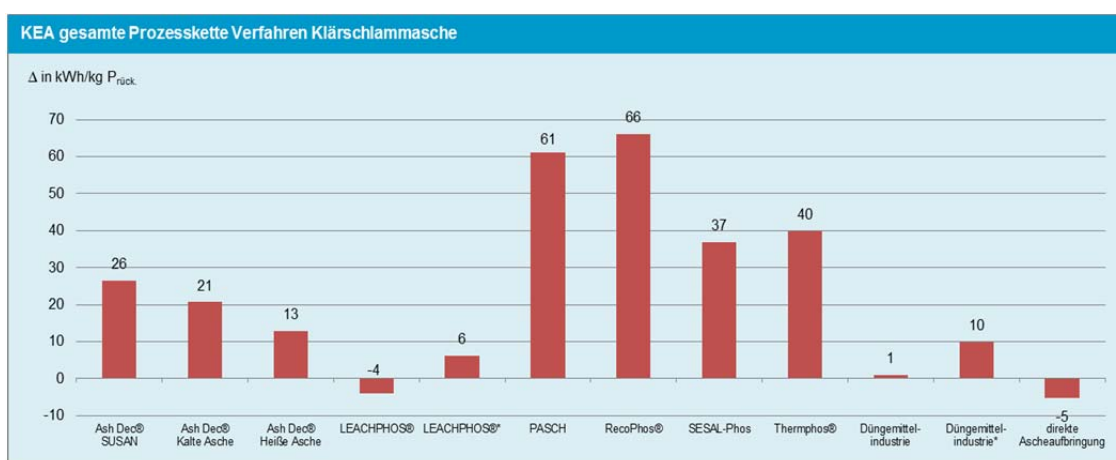


Abbildung 142: Veränderung KEA über die gesamte Prozesskette absolut in Relation zum Referenzsystem

Anhand der Ergebnisse wird deutlich, dass keine Klassifizierung auf Basis der gasförmigen Emissionen oder dem kumulierten Energieaufwand in Bezug auf den technologischen Ansatz der Rückgewinnungsverfahren möglich ist. Das heißt, dass ähnliche Verfahrensansätze wie z.B. nasschemische Rückgewinnung mit Extraktion trotz ähnlicher Technologie und ähnlichem Ressourcenbedarf deutlich voneinander abweichende Emissionen aufweisen. Hauptgrund dafür sind die unterschiedlichen eingesetzten Ressourcen, welche teils deutlich voneinander abweichende ökologische Rucksäcke aufweisen. Dazu kommt das Problem, dass unterschiedliche LCA-Datenbanken unterschiedliche ökologische Rucksäcke für die eingesetzten Ressourcen ausweisen. Besonders deutlich kann dies bei den Verfahren mit Schwefelsäureeinsatz beobachtet werden (LEACHPHOS® und Düngemittelindustrie).

Zusammenfassend bedeutet dies, dass mit Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammasche rund 65–85 % des abwasserbürtigen Phosphors rückgewonnen werden und dabei im optimalen Fall keine zusätzlichen CO₂-Emissionen und kein zusätzlicher kumulierter Energieaufwand zu erwarten ist (LEACHPHOS® und Düngemittelindustrie).

Bei einer Gesamtbetrachtung schneiden überdies die beiden Szenarien „kalte und heiße“ Asche des Ash Deco® Verfahrens überwiegend gut ab. Als eher schlecht kann das SESAL-Phos, Thermphos® und Ash Deco® SUSAN eingestuft werden, während PASCH und vor allem das RecoPhos® Verfahren in Bezug auf die die erfassten Bewertungskriterien am schlechtesten abschneiden.



4.3.5 Bewertung Endprodukt

Die Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus der Asche sind vielfältig und unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Charakteristik deutlich. Mit den nasschemischen Verfahren mit Extraktion werden ausschließlich Calciumphosphate (CaP) mit teils erhöhten Aluminiumgehalten (Ca(Al)P) gewonnen. Die Aluminiumgehalte liegen im Bereich von 4 bzw 5–6 % (LEACHPHOS®; PASCH). Grund für die Fällung in Form von Calciumphosphaten ist, dass sämtlicher Stickstoff bei der thermischen Schlammbehandlung oxidiert wird und damit in der flüssigen Phase aus der Ascheextraktion keine MAP-Fällung möglich ist. Eine eindeutige Klassifizierung der Endprodukte der nasschemischen Mischverfahren ist schwierig. Aufgrund der Prozessführung kann das entstehende pelletierte Endprodukt am ehesten als P-angereicherte (teil-)aufgeschlossene Asche mit ähnlichen Eigenschaften eines Mineraldüngers klassifiziert werden (RecoPhos®, Düngemittelindustrie). Das Endprodukt des Ash Dec® Verfahrens ist eine von Schwermetallen entfrachtete Asche. Mit dem thermochemischen Thermphos® Verfahren wird Phosphor in seiner reinsten Form als P₄ hergestellt. P₄ wird in seiner reinen Form nicht als Dünger eingesetzt werden und wird daher keiner Endproduktbewertung unterzogen.

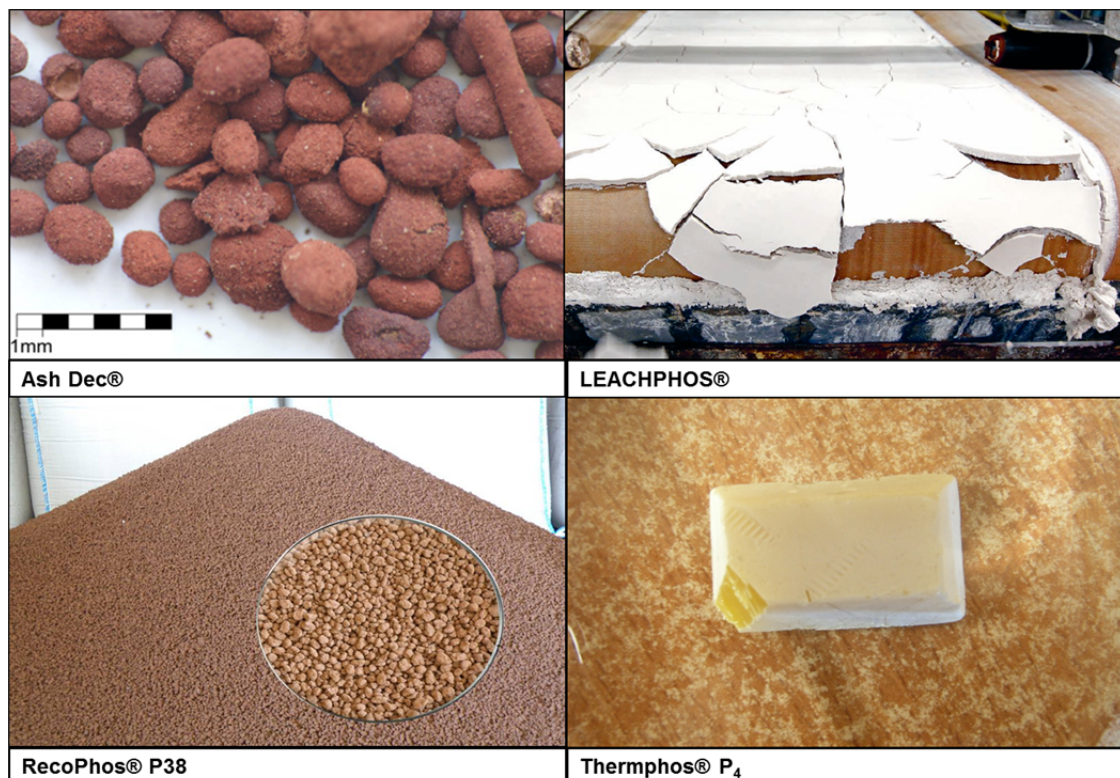


Abbildung 143: Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammasche

Folgende Phosphor- und weitere Nährstoffgehalte sind in den Endprodukten enthalten.

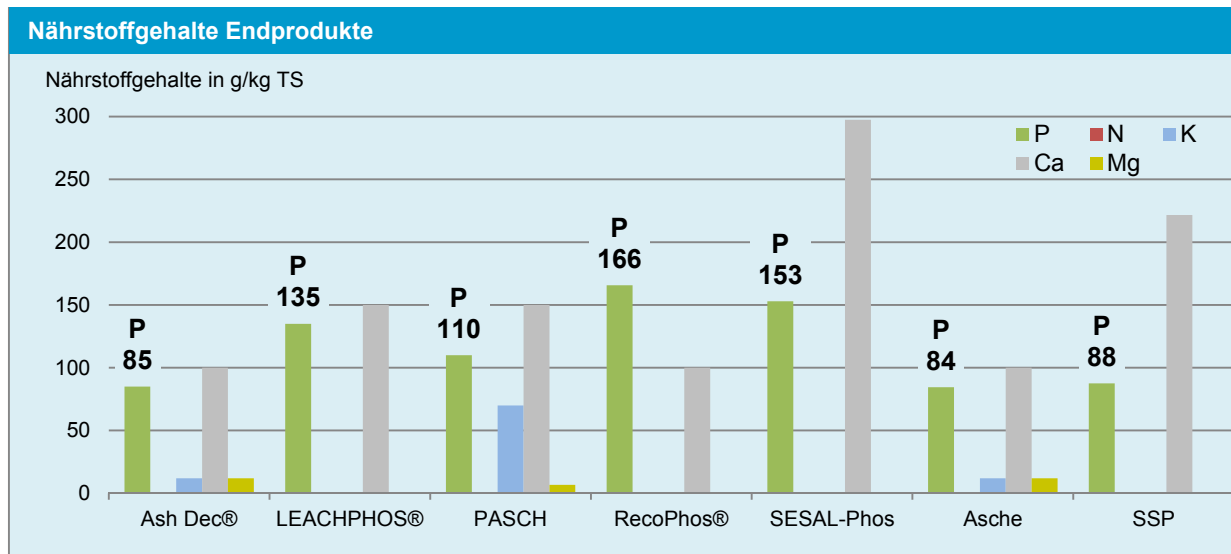


Abbildung 144: Nährstoffgehalte der Endprodukte aus Klärschlammasche

Der in der Klärschlammasche enthaltene Phosphor ist nicht wasserlöslich und sowohl die Zitronensäurelöslichkeit als auch die Löslichkeit mit alkalischem Ammon-Citrat liegt bei maximal 40 %. Folglich können für das Ash Dec® Endprodukt trotz der thermochemischen Behandlung Löslichkeiten ermittelt werden, die lediglich einer geringfügigen Verbesserung gegenüber einer unbehandelten Asche entsprechen. Durch den sauren Aufschluss und die gezielte Fällung als Calciumphosphat kann mit dem PASCH und SESAL-Phos Verfahren ein Produkt erzeugt werden, dessen Zitronensäurelöslichkeit deutlich besser ist. Für das LEACHPOS liegen derzeit noch keine Daten zu Löslichkeitsversuchen vor. Anzunehmen ist, dass ähnliche Ergebnisse wie mit dem PASCH oder SESAL-Phos Verfahren erreicht werden (~80 %). Mit dem RecoPhos® Verfahren wird die Wasserlöslichkeit auf bis zu 50–70 % erhöht. Zudem liegt die Zitronen- und Ameisensäurelöslichkeit bei über 75 %. Bei der alkalischen-Ammoncitrat Löslichkeit liegt das RecoPhos® Endprodukt auf dem Niveau eines handelsüblichen Mineraldüngers. Damit schneidet dieses Endprodukt hinsichtlich der Löslichkeit vor allem beim Parameter Wasserlöslichkeit am besten ab. Schwierig ist eine Aussage über die Löslichkeit der Endprodukte aus der Düngemittelindustrie. Herkömmliche Mineraldünger weisen für alle Extraktionslösungen eine 100%ige Löslichkeit auf. Inwieweit eisenhaltige Klärschlammaschen für die Düngemittelindustrie geeignet sind und der enthaltene Phosphor aufgeschlossen und damit Pflanzenverfügbar wird ist noch nicht eindeutig geklärt. Allerdings wird gegenwärtig von ICL Fertilizers (Düngemittelhersteller aus Holland) intensiv in diesem Bereich geforscht und vermelden bereits positive Ergebnisse im Hinblick auf die Endproduktqualität (Langeveld und Wolde, 2013).

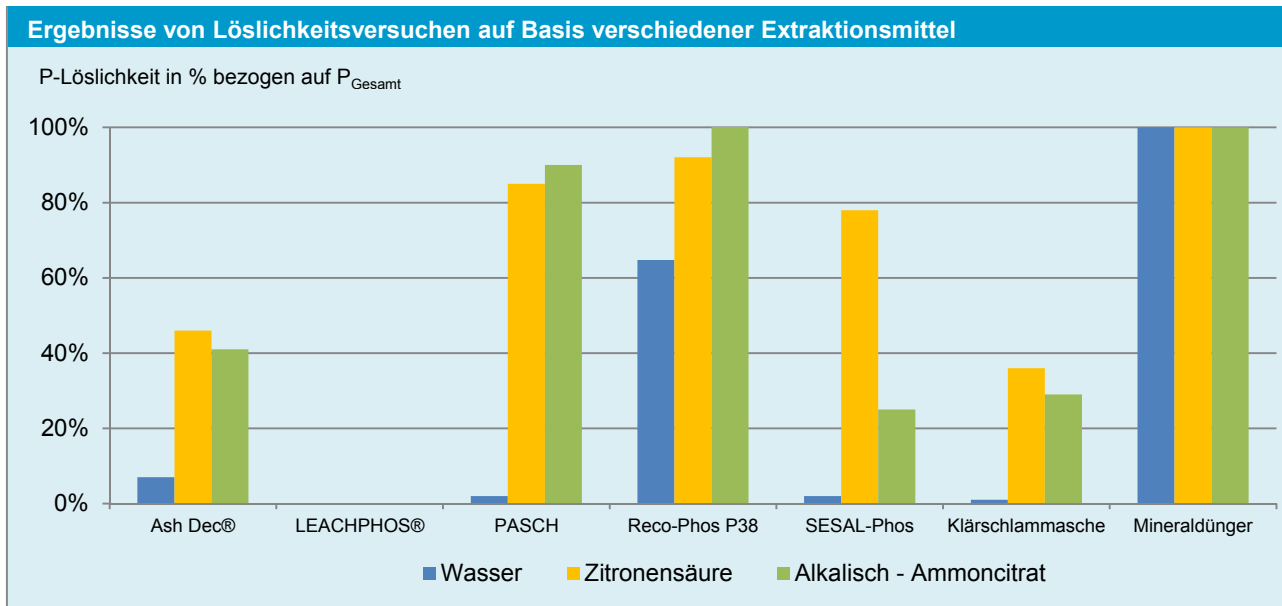


Abbildung 145: Extraktionsversuche Endprodukte aus Faul- und Klärschlamm

Topfversuche und vereinzelt auch Feldversuche zeigen, dass das Ash Dec®-Endprodukt ohne weiteren Aufbereitungsschritt sowohl auf sauren als auch auf basischen Böden eine mäßige Düngewirkung im Vergleich zu einem handelsüblichen Dünger aufweist. Ähnliche Ergebnisse liegen auch für das PASCH-Endprodukt vor. Untersuchungen von Frossard (2010) zeigen jedoch, dass für das Ash Dec® Produkt vor allem auf sauren Böden eine Düngewirkung vergleichbar zu einem herkömmlichen Mineraldünger möglich sein kann. Interessant ist die Tatsache, dass für das PASCH Endprodukt im Vergleich zum Ash Dec® Produkt eine bessere Löslichkeit nachgewiesen wird, die tatsächliche Wirksamkeit in Topfversuchen jedoch ähnlich ist. Für das RecoPhos® Verfahren liegen Versuche aus Kurzzeit-Topfversuchen vor, die dem Endprodukt eine ähnliche Düngewirksamkeit wie einem herkömmlichen Mineraldünger ausstellen. Eine herkömmliche Klärschlammasche versagt bei den einjährigen Versuchen sowohl auf sauren als auch auf alkalischen Böden. Für das CaP-Endprodukt des SESAL-Phos Verfahrens liegen nur Daten aus einem Versuch auf einem alkalischen Boden vor, wobei die Düngewirksamkeit in diesem Fall schlecht war (Römer, 2013). Nach aktuellsten Untersuchungen kann in Topfversuchen für das LEACHPHOS Endprodukt bei allen untersuchten Böden (sauer, leicht basisch und basisch) die gleiche Düngerausnutzung wie bei einem handelsüblichen Dünger ermittelt werden (Frossard, 2013). Für die Mineraldünger als Referenz kann eine vollständige Wirksamkeit angenommen werden. Inwieweit die Klärschlammasche im Falle der Substitution von Rohphosphaten Einfluss auf die Wirksamkeit hat, ist derzeit noch nicht bekannt. Ein endgültiger Rückschluss über die Düngewirkung, vor allem für Endprodukte mit einer geringen Wirksamkeit, da sind spezielle die Calciumphosphate zu nennen, ist auf Basis der vorliegenden Daten nicht zielführend.

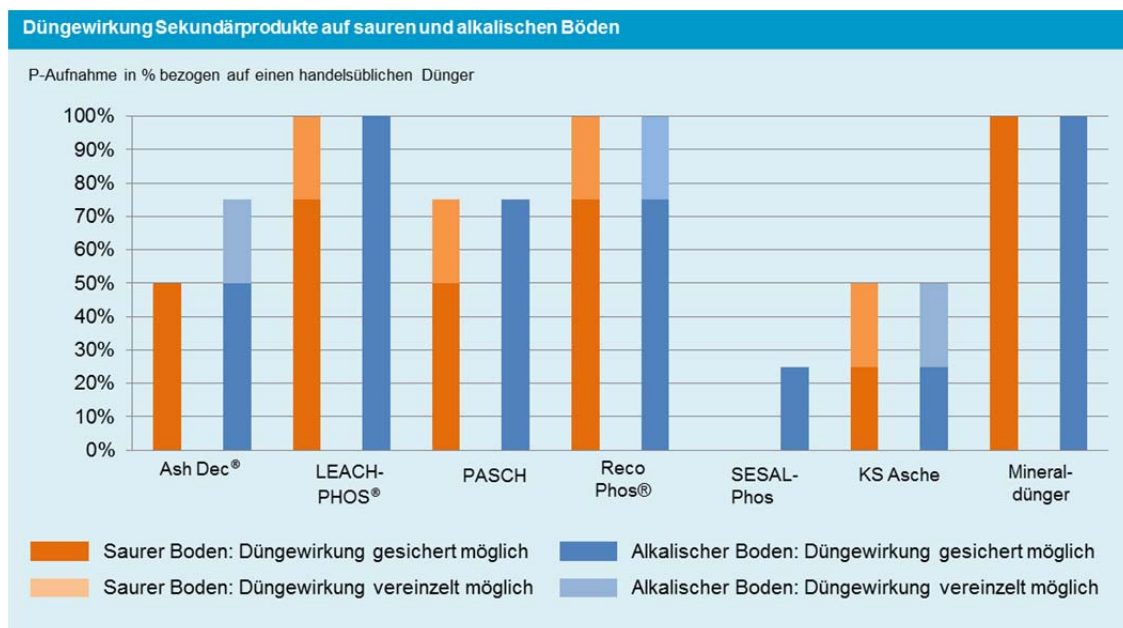


Abbildung 146: Düngewirkung Sekundärprodukte aus der Asche auf sauren und basischen Böden im Vergleich zu einem handelsüblichen Mineraldünger (1-jährige Versuche) (Römer, 2013, Frossard, 2013)

Die Zusammensetzung und damit der Gehalt an Nährstoffen hängen in den Endprodukten jener Verfahren mit einfacher Durchmischung der Asche mit Säure und dem thermochemischen Verfahren von den Nährstoffgehalten der Ausgangsasche ab. Der monetäre Wert wird auf Basis der Referenzasche berechnet.

Für die Fällprodukte aus den nasschemischen Extraktionsverfahren PASCH, SESAL-Phos und LEACHPHOS® hängen die Nährstoffzusammensetzung und damit der monetäre Wert von den Bedingungen bei der Fällung ab. Einflussfaktoren auf die Bildung verschiedener Calciumphosphate sind der pH-Wert, die eingesetzten Fällmittel und die Gegenwart weiterer Fällionen. Der monetäre Wert als Bewertungskriterium berücksichtigt alle Nährinhaltsstoffe, ermöglicht die Vergleichbarkeit der zahlreichen stark unterschiedlichen Endprodukte (Aschen, entfrachtete Aschen, angereicherte Aschen, CaP, Mineraldünger), gibt Information über die Reinheit eines Produktes und wird für die Berechnung der möglichen Erlöse aus dem Endprodukt bei der ökonomischen Bewertung angesetzt.

Ein besonders reines Endprodukt mit hohem P-Gehalt kann mit dem SESAL-Phos Verfahren erzeugt werden. Beim PASCH Verfahren liegen die P-Gehalte und der monetäre Wert im Endprodukt etwas unter dem des SESAL-Phos Endprodukte. Für das LEACHPHOS® Verfahren liegen derzeit nur Daten für den P-Gehalt (120–150 g/kg TS) vor. Der monetäre Wert wird auf Basis des P-Mittelwertes und einem Ca-Gehalt berechnet, welcher dem Ca-Gehalt des PASCH-Produktes entspricht. Der Wert liegt dabei im Bereich des PASCH und SESAL-Phos Verfahren. Für das Ash DEC® Verfahrens liegt der monetäre Wert auf dem Niveau der Referenzasche. Aufgrund des ähnlich hohen P-Gehaltes, liegt der monetäre Wert des Singlesuperphosphats ebenfalls auf dem Niveau der Klärschlammasche. Durch die P-Anreicherung mit P-Säure beim RecoPhos® Verfahren kann der monetäre Wert deutlich gesteigert werden und liegt bei rund 400 €/t. Dieser Wert liegt noch etwas über dem Verkaufspreis von 340–350 €/t, der von den Betreibern angegeben wird.

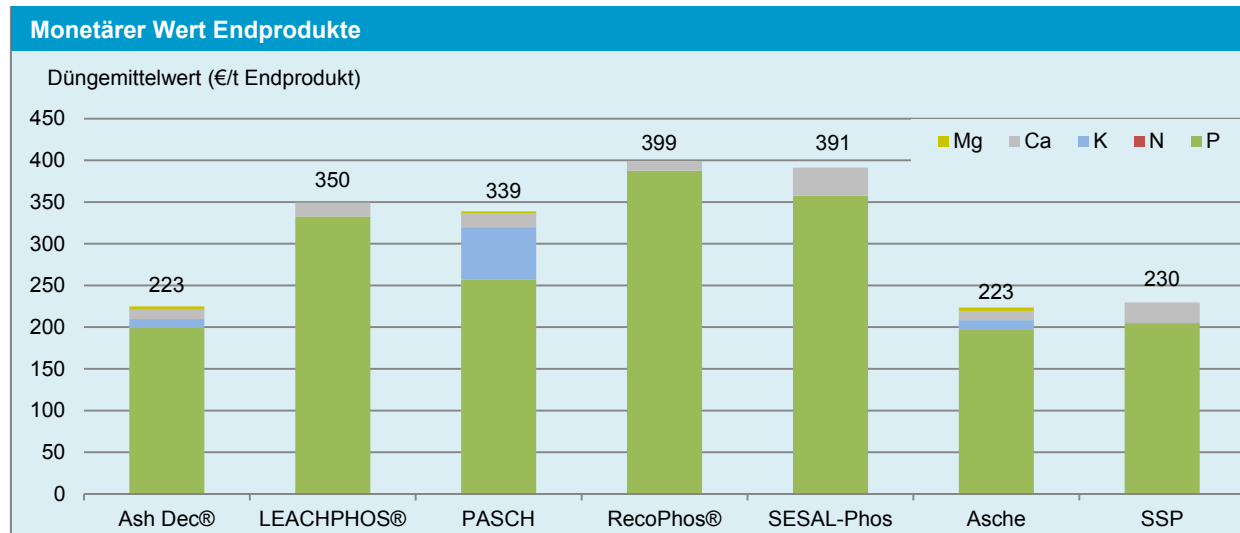


Abbildung 147: Monetärer Wert Endprodukte Klärschlammasche

Die Schwermetallgehalte der Endprodukte liegen teils deutlich unter den Anforderungen der Düngemittelverordnung. Deutlich wird auch, dass z.B. die unbehandelte Referenzklärschlammasche die Grenzwerte der DüngemittelVO mit Ausnahme von Blei einhält. Hohe Schwermetallgehalte sind erwartungsgemäß in den Endprodukten der nasschemischen Mischverfahren wie z.B. RecoPhos® zu erwarten. Unbekannt ist derzeit noch, wie sich die erhöhten Schwermetallgehalte der Asche auf das Endprodukt der Düngemittelindustrie auswirken. Eine mögliche Erhöhung im Endprodukt wird vom Grad der Substitution des Phosphaterzes durch Klärschlammasche abhängen. Deutlich wird an dieser Stelle der Einfluss einer gezielten SM-Entfernung auf die Schwermetallkonzentration im Endprodukt. Während beim PASCH Verfahren mit gezielter SM-Entfernung die Gehalte sehr niedrig sind, weist das LEACHPHOS® Endprodukt hohen Cu- und Zn-Konzentrationen (600 bzw. 1.500 mg/kg TS) auf. Speziell beim Verfahren ohne gezielte SM-Entfernung sind die SM-Konzentrationen daher von der Ausgangsasche abhängig. Ein besonders reines Endprodukt wird aufgrund der Prozessführung mit dem SESAL-Phos Verfahren erreicht. Dieses Endprodukt weist im Vergleich zu allen anderen Produkten die geringsten SM-Konzentrationen auf. Die Entfrachtungsleistung für das Ash Dec® Verfahren wird beim direkten Vergleich mit der unbehandelten Asche deutlich. Mit Ausnahme von As, Cr und Ni werden die Schwermetalle zu über 90 % aus der Asche entfernt. Abbildung 148 zeigt die Schwermetallgehalte der Endprodukte (in mg/kg Trockensubstanz) und die Grenzwerte für Schwermetalle laut Düngemittelverordnung. Der Cd-Grenzwert wird an dieser Stelle nicht dargestellt, da Cadmium in Relation zum P-Gehalt des Produktes betrachtet werden muss.

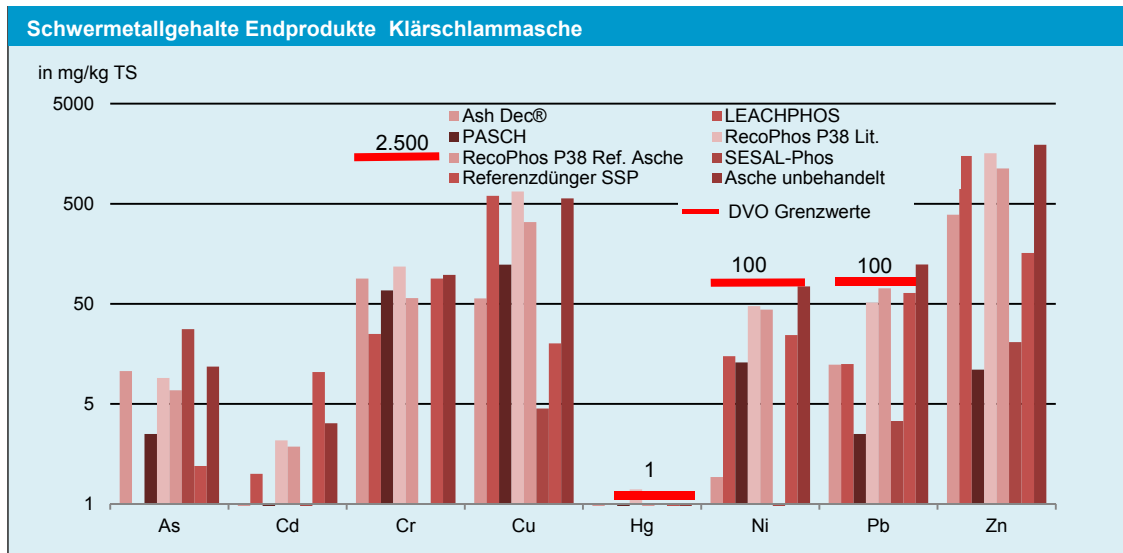


Abbildung 148: Schwermetallgehalte Endprodukte Klärschlammasche und Grenzwerte DüngemittelVO (mg/kg TS)

Um die Produkte jedoch vergleichbar zu machen, werden die Schwermetallgehalte auf den wertgebenden Inhaltsstoff, den P-Gehalt des Endproduktes, bezogen und einem herkömmlichen Handelsdünger (SSP) gegenübergestellt (Abbildung 149). Besonders hervorzuheben ist, dass vor allem die kritisch diskutierten Schwermetalle wie Cd, Cr und Pb, bei Produkten mit gezielter Entfrachtung deutlich unter den Gehalten eines herkömmlichen Düngemittels liegen. Cadmium liegt bei sämtlichen Endprodukten deutlich unter den Gehalten eines vergleichbaren Mineraldüngers. Sehr reine Endprodukte werden mit den beiden nasschemischen Verfahren PASCH und SESAL-Phos erzeugt. Der Grund für die hohe Reinheit des PASCH-Endproduktes ist die gezielte SM-Entfrachtung, während im Vergleich dazu beim SESAL-Phos Verfahren durch die alkalische Rücklösung kaum Schwermetalle in Lösung gehen und damit nicht ins Endprodukt gelangen. Beim LEACHPHOS® Verfahren sind vor allem die Cu- und Zn-Gehalte hervorzuheben, die sowohl im Vergleich zu den anderen nasschemischen Endprodukten mit Extraktion und einem herkömmlichen Mineraldünger deutlich höher liegen. Dominant sind die Cu- und Zn-Gehalte bei den nasschemischen Verfahren (Mischen), deren Konzentrationen bezogen auf den Phosphor die Gehalte eines herkömmlichen Düngers deutlich übersteigen. Zu den in Mineraldüngern nachweisbaren radioaktiven Metallen wie z.B. Uran, liegen für die Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammasche keine Untersuchungen vor, wobei diese bei den Endprodukten der Phosphorrückgewinnung aus dem Klärschlamm in den Endprodukt nicht zu erwarten sind.

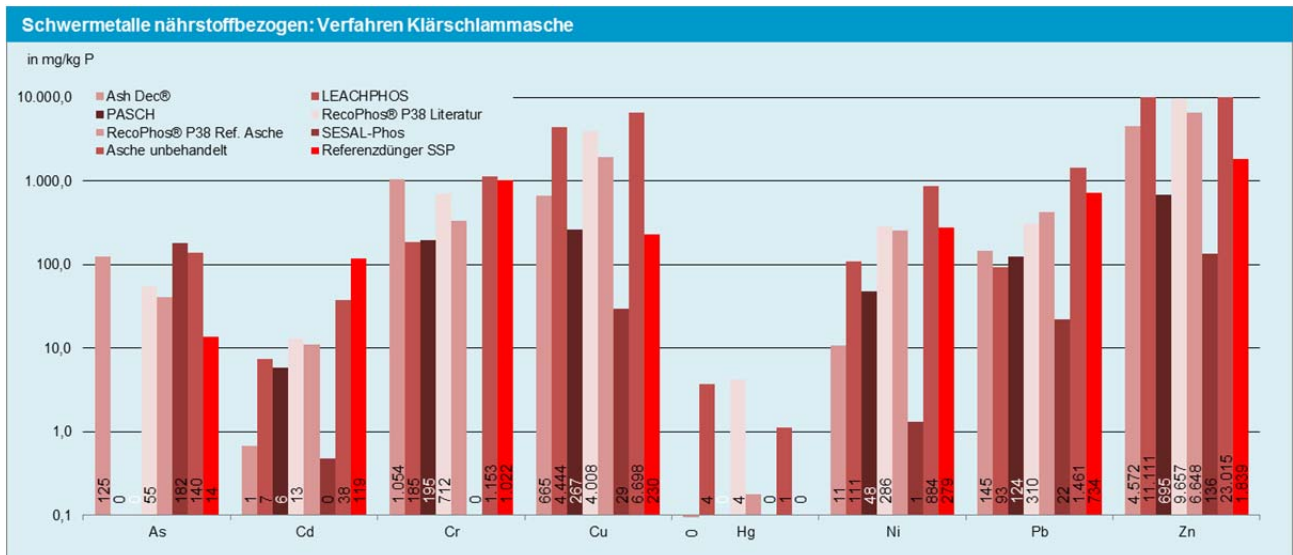


Abbildung 149: Nährstoffbezogene Schwermetallgehalte in Endprodukten der Rückgewinnungsverfahren Klärschlammasche

Eine Bewertung der Schwermetallgehalte erfolgt nach der Schadeinheiten- und Referenzbodenmethode. Die Schadeinheit der Referenzklärschlammasche liegt mit 0,35 höher als die Schadeinheit eines handelsüblichen Düngers mit rund 0,22 SE/kg P. Mittels der verschiedenen Verfahren kann die Schadeinheit deutlich reduziert werden und liegt in allen Fällen niedriger als jene eines Mineraldüngers. Vorsicht ist bei der Interpretation der Schadeinheit des RecoPhos® Verfahrens geboten. Die Reduktion der Schadeinheit ist nur auf die Zugabe von zusätzlichem Phosphor in Form von Phosphorsäure zurückzuführen. Da die Schadeinheit auf ein kg P bezogen ist, verringert sich die Schadeinheit im Vergleich zur Klärschlammasche trotz fehlender Entfrachtung. Eine tatsächliche Entfrachtung ist nur mit den anderen Verfahren wie z.B. dem Ash Dec® Verfahren möglich. Damit ist eine Reduktion der Schadeinheit auf rund 1/7 der ursprünglichen Schadeinheit der Asche möglich. Eine Reduktion in der gleichen Größenordnung ist auch durch das PASCH Verfahren möglich. Mit dem LEACHPHOS® Verfahren kann die Schadeinheit auf rund 1/3 reduziert werden. Anhand der Schadeinheit wird auch wieder deutlich, welch reines Endprodukt mit dem SESAL-Phos Verfahren hergestellt werden kann.

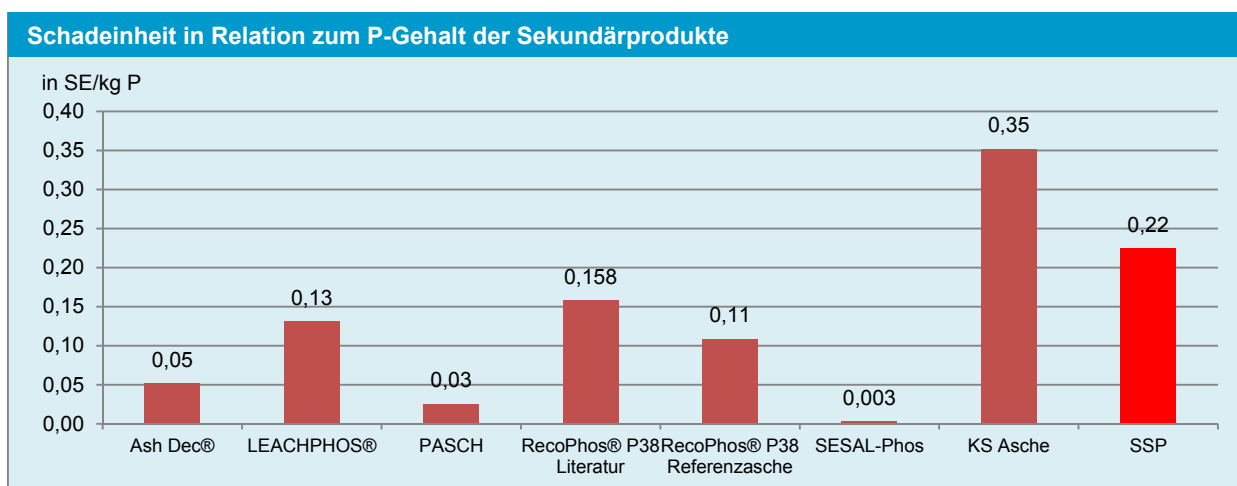


Abbildung 150: Schadeinheit für Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammasche

Da diese Kennzahl keine Aussage über die Bedeutung der einzelnen Schwermetalle hinsichtlich ihrer tolerierbaren Konzentration im Boden liefert, wird zusätzlich die Referenzbodenmethode angewandt. Abbildung 151 und Abbildung 152 zeigen zum einen die Ausbringungshäufigkeit in Jahren (Balken), das limitierende Element sowie die Ausbringungshäufigkeit, wenn der Cd-Gehalt des Handelsdüngers die Referenz darstellt (blaues Rechteck).

Mit deutlichem Abstand kann das Endprodukt des PASCH Verfahrens aufgrund der gezielten SM-Entfrachtung am häufigsten (14.600 Mal) aufgebracht werden kann. Trotz des sehr guten Abschneidens beim Bewertungskriterium Schadeinheit, kann das SESAL-Phos Endprodukt zwar häufiger als ein handelsüblicher Mineraldünger aufgebracht werden, wird aber durch den hohen Gehalt an Arsen, welcher bei der Bewertung der Schadeinheit nicht berücksichtigt wird, stark eingeschränkt. Im etwa gleichen Ausmaß kann auch die entfrachtete Ash Dec®-Asche aufgebracht werden. Die Endprodukte aus dem SESAL-Phos und Ash Dec® Prozess können aufgrund ihrer ausgezeichneten Cadmiumentfrachtung, bezogen auf die beschränkende Ausbringungshäufigkeit des Mineraldüngers aufgrund des Cadmiums, etwa 240 bzw. 180 Mal häufiger aufgebracht werden.

Bei der sauren nasschemischen Extraktion des Phosphors werden auch Schwermetalle in einem hohen Ausmaß rückgelöst und sind ohne gezielte SM-Entfrachtung anschließend deutlich im Endprodukt nachweisbar (LEACHPHOS®). Im Vergleich zu einem Mineraldünger kann das LEACHPHOS® Endprodukt weniger häufig ausgebracht werden. Grund dafür sind in diesem Fall Cu und Zn. Unter der Annahme, dass Cu und Zn nicht die problematischen Schwermetalle darstellen, zeigt Abbildung 152, dass das LEACHPHOS® Endprodukt deutlich häufiger aufgebracht werden kann. Die Endprodukte aus dem RecoPhos® Verfahren können in Abhängigkeit der Ausgangsasche doppelt bzw. vier Mal häufiger als die Referenzklärschlammasche ausgebracht werden. Der Schwermetallgehalt in der Ausgangsasche hat allerdings einen maßgeblichen Einfluss auf die Ausbringungshäufigkeit und kann dementsprechend stark schwanken.

Hinsichtlich der organischen Spurenstoffe und Hygiene kann bereits bei der thermischen Behandlung des Schlammes von einer Zerstörung zahlreicher organischer Verbindungen ausgegangen werden. Allerdings zeigen Flugaschenuntersuchungen für die Parameter Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) sowie Dioxinen und Furanen (PCDD/F), dass diese in der Asche teilweise noch nachweisbar sind. Deng et al. (2009) zeigen, dass bei der Monoverbrennung (Wirbelschichttechnik) von Klärschlamm, PAK-Konzentration in der Flugasche von bis zu 40 µg/g und PCDD/F Konzentrationen von bis zu 400 pg/g nachgewiesen werden. Deren Herkunft kann sowohl auf eine unvollständigen Zerstörung oder Neubildung während des Verbrennungsprozesses zurückzuführen sein.

Nach dem aktuellen Stand der Umsetzung wird derzeit nur mit dem RecoPhos® Verfahren ein Produkt erzeugt, das eine direkte landwirtschaftliche Ausbringung mit modernen Ausbringgeräten ermöglicht. Mit der entfrachteten Asche des Ash Dec® Verfahrens wurden durch Beimischung weiterer Nährstoffe bereits Düngemittelpellets erzeugt, die eine direkte landwirtschaftliche Ausbringung ermöglichen (PhosKraft®). Die entfrachtete Asche für sich ist kein Endprodukt, welches die Anforderungen der modernen Landwirtschaft erfüllt. Die Endprodukte der nasschemischen Verfahren liegen pulverförmig und amorph vor und müssen vor einer landwirtschaftlichen Ausbringung noch weiter aufbereitet (z.B. pelletiert) werden. Eine Lagerung aller anfallenden Endprodukte ist problemlos möglich.

Referenzbodenmethode Endprodukte Klärschlammasche

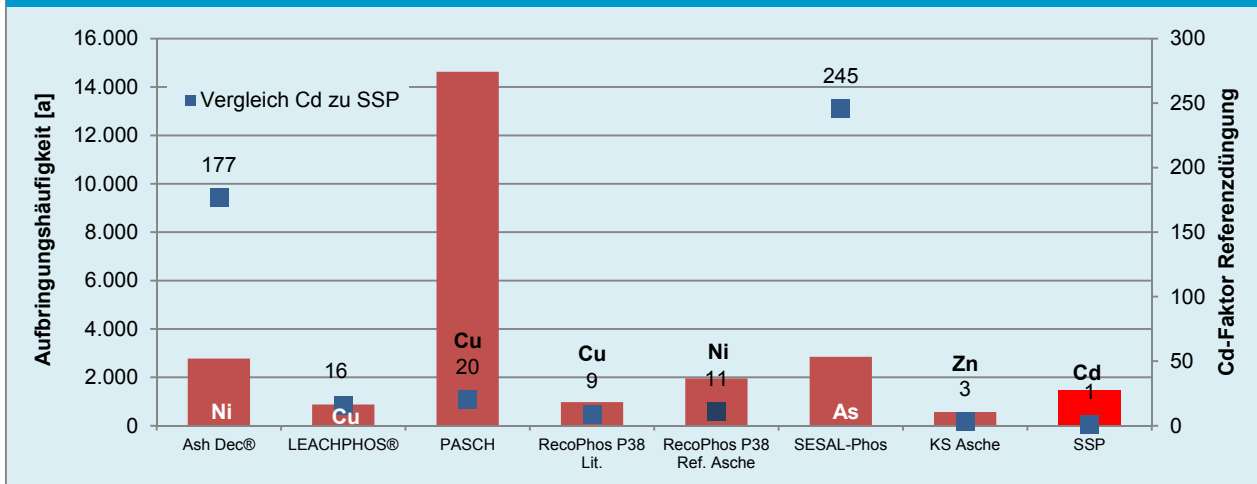


Abbildung 151: Referenzbodenmethode, Aufbringungshäufigkeit, begrenzendes Schwermetall und Cd-Faktor im Vergleich zur Referenzdüngung

Referenzbodenmethode Endprodukte Klärschlammasche (ohne Cu und Zn)

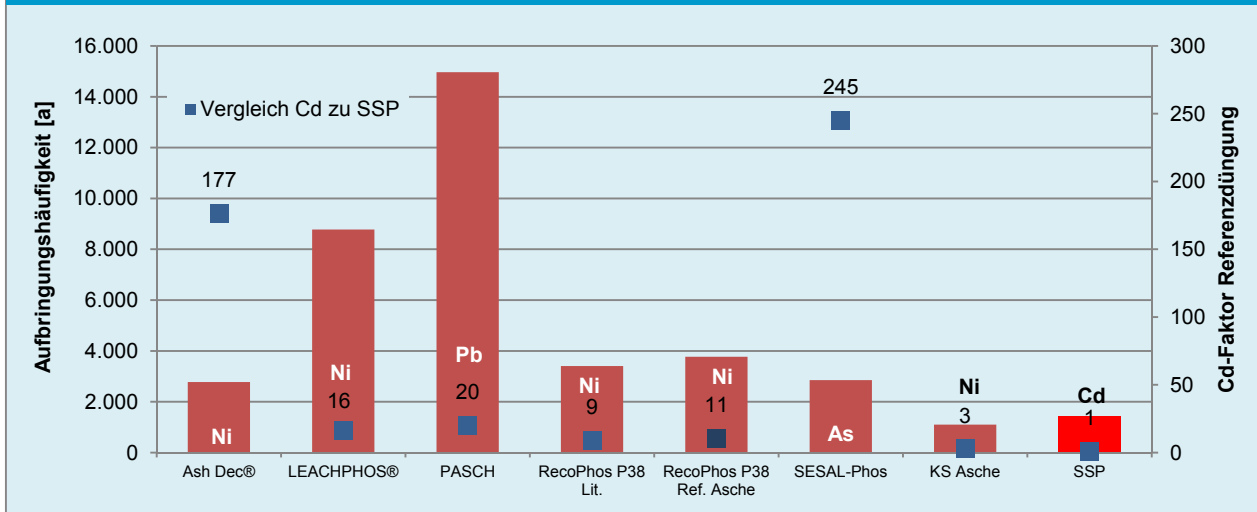


Abbildung 152: Referenzbodenmethode, Aufbringungshäufigkeit, begrenzendes Schwermetall und Cd-Faktor im Vergleich zur Referenzdüngung

Tabelle 110: Zusammenfassung Bewertung Endprodukte Faul- und Klärschlamm

Bewertung Endprodukt	Ash Dec®	LEACH-PHOS®	PASCH	RecoPhos®	SESAL-Phos	Asche	Düngemittel-industrie
Klassifizierung	Entfrachtete Asche	Ca(Al)P	Ca(Al)P	Angereicherte, teil-aufgeschlossene Asche	CaP	Asche	Mineraldünger
Löslichkeit	2	4	4	5	4	2	5
P-Aufnahme (Boden sauer/basisch)	2/2	4/4	2/3	4/3-4	-/1	1/1	4/4
Monetäre Wert [€/t Endprodukt]	225	350	340	400	400	225	230
Anorganische Verunreinigungen							
SM:P [mg Cd/kg P]	0,7	7,4	5,9	11-13	0,5	37,9	119
Schadeinheit [SE/kg P]	0,05	0,13	0,25	0,11-0,16	0,003	0,35	0,22
Referenzbodenmethode [Jahre]	2.800	880	14.600	970-2.000	2.900	570	1.450
Limitierendes Element	Ni	Cu	Cu	Cu/Ni	As	Zn	Cd
Faktor Cd zu Referenz	177	16	20	9-11	245	3	-
Organische Verunreinigungen							
Keine organische Spurenstoffe	5 ²	5 ²	5 ²	5 ²	5 ²	5 ²	5 ²
Keine hygienischen Bedenken	5 ²	5 ²	5 ²	5 ²	5 ²	5 ²	5 ²
Handhabung							
Einfache Lagerung möglich	5	5	5	5	5	5	5
Direkter Einsatz in LW möglich	2	2	2	5	2	1	5

² Zerstörung organischer Spurenstoffe und keine hygienische Bedenken aufgrund vorangegangener Verbrennung

Zusammenfassend gesehen weichen die Eigenschaften der Endprodukte aus der Klärschlammasche und damit die Bewertungskriterien deutlich voneinander ab. Die Einhaltung der Grenzwerte der Düngemittelverordnung ist die einzige Gemeinsamkeit. Besonders deutlich unterscheiden sich die Verfahren in Bezug auf die Schwermetallentfrachtung und die Schwermetallgehalte im Endprodukt. Eine sehr gute Entfrachtung kann beim PASCH und SESAL-Phos Verfahren festgestellt werden. Gleichzeitig kann beim PASCH Verfahren auch die Pflanzenwirksamkeit gegenüber einer unbehandelten Asche deutlich verbessert werden. Die Untersuchungen weisen für das SESAL-Phos Endprodukt eine sehr schlechte Düngewirksamkeit auf alkalischen Böden nach. Mit dem Ash Dec® Verfahren kann die Asche mit Ausnahme einzelner Schwermetalle (As, Cr, Ni, Pb) ebenfalls sehr gut entfrachtet werden. Ein direkter Einsatz der entfrachteten Asche in der Landwirtschaft ist aufgrund der Löslichkeit, Düngewirksamkeit und Handhabung nicht zu empfehlen. Eine zusätzliche Aufbereitung wie z.B. ein Aufschluss der P-Verbindungen ist erforderlich. Eine teilweise Entfrachtung kann beim LEACHPHOS® beobachtet werden. Allerdings wird keine gezielte SM-Entfernung eingesetzt, vielmehr werden bei der sauren Rücklösung die Schwermetalle nicht im gleichen Ausmaß freigesetzt und können damit mit der Asche aus dem Prozess entfernt werden.

Die fehlende Entfrachtung beim RecoPhos® Verfahren und beim Einsatz von Klärschlammasche in der Düngemittelindustrie muss als negatives Kriterium berücksichtigt werden. Andererseits stellt sich an diesem Punkt die Frage, inwieweit eine Schwermetallentfrachtung erforderlich ist. Dazu sind weitere Forschungsanstrengungen erforderlich, um die Notwendigkeit der Entfrachtung im Falle des Einsatzes einer Technologie zur Aufbereitung der Klärschlammasche und die anschließende Anwendung der Endprodukte und deren mögliche negative Effekte in der Landwirtschaft zu untersuchen. Als Positivkriterien sind die guten Eigenschaften der Endprodukte wie Wasserlöslichkeit, Pflanzenverfügbarkeit und die Möglichkeit der direkten landwirtschaftlichen Aufbringung aufgrund der Körnung der Produkte zu nennen. Diese ist bei allen anderen Endprodukten ohne weiteren Aufbereitungsschritt nicht gegeben.



Hinsichtlich der Düngewirksamkeit kann folgende Reihung vorgenommen werden: Mineraldünger \geq RecoPhos® > PASCH, LEACHPHOS® > Ash Dec® > SESAL-Phos > Asche

4.3.6 Bewertung Ökonomie

Zur ökonomischen Bewertung der Verfahren aus dem Klärschlamm liegen für die ausgewählten Anlagen Daten vor, die zum einen bereits im Pilot- bzw. sogar im großtechnischen Maßstab ermittelt wurden (Ash Dec®; LEACHPHOS® und RecoPhos®) und zum anderen für bisher im halbtechnische bzw. im Labormaßstab erprobte Verfahren (PASCH, SESAL-Phos).

Die Datengrundlage für die Kostenkalkulation für das Ash Dec®, LEACHPHOS® und RecoPhos® Verfahren basiert auf den Machbarkeitsstudien der verschiedenen Anlagenbetreiber für einen jährlichen Aschedurchsatz von 15.000 t/a. Für das Ash Dec® Verfahren (SUSAN Projekt) liegen zudem Investitionskosten für Anlagen mit einem jährlichen Aschedurchsatz von 5.000–50.000 t vor. Auf Basis der guten Datengrundlage kann für diese drei Verfahren eine geringe Unsicherheit angenommen werden. Zudem kann auf der Grundlage der bekannten Investitionskosten für variierende Aschedurchsätze beim Ash Dec® Verfahren eine Investitionskurve abgeleitet werden. Diese Kurve kann dann als Annäherung für verschiedene Ausbaugrößen der weiteren Verfahren angewendet werden (Up- und Downscaling). Für das halbtechnisch umgesetzte PASCH Verfahren liegt, wie auch für das nur im Labormaßstab umgesetzte SESAL-Phos Verfahren, eine Kostenrechnung für eine Anlage mit einem Durchsatz von 30.000 t/a vor. Diese Verfahren wurden bisher maximal im halbtechnischen Maßstab erprobt, wodurch eine Berechnung der Investitionskosten für eine großtechnische Umsetzung ungenau ist und damit auch höhere Unsicherheiten berücksichtigt werden müssen. Für die beiden industriellen Prozesse Düngemittelindustrie und Thermphos® sind keine Kosten zu den Investitionskosten vorhanden, weshalb nur die Betriebskosten berechnet werden.

Tabelle 111: Investitionskosten Rückgewinnungsverfahren Klärschlamm-Asche

Verfahren	Investitionskosten [Mio. Euro]	
	15.000 t Asche	30.000 t Asche
Ash Dec® SUSAN	14,0	19,0
Ash Dec® kalte Asche	14,0-15,0	19,0
Ash Dec® heiße Asche	10,0-11,0	16,0
LEACHPHOS®	20,0	24,0
PASCH	-	4,8
RecoPhos®	6,0	7,4
SESAL-Phos	-	8,7
Thermphos®	Nur Betriebskosten	Nur Betriebskosten
Düngemittelindustrie	Nur Betriebskosten	Nur Betriebskosten

4.3.6.1 Verfahrenskosten

In Abbildung 153 werden die Jahreskosten der untersuchten Rückgewinnungsverfahren bzw. für die Möglichkeit der Eingliederung der Klärschlamm-Asche in industriell erprobte Prozesse dargestellt. Für alle Verfahren erfolgt die Kostenrechnung auf Basis einer Umsetzung mit einem Durchsatz von 30.000 t/a. Die Kosten für die industriellen Prozesse werden auf Basis des Ressourcenbedarfs (siehe Sachbilanz) ermittelt. Aufgrund der fehlenden Daten, werden für die industriell erprobten Prozesse (Düngemittelindustrie und Thermphos®) in der folgenden Abbildung lediglich die Betriebskosten dargestellt. Dadurch dass die

Klärschlammasche z.B. das Rohphosphat in bestehenden ausgebauten Anlagen substituiert, ist die Annahme, dass nur die Betriebskosten gerechnet werden nicht gänzlich falsch.

Die produktspezifischen Kosten für die nasschemischen Verfahren PASCH und LEACHPHOS® liegen im Bereich von 4–5 €/kg $P_{\text{rückg}}$, während die einwohnerspezifischen Kosten im Bereich von 2,5–3 €/(EW*a) liegen. Damit liegen die Kosten für die Herstellung von 1 kg P aus der Asche doppelt so hoch wie der derzeitige Marktpreis (~2–2,5 €/kg P)

Das PASCH Verfahren schneidet trotz der sehr hohen Investitionskosten des LEACHPHOS® schlechter ab. Grund dafür sind die Betriebskosten aufgrund der komplexeren Prozesse, vor allem der Schwermetallentfrachtung und Behandlung der anfallenden Reextraktionsrückstände. Die Investitionskosten für das LEACHPHOS® Verfahren sind um ca. den Faktor 4 höher als die des PASCH-Verfahrens. Im Vergleich etwas teuer ist das nasschemische SESAL-Phos Verfahren, welches durch die hohen Kosten für Chemikalien geprägt wird. Besonders gut schneidet das Ash Dec® Verfahren ab, für welches trotz der sehr hohen Investitionskosten von 14–19 Mio €, die produktspezifischen Kosten im Bereich von 1,5 bis maximal 2,5 €/kg $P_{\text{rückg}}$ liegen. Die einwohnerspezifischen Kosten liegen bei niedrigen 1,1–1,3€/(EW*a).

Das RecoPhos® Verfahren wird eindeutig von den Kosten für die Phosphorsäure dominiert. Durch den hohen Bedarf liegen die einwohnerspezifischen Kosten deutlich höher als bei den weiteren Verfahren (~6,2 €/(EW*a)). Wird allerdings der Gesamte P-Gehalt, auch jener aus der Phosphorsäure berücksichtigt, liegen die produktspezifischen Kosten bei rund 2,5 €/kg P und damit in der Größenordnung des Ash Dec® Verfahren Szenario SUSAN. Die Kreisgröße entspricht beim RecoPhos® Verfahren jener P-Menge, die auch tatsächlich aus der Klärschlammasche stammt und nicht zusätzlich über die P-Säure in das Endprodukt gelangt. Durch Beimischung weiterer P-reicher Abfallfraktionen wie z.B. Tiermehle, kann der P-Gehalt erhöht und damit gleichzeitig der P-Säurebedarf reduziert werden. Sehr gut schneiden neben dem Ash Dec® Verfahren auch die beiden Varianten der Nutzung des Klärschlammes als Sekundärrohstoff in der Düngemittelindustrie und im Thermphos® Verfahren ab. Allerdings werden die Kosten für diese Varianten nur auf Basis der Betriebskosten ermittelt, da die Kapitalkosten nicht abgeschätzt werden konnten.

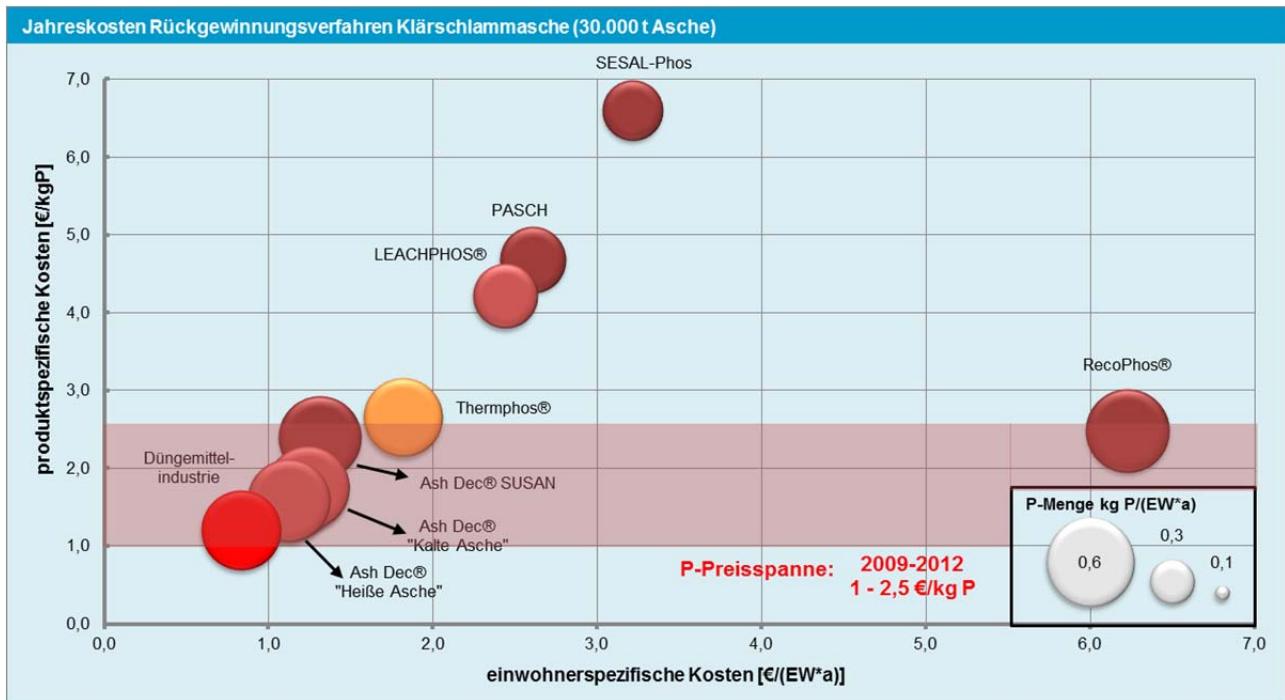


Abbildung 153: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Klärschlammasche (15.000 bzw. 30.000 t Asche/a)

Die Kostenaufgliederung verdeutlicht, dass die nasschemischen Verfahren PASCH, RecoPhos® und SESAL-Phos von den Betriebskosten und dabei in erster Linie jenen der Chemikalien dominiert werden und der Anteil der Kapitalkosten sehr gering ist (Abbildung 154). Folglich sind im Falle einer Umsetzung größerer Anlagen mit höherem Aschedurchsatz kaum Einsparungen zu erwarten. Dies ist die Folge einer direkt proportionalen Zunahme des Chemikalienbedarfs mit zunehmender Klärschlammaschenmenge. Beim LEACHPHOS® Verfahren hingegen, liegt der Anteil Kapitalkosten aufgrund der hohen Investitionskosten bei rund 40 %.

Bei den nasschemischen Verfahren LEACHPHOS®, PASCH und SESAL-Phos fallen zusätzlich Kosten für die Entsorgung der P-armen Asche, der Abwässer und weitere Abfallprodukte aus dem Prozess wie Gips oder Extraktionsrückstände an. Die Entsorgungskosten stellen bei diesen nasschemischen Verfahren einen gewichtigen Kostenfaktor dar. Deutlich geringer fallen die Entsorgungskosten im Vergleich dazu für die Filterstäube beim Ash Dec® Verfahren aus. Keine bis sehr geringe Entsorgungskosten fallen beim RecoPhos® Verfahren sowie in der Düngemittelindustrie und beim Thermphos® Verfahren an. Beim RecoPhos® Verfahren und in der Düngemittelindustrie ist die Asche Bestandteil des anfallenden Endproduktes. Beim Thermphos® Verfahren können sämtliche Reststoffe des Verfahrens z.B. in der Bauwirtschaft recycelt werden.

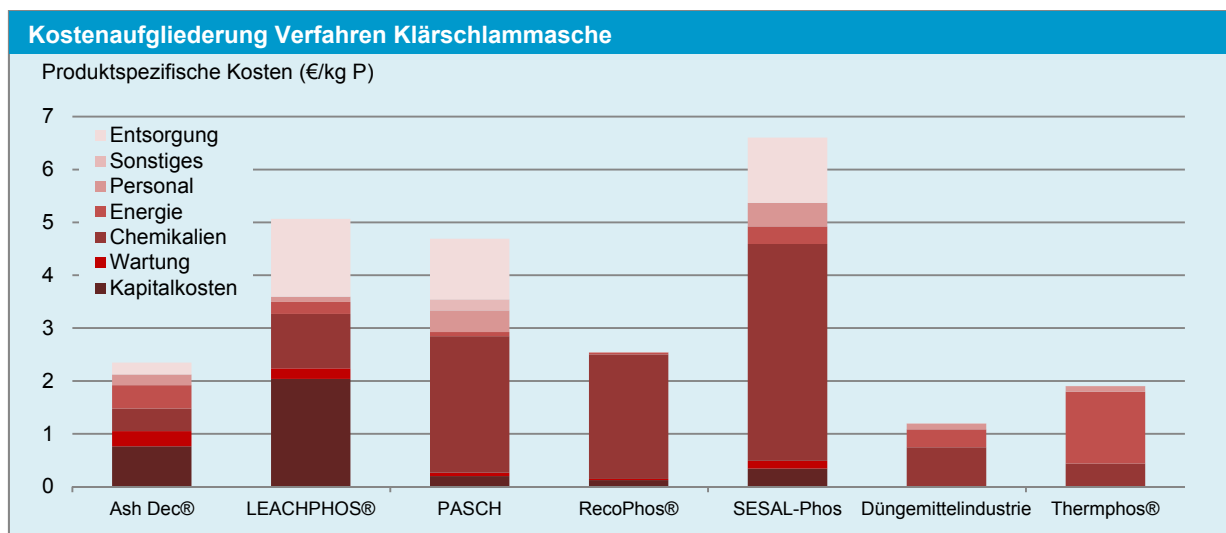


Abbildung 154: Kostenaufgliederung Verfahren Klärschlammasche

4.3.6.2 Jahreskosten: Variabilität Ausbaugröße

Für Rückgewinnungsverfahren aus der Asche wird keine Kostenkalkulation mit einer Variabilität der Ausbaugröße durchgeführt.

4.3.6.3 Jahreskosten: Variabilität P-Konzentration in der Asche

Die Berechnung basieren auf der Referenzklärschlammasche mit einem P-Gehalt von 8,4 %. Durch Beimischung weiterer P-reicher Abfallfraktionen wie Tiermehle, kann der P-Gehalt in der Asche erhöht werden. Durch den erhöhten P-Gehalt in der Asche können sowohl die produktspezifischen Kosten, als auch die einwohnerspezifischen Kosten deutlich reduziert werden. Grund dafür ist der gleichbleibende Ressourcenbedarf, der auf Basis des Ascheinputs berechnet wird. Zusätzlich erhöht sich die produzierte Endproduktmenge, wodurch die Erlöse aus deren Verkauf gesteigert werden können. Die dafür durchgeführten Kalkulationen sind aus den jeweiligen Einzelberichten der Verfahren zu entnehmen.

4.3.6.4 Jahreskosten: Berücksichtigung möglicher Erlöse und sonstiger Einnahmen

Neben der Kläranlagengröße haben vor allem auch Erlöse und sonstige Einnahmen Einfluss auf die Jahreskosten des Verfahrens. Erlöse sind in erster Linie durch den Verkauf des Endproduktes zu erwarten. Allerdings können die Verkaufserlöse abhängig vom Phosphorrückgewinnungspotential und der Charakteristik des Endproduktes sehr stark schwanken. Ein wichtiger Faktor hinsichtlich des Rückgewinnungspotentials kommt dem P-Gehalt der Asche zu. Die bei der Kostenkalkulation angenommene Referenzasche weist einen hohen P-Gehalt von 8,4 % auf. Der P-Gehalt vieler Aschen kann jedoch deutlich darunter liegen, was wiederum Einfluss auf die anfallende Endproduktmenge und damit die Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes hat.

Zu den sonstigen Einnahmen zählen zum Beispiel Einnahmen aus der Annahme der Klärschlammasche. Die anfallende Klärschlammasche stellt an sich ein Abfallprodukt dar, für welches der Betreiber einer Verbrennungsanlage Entsorgungskosten für die Deponierung oder Entsorgungskosten an einen anderen Abnehmer wie z.B. ein Rückgewinnungsverfahren zahlt. Die Ascheannahme kann somit als Einnahme für das Rückgewinnungsverfahren betrachtet werden. An dieser Stelle stellt sich die Frage, ob die



Ascheannahme in Zukunft als Gutschrift in die Berechnung einfließen wird. Eine veränderte Marktsituation z.B. durch gesetzliche Recyclingvorgaben und damit mehreren Akteuren mit einer Nachfrage an P-reicher Asche, kann das Abfallprodukt zu einem Produkt mit einem gewissen Wert verändern. Dadurch würden keine Erlöse mehr generiert werden, vielmehr fallen Kosten für die Aschebeschaffung an. Angenommen wird daher, dass die Asche für die Betreiber eines Rückgewinnungsverfahrens „kostenfrei“ zur Verfügung steht. Damit fallen für den Betreiber der Verbrennung als auch für den Betreiber eines Rückgewinnungsverfahrens keine Kosten für die Ascheentsorgung bzw. -verwertung an. Kosten- oder Einnahmeschwankungen für verschiedene zukünftige Szenarien werden damit am ehesten abgebildet. Würde man allerdings die Erlöse von z.B. 50 €/t aus der Ascheannahme berücksichtigen könnten die Kosten des RecoPhos® Verfahren um rund 6 % und die Kosten für alle weiteren Verfahren um 13–16% reduziert werden.

Eine allgemeine Gewichtung der Relevanz der Einflussfaktoren ist aufgrund der unterschiedlichen Kostenstruktur der Rückgewinnungsverfahren nicht möglich.

Zusammenfassung der Einflussfaktoren:

- Mögliche Verkaufserlöse pro t Endprodukt (Herstellerangaben, monetärer Wert)
- Jährlicher Aschedurchsatz und damit Anlagengröße
- P-Gehalt der Asche und damit rückgewinnbare P-Menge
- Erlöse oder Kosten aus der Annahme der Klärschlammasche
- Rohstoffkosten

Abbildung 155 zeigt die Verfahrenskosten unter Berücksichtigung der möglichen maximalen Erlöse (monetäre Wert des Endproduktes) aus dem Verkauf des Endproduktes. Den Angaben der Betreiber zufolge wird deutlich, dass die Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes deutlich unter dem tatsächlichen monetären Wert liegen. Zum Beispiel kann das LEACHPHOS® Endprodukt nach Herstellerangaben um rund 160 €/t verkauft werden. Der monetäre Wert auf Grund der enthalten Nährstoffe wird mit mehr als dem doppelten Wert ermittelt. Auffallend ist der geringe Erlöse von 1 €/t für die entfrachtete Asche aus dem Ash Dec® Prozess, im Vergleich zum monetären Wert von 224 €/t.

Tabelle 112: Wert Herstellerangaben im Vergleich zum monetären Wert

Verfahren	Erlöse [€/t Endprodukt]	Monetäre Wert [€/t]
Ash Dec®	1	224
LEACHPHOS®	160	350
RecoPhos®	360	399

Durch die Berücksichtigung der maximalen Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes zum monetären Wert kann das RecoPhos® Verfahren nahezu kostendecken bzw. kostendeckend betrieben werden. Wird der monetäre Wert des Endprodukts berücksichtigt kann das Ash Dec® Verfahren gewinnbringend betrieben werden. Dieser Fall ist eher unwahrscheinlich, da der tatsächliche Erlös bei rund 1 €/t Asche liegt, womit die Kosten des Ash Dec® Verfahrens kaum reduziert werden können. Für die nasschemischen Verfahren liegen die tatsächlichen möglichen Erlöse bei etwa der Hälfte des angenommenen monetären Wertes. Folglich werden für nasschemischen Verfahren mit Extraktion, Kosten von etwa 3–3,5 €/kg P erwarten (Abbildung 155). Abbildung 156 zeigt, dass durch die Erlöse aus dem Verkauf des Mineräldüngers oder dem reinen P₄ (entsprechen zirka dem tatsächlichen monetären Wert des Endproduktes) die beiden industriellen Prozesse

zumindest kostendeckend, mit hoher Wahrscheinlichkeit jedoch gewinnbringend betrieben werden könnten, allerdings sind hier noch allfällige zusätzliche Investitionskosten zu berücksichtigen.

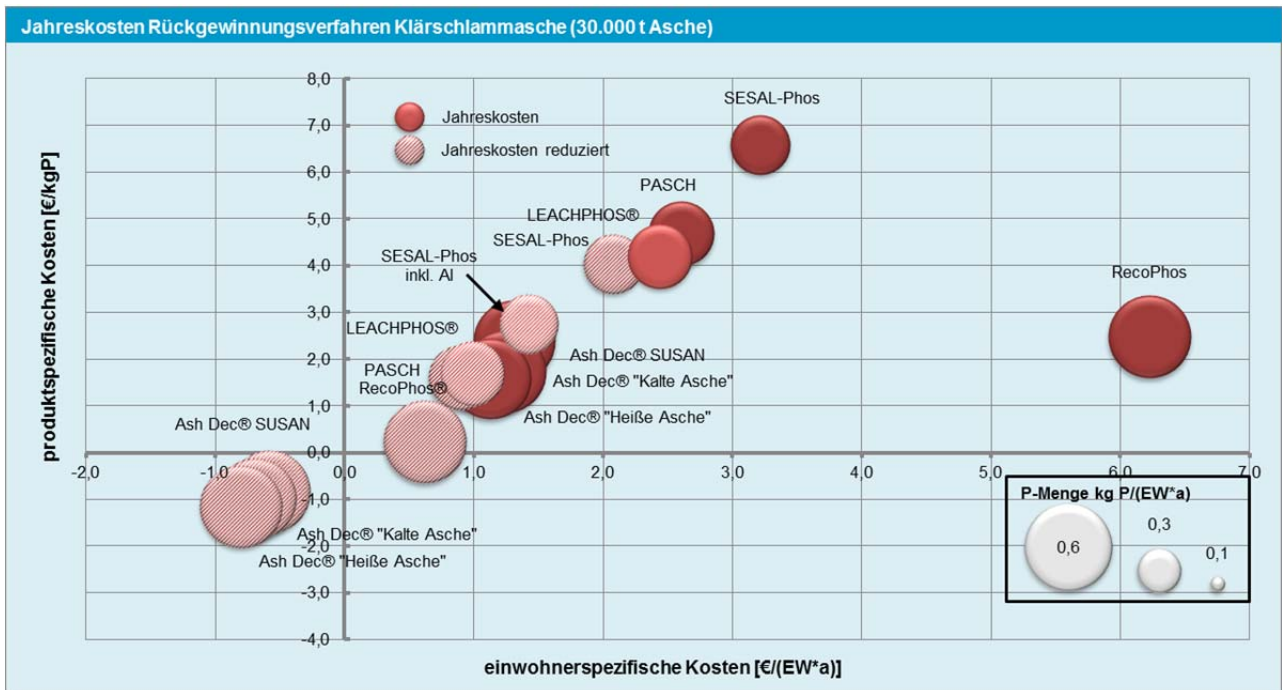


Abbildung 155: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten Rückgewinnungsverfahren Klärschlammasche

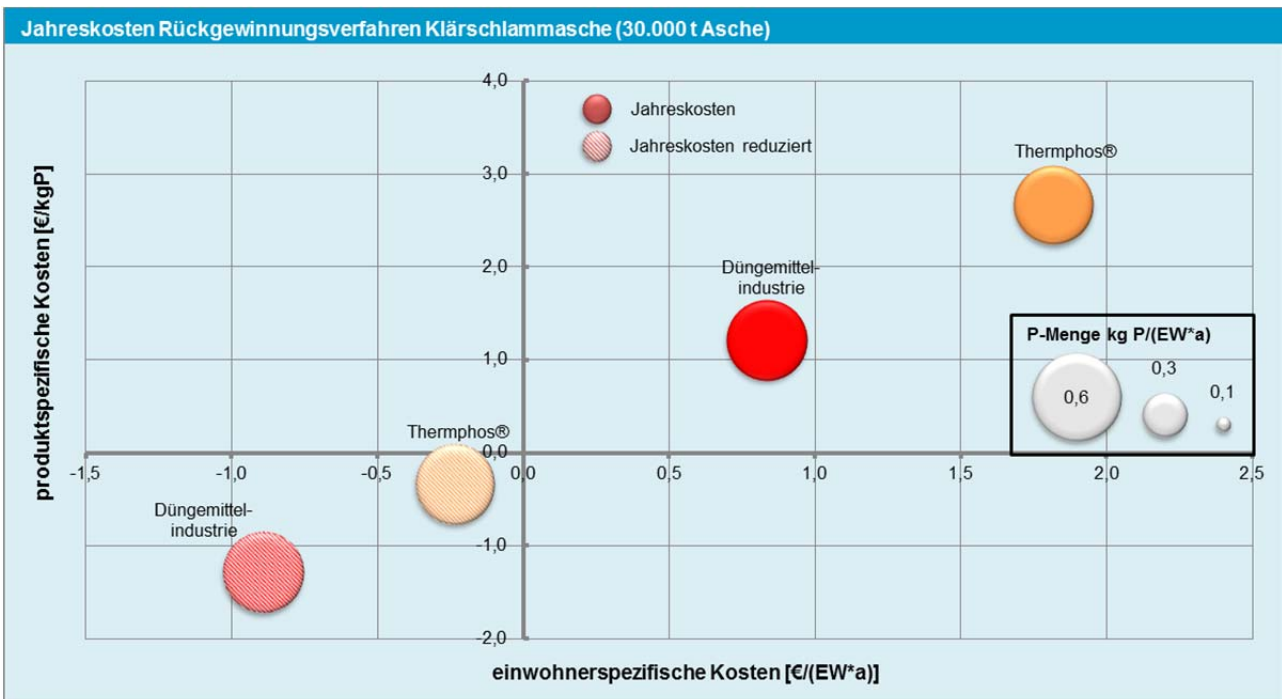


Abbildung 156: Produkt- und einwohnerspezifische Jahreskosten industrielle Prozess zur Rückgewinnung von P aus der Klärschlammasche

4.3.6.5 Amortisation

Anhand der Verfahrenskosten wird deutlich, dass nur unter Berücksichtigung maximaler Erlöse und zusätzlich Einnahmen aus der Ascheannahme (bisher nicht berücksichtigt) ein kostendeckender bzw. gewinnbringender Betrieb der Verfahren und damit eine Amortisation der Anlage möglich sind. Die



Kostenkalkulationen zeigen jedoch, dass mit Ausnahme des RecoPhos® Verfahren und im Falle einer Integration der Klärschlammaschen in bestehende industrielle Prozesse (Düngemittelindustrie, P-Industrie) die Verfahren nach derzeitigem Stand nicht gewinnbringend betrieben werden können und damit keine Amortisation der Anlagen möglich ist.

4.3.6.6 Ganzheitliche Bewertung gesamte Prozesskette

Neben den betriebswirtschaftlichen Kosten der Rückgewinnungsverfahren alleine, die ausschlaggebend für den Betreiber eines solchen Verfahrens sind, erfolgt eine Kostenrechnung auch für die gesamte Prozesskette mit dem Ziel der Erfassung der volkswirtschaftlichen Kosten. Ein besonders wichtiger Faktor ist in diesem Zusammenhang die Verbrennung des Klärschlammes in einer Monoverbrennungsanlage. Die höheren Kosten für diese Art der Verbrennung werden berücksichtigt, in dem die Verbrennungskosten von 290 €/t TS bei der Mitverbrennung auf 400 €/t TS bei der Monoverbrennung erhöht werden. In diese Berechnung fließen zudem sämtliche erforderlichen weiterführenden oder möglicherweise vermeidbaren Prozesse ein (siehe Referenzsystem). Erforderliche weiterführende Prozesse sind z.B. die Behandlung und Ablagerung von Reststoffen aus den Rückgewinnungsverfahren wie z.B. Filterstäube oder Extraktionsrückstände. In einzelnen Fällen können Prozesse vermieden werden, z.B. Ablagerung der Asche auf einer Deponie, wenn die gesamte Asche in das Endprodukt eingebaut wird. Zum Vergleich liegen die Kosten für das Referenzsystem (Referenzkläranlage – Mitverbrennung - Ablagerung der Reststoffe) bei 11,13 €/(EW*a).

Tabelle 113 zeigt eine detaillierte Aufstellung der Kosten und die maximal möglichen Einsparungen und Erlöse über die gesamte Prozesskette. Die Kostenabweichung zur Referenz wird einmal unter Berücksichtigung der Verkaufserlöse des Endproduktes (monetärer Wert) und ohne dessen Berücksichtigung angegeben. Damit wird der mögliche Schwankungsbereich der Kostenveränderung in Relation zum Referenzsystem angegeben.

Im Falle der Implementierung des Rückgewinnungsverfahren Ash Dec® oder der Integration der Klärschlammasche in einen der beiden industriellen Prozesse (Düngemittelindustrie oder Thermphos®) liegen die zusätzlichen Kosten im Vergleich zur Referenzsystem inkl. Einsparungen und Erlöse im Bereich von 2–12 %. Damit die obere Grenze der zusätzlichen Kosten dargestellt werden kann, werden nur die tatsächlichen Kosten ohne Erlöse berücksichtigt. In diesem Fall sind zusätzliche Kosten von +19–27% zu erwarten. Folglich kann mit diesen Möglichkeiten der P-Rückgewinnung und einem zusätzlichen finanziellen Aufwand von 2 bis maximal 27 % im Vergleich zur derzeitigen Situation mehr als 80% des abwasserbürtigen Phosphors rückgewonnen werden. Mit dem RecoPhos® Verfahren kann ebenfalls über 80 % des abwasserbürtigen Phosphors rückgewonnen werden, wobei der zusätzliche finanzielle Aufwand im Vergleich zur derzeitigen Situation im Bereich von 14–67 % liegt. Der Grund für die hohen maximalen zusätzlichen Kosten von +67 % ist auf das sehr kostenintensive Verfahren zurückzuführen. Kann das Endprodukt dann nicht zum festgelegten Preis verkauft werden, wird das Verfahren sehr teuer.

Werden die nasschemischen Verfahren LEACHPHOS®; PASCH und SESAL-Phos für die P-Rückgewinnung angedacht, ist bei Berücksichtigung möglicher Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes mit zusätzlichen Kosten von 19–23 % bzw. ohne Berücksichtigung von Erlösen mit zusätzlichen Kosten von

34–40 % zu rechnen. Damit liegen die zusätzlichen Kosten für die Rückgewinnung von ca. 60–70% des abwasserbürtigen Phosphors mittels der nasschemischen Verfahren im Bereich von 19 bis maximal 40 %.

Tabelle 113: Zusammenfassung ganzheitliche Kostenrechnung

Kostenstellen (Kosten in €/EW*a))	Ash Dec®*	LEACH-PHOS®	PASCH	Reco Phos®	SESAL-Phos	Düngemittel-industrie	Thermphos®
Kläranlage							
Abwasserreinigung	4,50	4,50	4,50	4,50	4,50	4,50	4,50
Schlammbeh. inkl. Entwässerung	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
Kosten Kläranlage	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00
Verbrennung (Monoverbrennung)	5,22	5,22	5,22	5,22	5,22	5,22	5,22
Rückgewinnungsverfahren	1,21	1,59	1,97	6,23	2,88	0,83	1,30
Entsorgung							
Bettasche/Filterkuchen	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
Reststoffe/Abfallstoffe Rückgewinnung	0,12	0,85	0,64	-	0,74	-	-
Transport							
Schlamm zu Verbrennung	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98
Asche zu Rückgewinnung	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Filterkuchen zu Untertagedeponie	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Abfallstoffe aus Rückgewinnung zu Ablagerung	0,06	0,18	0,06	-	0,09	-	-
Summe Kosten	13,61	14,91	15,01	18,59	16,00	14,83	13,59
Einsparungen und Erlöse							
Sonstige Einsparungen	-	-	-	-	0,77	0,39	-
Erlös Endprodukt	1,93	1,45	1,71	5,90	1,53	1,73	1,87
Summe Einsparungen und Erlöse	1,93	1,45	1,71	5,90	2,30	1,73	1,87
Jahreskosten	11,12	13,46	12,86	12,27	22,06	11,40	11,67
Δ zu Referenz	+5%	+21%	+19%	+14%	+23%	+2%	+12%

Detaillierte Aufstellung der Kosten für das Referenzsystem sind aus dem Anhang zu entnehmen (Kapitel 7.2.5.4)

Abbildung 157 zeigt die absolute und Abbildung 80 die prozentuelle Veränderung der einwohnerspezifischen Kosten im Vergleich zum Referenzsystem einmal ohne Berücksichtigung von Erlösen (maximale zusätzliche Kosten) und einmal mit Berücksichtigung von Erlöse z.B. aus dem Verkauf der anfallenden Endprodukte oder wie im Fall des SESAL-Phos Verfahren auch der Erlös aus der Rückgewinnung eines Al-Fällmittels. Erlöse oder Kosten aus der Ascheannahme werden nicht berücksichtigt. Im Vergleich zu den Verfahren aus dem Schlammwasser sowie Faul- und Klärschlamm wird keine größenabhängige Kostenkalkulation vorgenommen. Für das thermochemische Ash Dec® Verfahren ist mit zusätzlichen absoluten Kosten von rund 2,4–3,2 bzw. 0,4–1,3 €/EW*a) zu rechnen. Das entspricht zusätzlichen Kosten im Vergleich zur Referenz von 5–30%. Für die nasschemischen Verfahren LEACPHOS, PASCH und SESAL-Phos muss mit etwas höheren zusätzlichen Kosten im Bereich von 3,8–4,5 €/EW*a) und unter der Berücksichtigung der maximalen Erlöse von 2,2–2,6 €/EW*a) Jahr gerechnet werden.

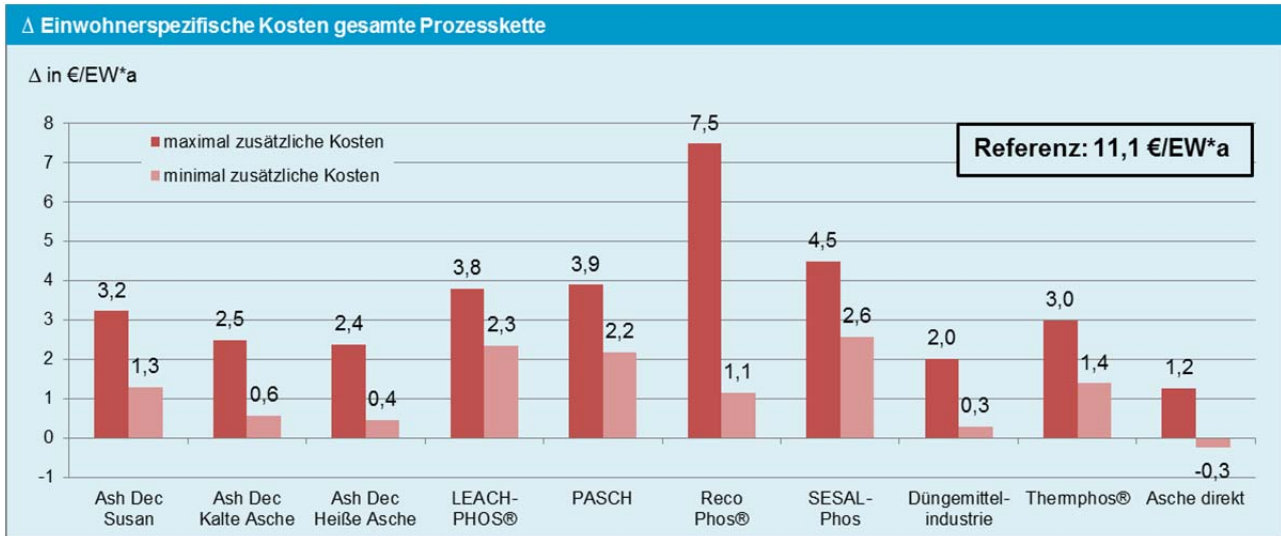


Abbildung 157: Absolute Veränderung der einwohnerspezifischen Jahreskosten für die gesamte Prozesskette (mit und ohne Einsparungen)

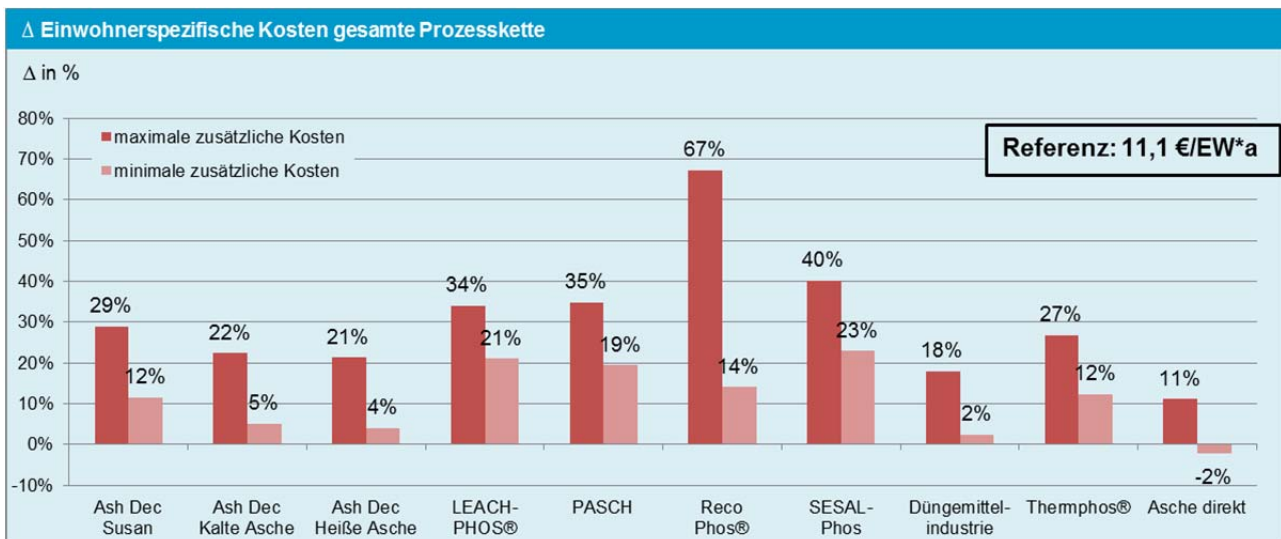


Abbildung 158: Prozentuelle Veränderung der einwohnerspezifischen Jahreskosten für die gesamte Prozesskette (mit und ohne Einsparungen)

Anhand der Abbildung 159 wird die mögliche Schwankungsbreite der zusätzlichen Kosten bzw. möglichen Erlöse im Vergleich zum Referenzsystem dargestellt. Die obere Grenze entspricht den reinen Jahreskosten im Falle einer Umsetzung von Rückgewinnungsanlagen mit einem Durchsatz von 30.000 t Asche pro Jahr. Die untere Grenze entspricht den Jahreskosten unter Berücksichtigung der maximal möglichen Einsparungen und Erlöse. Da z.B. der monetäre Wert für die Erlöse und nicht der Marktwert der Endprodukte berücksichtigt wird, ist die untere Grenze als absolutes Maximum zu betrachten. Daraus resultieren teils hohe Schwankungen. Allerdings können erste Abschätzungen getroffen werden, welche Kosten (wahrscheinlichster Wert) für das Verfahren zu erwarten sind. Aufgrund der Produktqualität des RecoPhos® Verfahren, der Düngemittelindustrie und Thermphos® kann davon ausgegangen werden, dass die Kosten mit hoher Wahrscheinlichkeit im unteren Bereich der Schwankung liegen werden (z.B. RecoPhos®: +15 %, Düngemittelindustrie: 0–10 %, Thermphos: +10 %). Für nasschemische Verfahren sind Kosten zu erwarten, die dem Mittelwert (LEACHPHOS®, PASCH und SESAL-Phos: +30 %) entsprechen.

Für die entfrachtete Asche des Ash Dec® Verfahren sind nur geringe Erlöse zu erwarten, wodurch die Kosten im oberen Bereich liegen werden (+20–30 %).

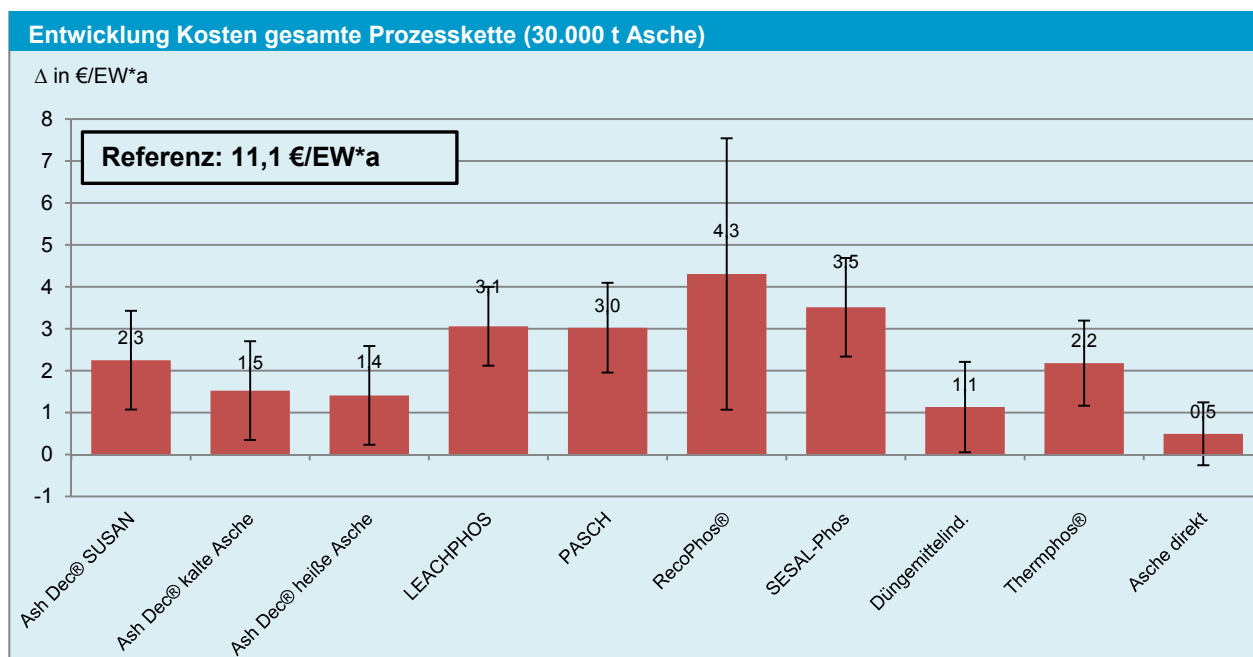


Abbildung 159: Absolute Veränderung der Jahreskosten im Vergleich zum Referenzsystem unter Berücksichtigung der möglichen Schwankungsbereiche

Um eine Aussage hinsichtlich der Kosten für 1 kg Phosphor treffen zu können, wird die absolute Veränderung der Kosten zum Referenzsystem auf das mögliche P-Rückgewinnungspotential gerechnet. Entsprechend der Kostenkalkulation liegen die Kosten für die Rückgewinnung von 1 kg P mit dem thermochemischen Verfahren bei 0,8–5,7 €. Aufgrund der sehr geringen Produkterlöse aus der entfrachteten Asche werden sich die zusätzlichen Kosten sehr wahrscheinlich an den maximalen Kosten der Szenarien kalte und heiße Asche orientieren. Die zusätzlichen Kosten bei den nasschemischen Verfahren liegen im Bereich von mindestens 4,9 und maximal 11 €/kg P. Mit hoher Wahrscheinlichkeit kann der angenommene monetäre Wert für die Erlöse aus dem Endproduktverkauf nicht erreicht werden. Nach Herstellerangaben bewegen sich die voraussichtlichen Erlöse aber bei rund 50 % des angenommenen monetären Wertes, wodurch zusätzliche produktspezifische Kosten zu erwarten sind, die dem Mittelwert der maximalen bzw. minimalen Kosten pro kg P entsprechen. Die Kosten für das thermochemischen Ash Dec® Verfahren liegen bei der Berücksichtigung des monetären Wertes der entfrachteten Asche bei gerade einmal 1 €/kg P. Mit hoher Wahrscheinlichkeit, können diese Erlöse nicht erzielt werden, wodurch sich die Kosten im oberen Bereich bei rund 4 €/kg P orientieren. Mit dem RecoPhos® Verfahren, durch Nutzung der Asche in der Düngemittelindustrie und dem Thermphos® Verfahren können für die Produkte Erlöse erzielt werden, die dem tatsächlichen Nährstoffinhalt entsprechen. Dadurch liegen die Kosten pro kg P mit hoher Wahrscheinlichkeit im unteren Bereich. Der Kostenaufwand für die Erzeugung von 1 kg P liegt bei maximal 13,2 € (RecoPhos®) und kann durch die möglichen Erlöse auf 0,5–2,6 € reduziert werden. Für diese Verfahren werden sich die zusätzlichen Kosten am unteren Bereich orientieren, da die Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes in der Größenordnung des angenommenen monetären Wertes liegen. Wird angenommen, dass für die Rückgewinnungsverfahren die Ascheannahme als zusätzliche Einnahmequelle berücksichtigt wird (rund 50 €/t Asche), können die Verfahrenskosten für ein kg P um 0,75 bis maximal 1,2 €

reduziert werden. Anhand dieser Kostenaufstellungen wird deutlich, dass noch sehr viele Unsicherheiten hinsichtlich möglicher Erlöse und Einsparungen berücksichtigt werden müssen und damit Prognosen für die tatsächlichen zukünftigen Kosten nur mit Vorbehalt möglich sind.

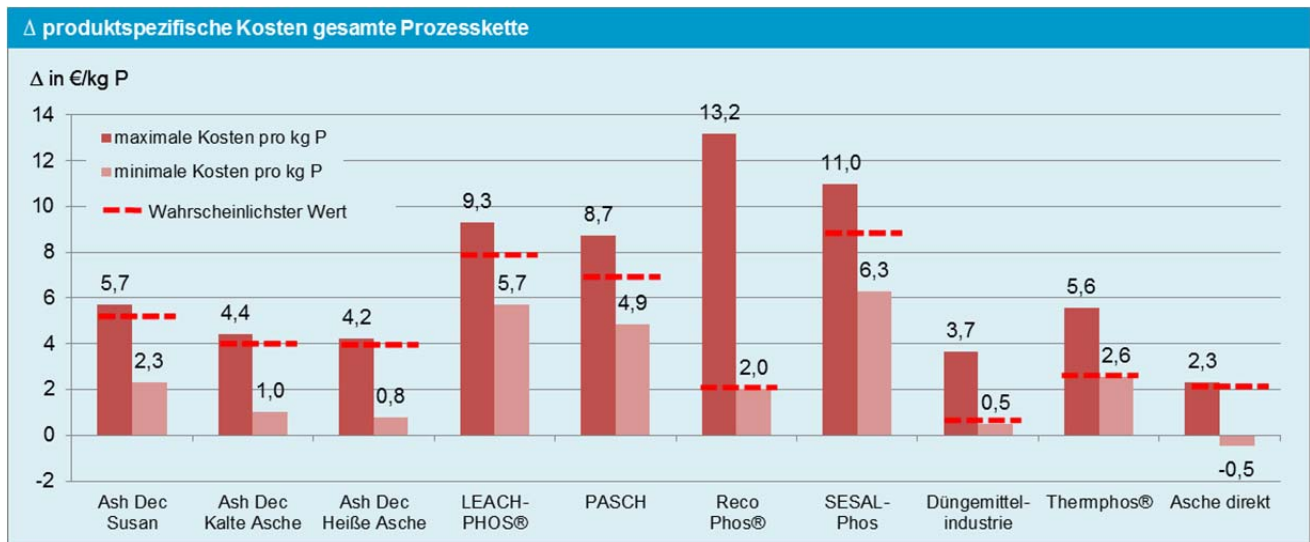


Abbildung 160: Absolute Veränderung der produktspezifischen Kosten für die gesamte Prozesskette (ohne und mit Einsparungen)

4.3.7 Zusammenfassung

Die Datengrundlage zur Bewertung der Verfahren aus der Klärschlammasche kann als „Gut“ bis „Sehr Gut“ eingestuft werden, wodurch die Aussagekraft der Ergebnisse gestärkt wird. Die größten Unsicherheiten hinsichtlich der Datengrundlage sind für die ökonomische Bewertung zu erwarten. Grund ist die fehlende großtechnische Umsetzung der Verfahren, womit in erster Linie noch Schwankungen bei den Investitionskosten zu erwarten sind. Die Betriebskosten und damit in erster Linie die Kosten für Chemikalien können bereits mit Laborversuchen sehr gut bestimmt werden. Da sich der Ressourcenbedarf pro kg oder Tonne Asche nicht ändert, kann der aus dem Labormaßstab erhobene Ressourcenbedarf einfach auf eine großtechnische Umsetzung hochgerechnet werden. Ein wichtiger Punkt bei der Bewertung der Verfahren aus der Klärschlammasche ist das Verhalten der Schwermetalle im Prozess und deren Verbleib. Für Ash Dec®, PASCH, RecoPhos®, SESAL-Phos, die Düngemittelindustrie und Thermphos® können die Schwermetallpfade aufgrund der sehr guten Datenlagen genau nachverfolgt werden. Für das LEACHPHOS® Verfahren liegen die Schwermetallgehalte in der Ausgangsasche und die Schwermetallgehalte mit teils hohen Schwankungen im Endprodukt vor. Aus dem bekannten Input und Output sind die SM-Pfade, allerdings mit hoher Unsicherheit, nachweisbar.

Im Hinblick auf die Ressource Phosphor schneiden das Ash Dec®, RecoPhos® und Thermphos® Verfahren, sowie die Düngemittelindustrie mit einem Rückgewinnungspotential von 95–100 % bezogen auf die Inputasche am besten ab. Wesentlicher Nachteil des hohen Rückgewinnungspotentials ist, mit Ausnahme des Ash Dec® Verfahrens, die fehlende Schwermetallentfrachtung. Neben dem thermochemischen Ansatz des Ash Dec® Verfahrens können die Schwermetalle mittels nasschemischer Extraktionsverfahren mit einem integrierten Abtrennprozess bzw. der speziellen Prozessführung entfernt werden (PASCH; SESAL-Phos). Nasschemisch aber ohne Abtrennstufe wird das LEACHPHOS® Verfahren betrieben, womit nur eine

Teilentfrachtung erreicht wird. Infolge der nasschemischen Extraktion wird das Rückgewinnungspotential auf 70–80 % bezogen auf den Ascheinput reduziert.

Der Chemikalienbedarf wird im speziellen bei den nasschemischen Misch- und Extraktionsverfahren von Säuren wie z.B. Schwefelsäure, Salzsäure und Phosphorsäure und den erforderlichen Fällmitteln (Calciumquelle) dominiert. Beim thermochemischen und thermoelektrischen Verfahren sind Strom und weitere Energieträger wie Gas und Koks die wichtigsten Ressourcen.

Nachteil der Verfahren mit nasschemischer Extraktion ist, dass Reststoffe und Abfallstoffe anfallen, die einer geeigneten Entsorgung zugeführt werden müssen. Bei allen nasschemischen Verfahren fällt eine P-arme Asche an, die eine saure Charakteristik aufweisen kann (PASCH; LEACHPHOS®). Zudem fallen je nach Prozessführung und Schwermetallabtrennung Reststoffe wie z.B. feste und flüssige Reextraktionsrückstände (PASCH) und Gips aus der Abwasserbehandlung (LEACHPHOS®) an. Bei den anderen Verfahren ist die Asche ein Teil des Endproduktes, womit deren Entsorgung entfällt. Beim thermochemischen Verfahren (Ash Dec®) fallen jedoch Filterstäube an, die untertägig abgelagert werden.

Hinsichtlich der gasförmigen Emissionen und dem kumulierten Energieaufwand ergibt sich für die unterschiedlichen Verfahren ein höchst unterschiedliches Bild. Trotz teils ähnlicher Verfahrensansätze weichen die Emissionen und der kumulierte Energieaufwand deutlich voneinander ab. Grund dafür sind die verschiedenen eingesetzten Ressourcen, deren ökologischer Rucksack in vielen Fällen sehr unterschiedlich ist. Besonders deutlich wird dies am Beispiel der Schwefelsäure. Die abweichenden Ergebnisse beschränken sich nicht nur auf die Emissionen an sich, sondern auf alle erfassten Parameter. So kann ein Verfahren mit hohem Schwefelsäureeinsatz bei den treibhausrelevanten Emissionen sehr gut abschneiden, bei den gasförmigen Emissionen mit Versauerungspotential jedoch schlecht. Im Vergleich zu den Emissionen, die pro Einwohner und Jahr anfallen, haben die zusätzlichen Emissionen aus den Rückgewinnungsverfahren keine Relevanz. Daher erfolgt eine Bewertung anhand der gasförmigen Emissionen und dem kumulierten Energieaufwand nur im Vergleich untereinander.

Über alle Parameter betrachtet schneidet das LEACHPHOS® Verfahren und der Einsatz der Asche in der Düngemittelindustrie am besten ab, gefolgt von den beiden Szenarien des Ash Dec® Verfahren kalte und heiße Asche. Die produktspezifischen CO₂-Emissionen liegen abhängig von der angewendeten LCA Datenbank im Bereich von 0–4 kg CO₂/kg P_{rückg.}. Die SO₂-Emissionen liegen bei maximal 25 kg/kg P_{rückg.}.

Mäßig schneidet, das SESAL-Phos Verfahren und Ash Dec® Szenario SUSAN ab. Schlecht hingegen das PASCH und Thermphos® Verfahren. Im Vergleich zu den anderen Verfahren besonders schlecht schneidet das RecoPhos® Verfahren ab. Grund dafür ist der hohe Einsatz an Phosphorsäure, die wiederum einen großen ökologischen Rucksack hinsichtlich der betrachteten Parameter aufweist.

Interessant ist, dass die phosphorspezifischen Emissionen und der phosphorspezifische KEA im Vergleich zu den Schlammwasserverfahren auf ähnlichem Niveau liegen. Dies ist in Anbetracht der Tatsache überraschend, dass der Phosphor im Schlammwasser bereits gelöst vorliegt und „nur“ gefällt werden muss, während bei den Verfahren aus der Asche teils komplexe Verfahrensschritte mit einem hohen Ressourcenaufwand nötig sind. Allerdings wird im Gegenzug zu den Rückgewinnungsverfahren aus der Asche die drei- bis vierfache P-Fracht im Vergleich zu den Verfahren aus dem Schlammwasser rückgewonnen. Die Emissionen mit Versauerungspotential, ausgedrückt in SO₂-Äquivalente, liegen in der



Größenordnung der herkömmlichen Düngemittelherstellung. Negative Ausreißer sind in diesem Fall nur das PASCH (50 g/kg P) und RecoPhos® Verfahren (~350 g/kg P).

Tabelle 114: Zusammenfassung ökologische Bewertungskriterien

Parameter	Handelsdünger	Verfahren Klärschlammasche
CO ₂ -Äquivalente (kg/kg P _{rückg.})	-0,5–2,4	0–10*
SO ₂ -Äquivalente (g/kg P _{rückg.})	19–25	10–30**
KEA (kWh/kg P _{rückg.})	-2,4–3,0	0–70

*RecoPhos®: 24,5 kg CO₂/kg P; **RecoPhos®: 350 kg SO₂/kg P; PASCH: 50 kg SO₂/kg P

Bezogen auf das Referenzsystem mit Verbrennung des anfallenden Klärschlammes und anschließender Ablagerung der Asche sind durch den Einsatz der verschiedenen Rückgewinnungsverfahren aus der Asche sehr unterschiedliche Ergebnisse zu erwarten. Abhängig von der verwendeten LCA Datenbank können die CO₂-Emissionen bei den Verfahren mit Schwefelsäureinsatz im Vergleich zur Referenz sogar reduziert werden (Düngemittelindustrie: -49–10 %; LEACHPHOS®: -8–+27 %). Für die beiden Ash Dec® Szenarien kalte und heiße Asche liegen die Emissionen rund 30–40 % über jenen der Referenz, während für das PASCH Verfahren zusätzliche CO₂-Emissionen von rund 120 % zu erwarten sind. Deutlich höher, nämlich um den Faktor 3 liegen die Emissionen für das RecoPhos®, SESAL-Phos und Thermphos® Verfahren. Eine ähnliche Reihung ist beim KEA zu beobachten, wobei der zusätzliche KEA beim RecoPhos® Verfahren ebenfalls um den Faktor 3 über dem Referenzsystem liegt.

So unterschiedlich die Verfahrensansätze und Prozessführung der Verfahren sind, so unterschiedlich sind die Endprodukte hinsichtlich ihrer Klassifizierung, Löslichkeit, Düngewirkung und Schwermetallgehalte. Festzuhalten ist, dass es sich beim Ash Dec® Endprodukte um eine entfrachtete Asche handelt, die erst durch Zugabe weiterer Nährstoffe zu einem handelsfähigen Dünger namens PhosKraft® vermarktet werden kann. Die Düngewirkung der entfrachteten Asche schneidet im Vergleich zu einem Handelsdünger schlecht ab. Als handelsfähiger Dünger ist das Endprodukt des RecoPhos® Verfahren (RecoPhos® P38) zugelassen, welches eine Düngewirksamkeit ähnlich einem herkömmlichen Mineraldünger aufweist. In wie weit Unterschiede in Bezug auf die Düngewirksamkeit der Calciumphosphat Endprodukte der verschiedenen nasschemischen Extraktionsverfahren vorliegen kann auf Basis der vorliegenden Datengrundlage nicht erfasst werden. Deutlich wird allerdings, dass alle Endprodukte mit Ausnahme der beiden Produkte aus der Düngemittelindustrie und RecoPhos® Verfahren hinsichtlich der Düngewirksamkeit signifikant schlechter als z.B. Magnesiumammoniumphosphate abschneiden (Abbildung 146).

Hinsichtlich der Düngewirksamkeit wird folgende Reihung vorgenommen. Beste Wirksamkeit zuerst:

Mineraldünger ≥ RecoPhos® P38 > Ca(Al)P > entfrachtete Asche > Asche unbehandelt

Das Endprodukt mit der größten Reinheit weist das reine P₄ des Thermphos® auf. Mit den beiden nasschemischen Verfahren PASCH und SESAL-Phos kann ebenfalls ein bereits sehr gut entfrachtetes Endprodukt erzeugt werden. Beim RecoPhos® Verfahren und beim Einsatz der Asche in der Düngemittelindustrie erfolgt keine SM-Entfrachtung und die gesamte Schwermetallfracht wird in das Endprodukt transferiert. Hinsichtlich der Schwermetallgehalte und dem Schadpotential wird folgende Reihung vorgenommen. Reinstes Endprodukt zuerst:

Thermphos®P₄>SESAL-Phos>PASCH>Ash Dec®/LEACHPHOS®>RecoPhos®>Mineraldünger>Asche unbehandelt

Die Kostenanalyse zeigt eine recht deutliche Klassifizierung der Verfahren (Tabelle 115). Zusammen mit dem Ash Dec® Verfahren schneiden die beiden industriellen Prozesse Thermphos® und die Düngemittelindustrie mit maximal 2 €/kg P und maximal 2,5 €/(EW*a) am besten ab. Anzumerken ist an dieser Stelle, dass bei den industriellen Verfahren keine Kapitalkosten berücksichtigt wurden. Auf ähnlichem Niveau hinsichtlich der produktspezifischen Kosten schneidet das RecoPhos® Verfahren ab. Für die nasschemischen Verfahren mit Extraktion liegen sowohl die einwohnerspezifischen Kosten, als auch die produktspezifischen Kosten um den Faktor 2–3 über den Kosten der industriellen Prozesse.

Tabelle 115: Zusammenfassung Kosten Rückgewinnungsverfahren

Verfahrensansatz	€/ (EW*a)	€/kg P
Thermochemisch (Ash Dec®)	1,5–2,5	<1,5
Thermoelektrisch (Thermphos®)	<1,5	2
nasschemisch Extraktion (PASCH, LEACHPHOS®; SESAL-Phos)	2,5–3,5	4,2–6
nasschemische Mischen (RecoPhos®)	6,5	2,5
Düngemittelindustrie	<1	1,2

Die volkswirtschaftliche Betrachtung zeigt, dass durch die Implementierung von Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammasche und der damit erforderlichen Verbrennung des Klärschlammes ohne Vermischung mit P-armen Asche (z.B. Monoverbrennung) eine deutliche Beeinflussung der Kosten zu erwarten ist. Für Verfahren mit Entfrachtung der Asche liegen die zusätzlichen Kosten im Bereich von 4–29 % im Vergleich zum Referenzsystem. Aufgrund des geringen Wertes der entfrachteten Asche werden die wahrscheinlichsten Kosten wohl im Bereich im oberen Bereich der ermittelten Spannweite liegen (+21–29 % Zusatzkosten bezogen auf das Referenzsystem). Allerdings liegt bis zu 100% des Phosphors anschließend immer noch in der Asche vor. Tendenziell liegen die Kosten für die nasschemischen Extraktionsverfahren mit etwa 20–44 % etwas höher. Aufgrund des möglichen Verkaufswertes des Endproduktes werden die zusätzlichen Kosten bei rund 25–30 % liegen. Damit kann rund 70–80 % des in der Asche enthaltenen Phosphors als ein Produkt rückgewonnen werden, dass in der Landwirtschaft eingesetzt werden kann. Im Falle des Einsatzes der Asche in der Industrie liegen die zusätzlichen Kosten bei rund 2–22 %. Allerdings kann hier ein Verkaufserlös ähnlich dem eines handelsüblichen Düngers bzw. Endproduktes angenommen werden, wodurch die zusätzlichen Kosten voraussichtlich bei maximal 5–10 % liegen werden. In einer ähnlichen Größenordnung liegen die Kosten für das RecoPhos® Verfahren mit rund 10 % höheren Kosten. Das Rückgewinnungspotential der drei letztgenannten Optionen liegt bei 95–100 % bezogen auf den Input in den Rückgewinnungsprozess.



Zusammenfassung der wesentlichen Kriterien

Die unterschiedlichen Technologien zur Rückgewinnung von P aus der Asche schneiden bei den verschiedenen Bewertungskriterien sehr unterschiedlich ab. Tabelle 116 stellt die wichtigsten Kriterien dar, anhand welcher jenes Verfahren ausgewählt werden kann, das die z.B. definierte Ziele wie z.B. maximale Rückgewinnungsquote oder maximale Schwermetallentfrachtung am ehesten erfüllt. Verschiedene Kriterien wie z.B. die ermittelten Gasemissionen (CO₂, SO₂, KEA) der Verfahren haben in Relation zu den Gesamtemissionen pro Einwohner kaum eine Relevanz und es wird Ihnen daher keine besondere Bedeutung beigemessen, es sei denn es handelt sich um extreme Ausreißer.

Tabelle 116: Zusammenfassende Darstellung der wesentlichen Bewertungskriterien Rückgewinnungsverfahren aus der Asche

Kriterien	Ash Dec®	LEACH-PHOS®	PASCH	Reco-Phos®	SESAL-Phos	Düngemittel Industrie	Therm-phos®
Komplexität Anlagentechnik	hoch	mäßig	mäßig	einfach	mäßig	einfach	hoch
Anforderung an Abwasserreinigung	nein	nein	nein	nein	Ja (Al-Fällung)	nein	Ja (Al-Fällung)
Rückgewinnungspotential bezogen auf Kläranlagenzulauf [%]	~85	~65	~70	~85	~60	~85	~80
SM-Entfrachtung	teilweise	teilweise	Fast vollständig	keine	Fast vollständig	keine	Fast vollständig
Abfallstoffe	ja	ja	ja	nein	ja	nein	ja
Verfahrenskosten [€/kg P]	~2	~5	~4-5	~2	~6	~1	~2
Zusätzliche Kosten zu Referenzsystem [%] ¹⁾	10-15	~30	~30	~15	~25	~10	~20
Zusätzliche Kosten zu Referenzsystem [in €/kg Prückg.] ²⁾	~4	~8	~7	~2	~8,5	~0,5	~2,5
Pflanzenverfügbarkeit/-Wirksamkeit	mäßig	gut	mäßig	sehr gut	mäßig	sehr gut	Keine Bewertung
Schwermetallbelastung in Relation zu Handelsdünger	besser	besser	signifikant besser	ähnlich	signifikant besser	ähnlich	signifikant besser

¹⁾11 €/EW*A; Erlöse unter der Annahme der derzeit am Markt erzielbaren Erlöse ²⁾ wahrscheinlichste Kosten

Trotz der nachgewiesenen Funktionsfähigkeit der gezielt für die P-Rückgewinnung entwickelten Ansätze, hat bisher mit Ausnahme des RecoPhos® Verfahrens keines der Verfahren den entscheidenden Sprung von der Pilotanlage in den geregelten großtechnischen Betrieb geschafft. Eine Abschätzung des zukünftigen großtechnischen Umsetzungspotentials ist jedoch äußerst schwierig und wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst.

Voraussetzung Verbrennung ohne Vermischung mit P-armer Asche

In Österreich gibt es mehrere thermische Behandlungsanlagen (WSO 1-3 und teilweise WSO 4 Fernwärme Wien, Biomassekraftwerk Heiligenkreuz, thermische Reststoffverwertung Niklasdorf, Reststoffverwertung Lenzing, RHKW Linz, ABRG Arnoldstein) die durch den Einsatz der Wirbelschichttechnologie für eine Verbrennung von Klärschlamm in Frage kommen. Klärschlamm wird derzeit mit Stand 2013 nur in den Wirbelschichtöfen 1–3 der Fernwärme quasi monoverbrannt. Gleichzeitig wird dort allerdings rund ¼ des österreichischen Klärschlammes (~65.000 t TS) thermisch behandelt. In den weiteren Anlagen wird der Klärschlamm derzeit als Teilfraktion mitverbrannt, wodurch es zu einer Verdünnung des Phosphors kommt und damit eine Rückgewinnung beträchtlich verteuert wird. Im Hinblick auf eine zukünftige Rückgewinnung von P aus der Asche müssen somit Strukturen geschaffen werden, die eine Verbrennung des

Klärschlammes ohne Vermischung mit P-armen Abfallfraktionen ermöglichen. Dies kann entweder durch die Nutzung und Umrüstung bestehender Anlagen oder durch den Neubau erfolgen.

Zentrale Rückgewinnungskonzepte

Werden in Zukunft neue Strategien zur Nutzung des abwasserbürtigen Phosphors aus dem Abwasser angedacht und liegt die Zielsetzung in einer größtmöglichen Rückgewinnung, besteht die Möglichkeit den Klärschlamm möglichst vieler Kläranlagen zentral und ohne Beimischung P-armer Abfallfraktionen zu verbrennen. Unter der Annahme, dass der Klärschlamm sämtlicher Anlagen >10.000 EW zentral verbrannt wird, das entspricht 260 der rund 1.840 Kläranlagen, könnte rund 90 % des jährlichen Phosphorpotentials des Klärschlammes genutzt werden. Wird die zu erfassende Kläranlagegröße auf Kläranlagen mit einer Belastung ab 2.000 EW ausgeweitet, kann rund 99 % des Phosphorpotentials im Klärschlamm ausgeschöpft werden. Allerdings müsste dann die Klärschlammbehandlung von 1/3 der Kläranlage (ca. 600 Anlagen) durch Monoverbrennungsanlage gedeckt werden.

Umstellung P-Fällung auf Kläranlagen

Das eingesetzte Fällmittel zur P-Elimination aus dem Abwasser kann ein Ausschlusskriterium für den Einsatz einzelner Technologien zur Rückgewinnung von Phosphor aus der Asche sein. So ist für die Nutzung der Asche im thermoelektrischen Prozess (Thermphos®), aber auch für den nasschemischen SESAL-Phos® Prozess eine eisenarme Asche erforderlich. Das wiederum erfordert eine flächendeckende Umstellung von einer Phosphorfällung mit Eisen auf eine Fällung mit Aluminium, allerdings mit den unerwünschten negativen Effekten wie z.B. schlechtere Schlammabsetzeigenschaften und Entwässerbarkeit, unerwünschte Schwefelsulfidbildung und höhere Fällmittel- sowie hohe Umstellkosten. Daraus kann der Schluss gezogen werden, dass für die Rückgewinnung des Phosphors mit einem dieser beiden Verfahren zum einen zusätzliche Monoverbrennungsanlage errichtet werden müssen und flächendeckend die P-Fällung auf Aluminium mit den dargestellten Nachteilen eingeführt werden muss.



5 Kriterien Technologieauswahl

Die Ergebnisse der einzelnen Bewertungskriterien der verschiedenen Rückgewinnungsverfahren zeigen eindrucksvoll, dass eine vergleichende Bewertung der Verfahren auf Basis eines finalen und endgültigen Indikators nicht möglich und darüber hinaus nicht zielführend ist. Vielmehr müssen die einzelnen Bewertungsparameter als Teile eines Gesamtbildes betrachtet werden, welche die verschiedenen Rückgewinnungsverfahren charakterisieren.

Das bedeutet, dass abhängig von der Fragestellungen und möglicher zukünftiger Szenarien hinsichtlich einer P-Rückgewinnung, mehrere Verfahren in die engere Auswahl kommen. Auf der Grundlage der zahlreichen erhobenen Bewertungskriterien und den vorgegebenen vorhandenen Strukturen der österreichischen Siedlungswasserwirtschaft werden Ziele und Kriterien formuliert, deren Ergebnis eine Gruppierung und folglich eine unverbindliche Empfehlung der zukünftig potentiellen Rückgewinnungsverfahren hervorbringt. Definiert werden eine Prioritätengruppe und eine Beobachtungsgruppe. Die Prioritätengruppe umfasst jene technologischen Ansätze, die nach Anwendung der Auswahlkriterien für ein zukünftiges Phosphorrecycling am ehesten in Betracht gezogen/weiterverfolgt werden sollten. In der Beobachtungsgruppe werden jene Verfahren aufgelistet, deren Einsatz aufgrund der Bewertung ebenfalls möglich ist, jedoch einzelne Punkte für eine Reihung in der Prioritätengruppe hinderlich sind. Verfahren mit überwiegend negativer Bewertung werden keiner Gruppe zugeordnet. Die Gründe für die Nichtberücksichtigung werden jedoch aufgeführt. Gleichzeitig wurden für die Bewertung bewusst technologische Ansätze ausgewählt, die zum einen bereits im Halb-, Pilot- oder großtechnischen umgesetzt wurden und zum anderen das Potential für solch eine Umsetzung besitzen. Im Umkehrschluss scheidet damit bereits durch dieses Auswahlkriterium zahlreiche der möglichen Ansätze zur Rückgewinnung von Phosphor aus. In den meisten Fällen ist die Technologie einfach ungeeignet den Phosphor aus den verschiedenen Stoffströmen einer Kläranlage rückzugewinnen. Diese Verfahren werden der Vollständigkeit halber in Kapitel 5.7.4 ebenfalls angeführt. Es ist aber durchaus möglich, dass in Zukunft durch die Verbesserung von Verfahrenskonzepten und Neuentwicklungen auch andere Verfahren zu einer Einsatzreife kommen können. So konnten auch nicht alle existierenden Verfahren in den Vergleich einbezogen werden. Die hier entwickelte Methodik stellt jedoch eine gute Grundlage dar, auch weitere Verfahren vergleichend bewerten zu können, wenn die entsprechenden Daten vorliegen.

Die Reihung der Auswahlkriterien ist wie folgt:

1. Rückgewinnungspotential der Technologie bezogen auf Kläranlagenzulauf
2. Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext
3. Kosten (sowohl Verfahrenskosten, als auch Kosten über die gesamte Prozesskette)
4. Entfrachtungsleistung: Für die Vergleichbarkeit der Verfahren aus dem Klärschlamm bzw. Klärschlammasche
5. Charakteristik des Endproduktes
 - a. Verunreinigung
 - b. Düngewirksamkeit
6. Gasförmige Emissionen und kumulierter Energieaufwand

5.1 Rückgewinnungspotential

Im Hinblick auf eine größtmögliche Nutzung des abwasserbürtigen P-Potentiales und damit eine signifikante Substitution der derzeitigen P-Importen wird eine Mindest-Rückgewinnungsquote bezogen auf den Kläranlagenzulauf von 50–60 % als wichtigstes Kriterium für den Einsatz einer Technologie definiert (Abbildung 161).

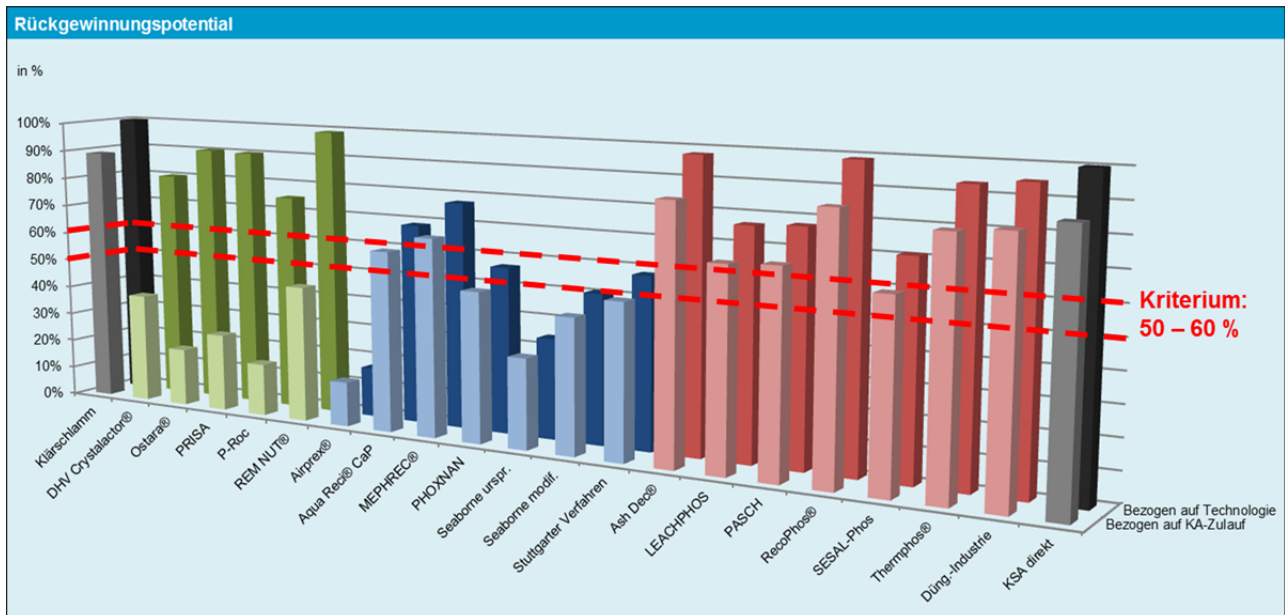


Abbildung 161: Zusammenfassung und Auswahlkriterium Rückgewinnungspotential

Dieses Kriterium wird von keinem der Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammmwasser bzw. Ablauf erfüllt. Aufgrund des einfachen und häufig erprobten Betriebes eignen sich Kristallisations- oder einfache Fällungsreaktoren (DHV Crystalactor®, Ostara®, P-RoC und PRISA) hervorragend zur gezielten Entfernung des gelösten Phosphors im Schlammmasser und damit zur Vermeidung möglicher Inkrustation in Rohren und Pumpen und Rückbelastung von Nährstoffen. Damit sollten diese Verfahren im Hinblick auf eine Verbesserung der Betriebsführung auf einer Kläranlage durchaus in Betracht gezogen werden und werden bei der finalen Gruppierung der BioP-Gruppe zugeordnet (Kapitel 5.7.3).

Die geforderten hohen Rückgewinnungsquoten werden von allen Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammmasche erfüllt. Bei den Verfahren aus dem Faul- bzw. Klärschlamm wird dieses Kriterium von den nassoxidativen Verfahren Aqua Reci®, dem MEPHREC Verfahren, und mit Vorbehalt, von den beiden nasschemischen Verfahren Seaborne® modifiziert und Stuttgarter Verfahren erfüllt. Der Vorbehalt für die beiden nasschemischen Verfahren ist auf die veränderten Betriebsparameter, in erster Linie durch Veränderung des pH-Wert bei der P-Rücklösung zurückzuführen. Aktuellste Untersuchungen zeigen, dass die Ansäuerung nicht wie ursprünglich bei der Bewertung der Verfahren angenommen bei einem pH-Wert von 2–3 erfolgt, sondern teilweise nur mehr ein pH von 4 angepeilt wird. Die P-Rücklösung nimmt dabei signifikant ab, womit gleichzeitig das Rückgewinnungspotential dieser Technologien deutlich reduziert wird. Definitiv nicht erfüllt wird diese Quote vom ursprünglichen Seaborne Verfahren als auch vom AirPrex® Verfahren. Allerdings ergeben sich beim AirPrex® Verfahren kläranlagenspezifische Vorteile wie



Vermeidung von Inkrustationen und vor allem die Verbesserung der Entwässerbarkeit des Klärschlammes bei BioP Anlagen, wodurch der Einsatz dieses Verfahrens sinnvoll sein kann.

Zusammenfassend werden die Ergebnisse der Phosphor-Stoffflussanalysen und damit die rückgewinnbare P-Fracht der Verfahren unter der Annahme der Referenzkläranlagen mit einer P-Inputfracht von 65.700 kg P pro Jahr dargestellt.

Tabelle 117: Zusammenfassung der Ergebnisse der Stoffflussanalysen P-Rückgewinnungspotential alle Verfahren (gerundet) bezogen auf P-Input Referenzkläranlage

Schlammwasser	[kg/a]	Faul- bzw. Klärschlamm	[kg/a]	Klärschlammasche	[kg/a]
DHV Crystalactor®	24.900	AirPrex®	10.000	Ash Dec®	56.200
Ostara®	13.100	Aqua Reci® CaP	40.800	LEACHPHOS®	44.000
PRISA	17.600	MEPHREC®	44.300	PASCH	44.500
P-RoC	11.800	Seaborne uspr.	20.200	RecoPhos®	56.700
REM-NUT®	30.700	Seaborne modif	30.000	SESAL-Phos	40.700
		Stuttgarter Verfahren	34.400	Düngemittelindustrie	54.500
				Thermphos®	53.600

5.2 Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext

Neben den erhobenen Bewertungskriterien hat die bestehende Struktur der nationalen Siedlungswasserwirtschaft einen wesentlichen Einfluss im Hinblick auf eine zukünftige Umsetzung der Rückgewinnungsverfahren. Erst aus der Kombination dieser beiden Punkte kann das tatsächliche Potential einer Rückgewinnungstechnologie abgeschätzt werden. Wichtig ist dabei die Größenverteilung der Kläranlagen und deren Anteil an der tatsächlichen österreichischen Gesamtbelastung (nicht theoretische Anlagenkapazität) (Tabelle 118; BMLFUW, 2012; EMREG, 2010). Bemerkenswert ist, dass in den 30 Kläranlagen mit einer Belastung von >100.000 EW über 56 % des anfallenden Abwassers behandelt und damit auf 56 % des abwasserbürtigen P-Potentials zugegriffen werden kann (0,56 kg/E*a). Wird eine variable Gruppierung vorgenommen, kann in den nur 10 Kläranlagen mit einer Belastung >150.000 EW auf rund 42 % des abwasserbürtigen P-Potentials zugegriffen werden. Die P-Fracht im kommunalen Abwasser kann vereinfacht mit rund 1 kg P pro Einwohner und Jahr angenommen werden (Verweis P-Bilanz Österreich). Die Reinigungsleistung der Kläranlagen für die Darstellung des P-Potentials im Klärschlamm wird mit 85 % angenommen.

Tabelle 118: Gruppierung der Ausbaugrößen der kommunalen österreichischen Kläranlagen und Anteil an der tatsächlichen Belastung

Ausbaugröße	Anzahl	Anteil an tatsächlicher Belastung [%]	P-Potential Abwasser [kg/E*a]	P-Potential Klärschlamm [kg/E*a]
>50–2.000	1.206	2,4	0,02	0,02
2.001–10.000	371	8,2	0,08	0,07
10.001–50.001	200	23,8	0,24	0,20
50.001–100.000	31	9,8	0,10	0,08
>100.000	30	55,9	0,56	0,48
Gesamt	1.838*	13.085.500 EW	1 kg/E*a	~0,85 kg/E*a

*im Lagebericht 2012 (BMLFUW, 2012) sind 1.841 Kläranlagen angeführt, wobei 3 industrielle Kläranlagen mitberücksichtigt sind. Diese sind in dieser Tabelle nicht enthalten.

Auf Basis der Strukturdaten der österreichischen Siedlungswasserwirtschaft und den Erkenntnissen des Rückgewinnungspotentials der unterschiedlichen Technologien wird eine Abschätzung des theoretischen P-Rückgewinnungspotentials im nationalen Kontext dargestellt. Dabei sollte jedoch nicht ausser acht gelassen werden, dass z.B. durch die direkte landwirtschaftliche Klärschlammverwertung das größte P-Potential im Abwasser, nämlich ~85 % oder 0,85 kg/E*a ausgenutzt werden kann. In den folgenden Darstellungen wird angenommen, dass eine Verfahrensgruppe flächendeckend eingesetzt wird.

Verfahren Schlammwasser

Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser müssen zentral auf den jeweiligen Kläranlagen installiert werden. Wie die ökonomische Bewertung gezeigt hat, sind Kläranlagen mit mindestens einer Belastung von 100.000 EW erforderlich, dass ein wirtschaftlicher Einsatz unter idealen Voraussetzungen möglich sein kann. Unter der Annahme, dass auf jeder Kläranlage >100.000 EW ein Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser installiert wird, kann auf eine mögliche P-Fracht von rund 0,56 kg P/E*a zugegriffen werden. Unter der Annahme des Rückgewinnungspotentials der Verfahren bezogen auf den Zulauf von 15–maximal 40 % könnten effektiv im Mittel rund 16 % des gesamten österreichischen abwasserbürtigen Phosphorpotentials oder 0,16 P/E*a rückgewonnen werden, selbst wenn



das gesamte Potential dieser Verfahrensgruppe genutzt werden würde. Basierend auf den aktuellsten Zahlen (Bezugsjahr 2011/12, Grüner Bericht 2013) zum jährlichen P-Einsatz in Form von Mineraldünger in der Landwirtschaft (1,4 kg P/E*a) liegt das Substitutionspotential dann bei 11 %.

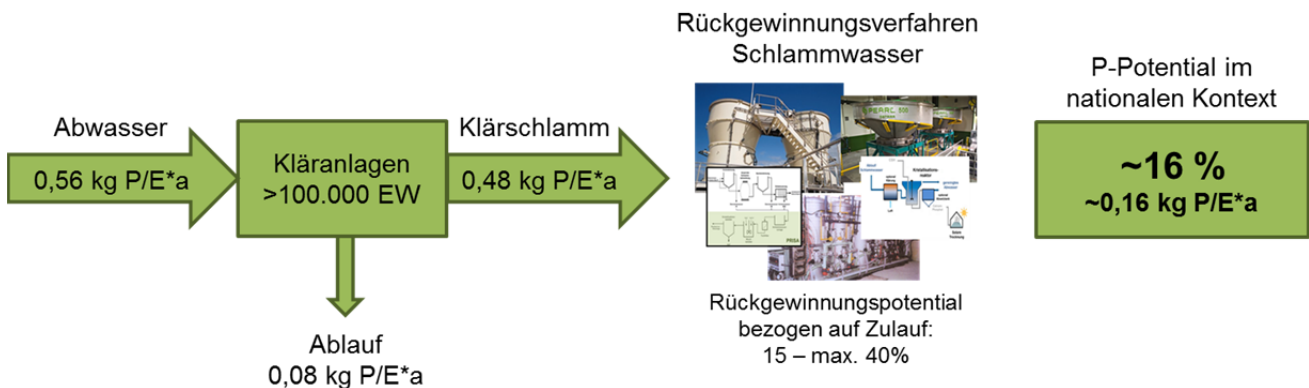


Abbildung 162: Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext mit Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser

Verfahren Faul- bzw. Klärschlamm

Wie bereits bei den Verfahren aus dem Schlammwasser handelt es sich bei den nasschemischen und nassoxidativen Rückgewinnungsverfahren um Technologien die ebenfalls direkt auf einer Kläranlage (dezentral) errichtet werden müssen. Grund dafür ist, dass Klärschlamm abhängig von Eindickung und/oder Entwässerung einen Wassergehalt von 90–97 % aufweist. Ein Transport über längere Distanzen zu zentralen Rückgewinnungsanlagen ist damit eher unwirtschaftlich. Die nasschemischen Verfahren setzen direkt im nicht eingedickten Faulschlamm (~ 97% Wasseranteil) an, da ansonsten eine Durchmischung des Schlammes mit der Säure sowie die Herstellung eines Zentrats/Filtrat mit dem gelösten Phosphoranteil kaum möglich ist. Auch bei den nassoxidativen Verfahren werden Schlämme eingesetzt, deren Wassergehalt bei rund 90 % liegt und damit ein Transport zu zentralen Rückgewinnungsanlagen mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht sinnvoll und wirtschaftlich erscheint. Besonders im Falle der nassoxidativen Verfahren werden komplexe Reaktoren eingesetzt, die eine gewisse Mindestgröße besitzen, womit nur Kläranlagen ab einer Größenordnung >100.000 EW in Frage kommen.

Je nach Verfahrensansatz können bezogen auf die P-Fracht im Abwasser rund 27 % (nasschemische Verfahren) bzw. rund 34 % (Nassoxidation, metallurgisches Verfahren) rückgewonnen werden. Basierend auf den aktuellsten Zahlen (Bezugsjahr 2011/12, Grüner Bericht 2013) zum jährlichen Mineraldüngereinsatz in der Landwirtschaft (1,4 kg P/E*a) liegt das Substitutionspotential bei bis zu 24 %.

Anzumerken ist, dass das MEPHREC® Verfahren theoretische auch zur Rückgewinnung von P aus der Klärschlammmasche und damit auch zentral eingesetzt werden kann. Das MEPHREC® Verfahren weist ein ähnliches Rückgewinnungspotential wie die nasschemischen Verfahren aus der Asche auf. Damit ist mit dem metallurgischen Verfahren ein Rückgewinnungspotential in der Größenordnung der nasschemischen Extraktionsverfahren aus der Asche möglich (~50–60 %).

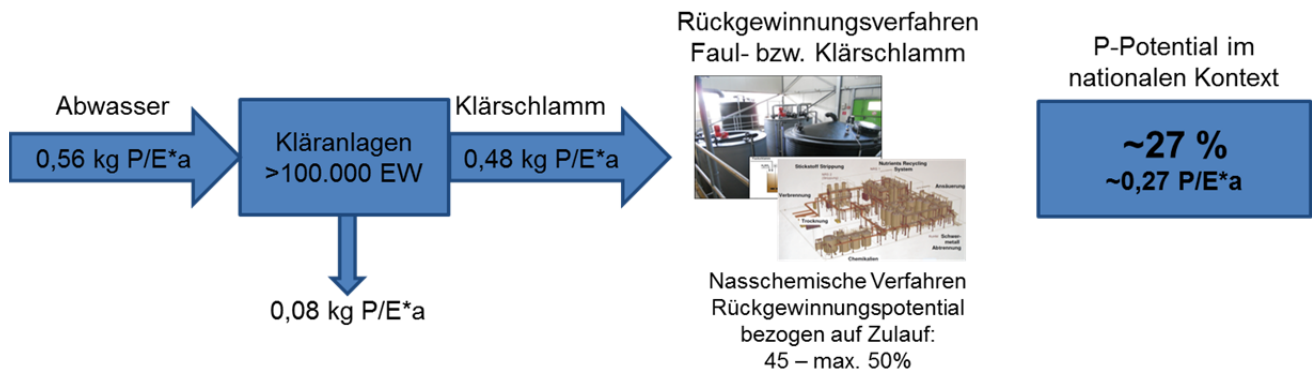


Abbildung 163: Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext mit nasschemischen Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm

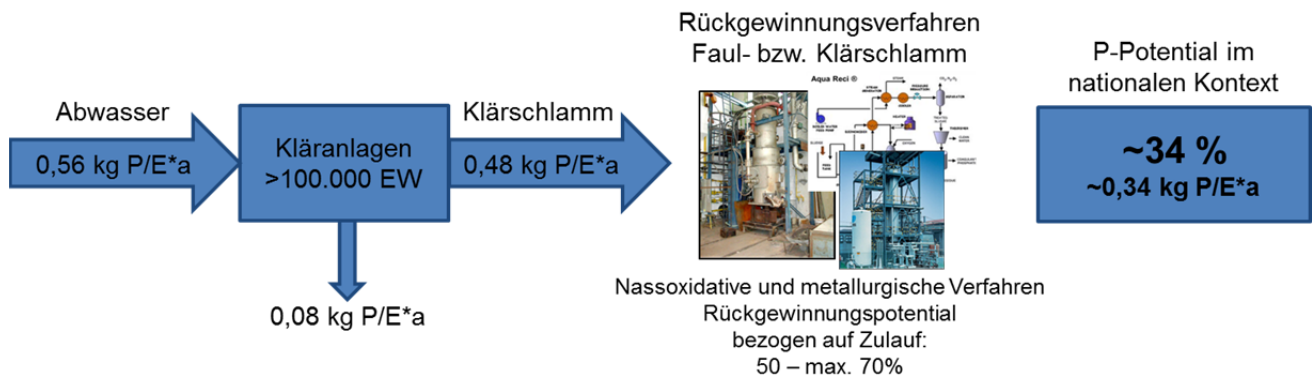


Abbildung 164: Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext mit nassoxidativen und metallurgischen Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm

Verfahren Klärschlammasche

Im Vergleich zu den anderen Stoffströmen ist bei der Rückgewinnung aus der Asche ein zentraler Ansatz möglich bzw. sogar Voraussetzung. Das bedeutet, dass theoretisch der gesamte österreichweit anfallende Klärschlamm an zentralen Standorten thermisch behandelt werden kann. Die inerte Asche kann dann entweder direkt vor Ort durch integrierte Rückgewinnungsverfahren bei den Verbrennungsanlagen behandelt oder über weite Distanzen transportiert werden. Für diese Berechnung wird angenommen, dass der gesamte Klärschlamm von Kläranlagen >2.000 EW zentral thermische behandelt wird. An dieser Stelle wird angemerkt, dass der Klärschlamm von kleineren Kläranlagen häufig landwirtschaftlich verwertet wird bzw. werden kann (=100 %iges Recycling des im Klärschlamm enthaltenen P) und damit ein Konflikt bzw. eine Einschränkung für die thermische Behandlung möglich sein kann. In den Kläranlagen >2.000 EW wird 96 % des Abwassers behandelt. Abhängig von den anschließend eingesetzten Verfahren kann mit den nasschemischen Verfahren rund 63 % bzw. mit den weiteren Verfahren wie elektrochemisch, elektrothermisch und nasschemisch Mischen rund 81 % des abwasserbürtigen Phosphors rückgewonnen werden (Abbildung 165; Abbildung 166). Basierend auf den aktuellsten Zahlen (Bezugsjahr 2011/12, Grüner Bericht, 2013) zum jährlichen P-Einsatz in der Landwirtschaft (1,4 kg P/E*a) liegt das Substitutionspotential bei ca. 45 bzw. 58 %.

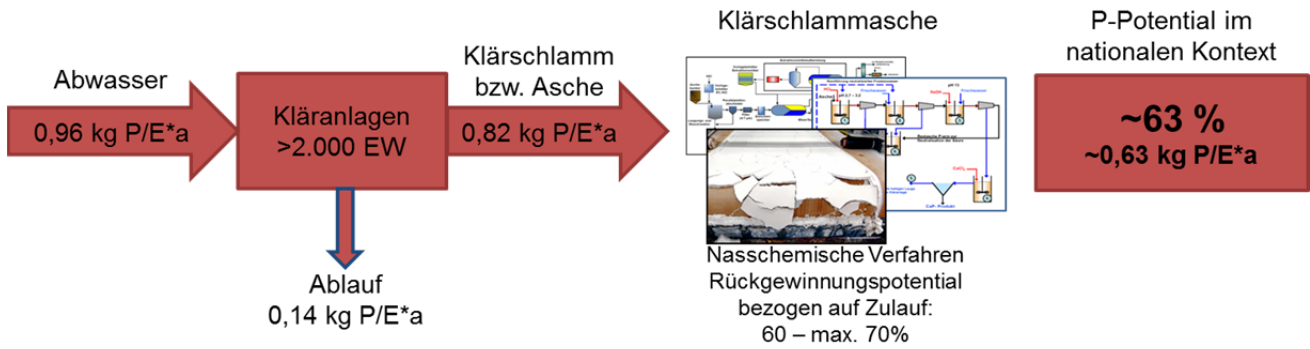


Abbildung 165: Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext mit nasschemischen Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammmasche

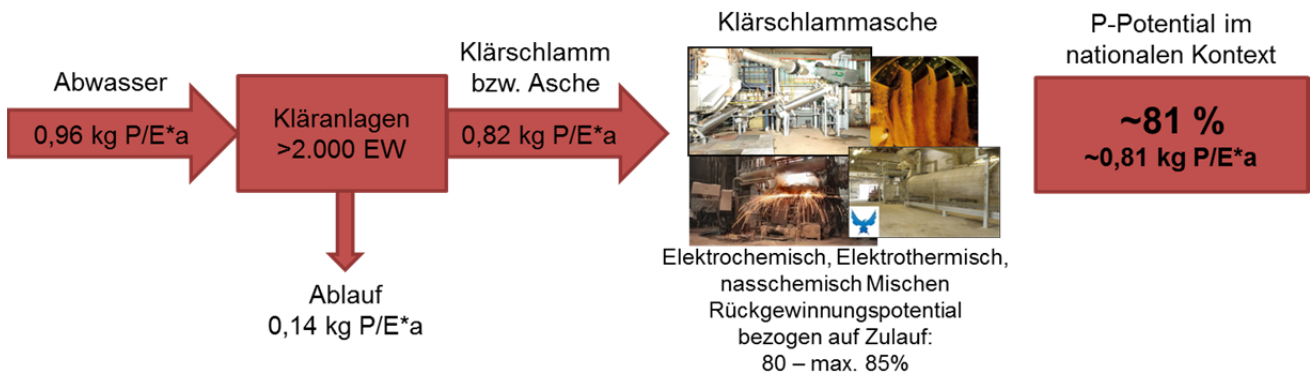


Abbildung 166: Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext mit elektrochemischen und- thermischen sowie nasschemischen Mischverfahren aus der Klärschlammmasche

5.3 Kosten

Neben dem möglichen Rückgewinnungspotential werden die Kosten ein ausschlaggebendes Kriterium für eine zukünftige Umsetzung sein. Die Festlegung eines fixen Auswahlkriteriums wie bei der Rückgewinnungsquote ist nicht möglich, da bei den Kosten für die Rückgewinnungsverfahren viele Faktoren mit teils hohen Unsicherheiten in die Kostenkalkulation einfließen. Dazu zählen:

- Unsicherheit bei den Daten für Investitionskosten
- Veränderliche Kosten bei unterschiedlicher Ausbaugröße
- Einsparungen auf Kläranlagen aufgrund verbesserter Prozessführung
- Variable Kosten für Rohstoffe
- Variable Erlöse aus dem Verkauf des Endproduktes
- Sonstiges Erlöse z.B. Energie
- Variable Preise für P am Weltmarkt
- Veränderte Marktsituation. z.B. Asche bekommt einen Wert wenn die Nachfrage nach dieser P-reichen Ressource steigt. Bisher mussten Kosten für die Entsorgung berücksichtigt werden.

Aus diesen Gründen wird kein finales Kostenkriterium festgelegt. Vielmehr werden die einwohner- und produktspezifischen Verfahrenskosten ohne und mit möglichen Einsparungen und Erlösen, sowie die einwohner- und produktspezifischen Kosten über die gesamte Prozesskette betrachtet. Anhand dieser Kostenaufstellung wird ersichtlich, welche Verfahren sowohl im Betrieb als auch über die gesamte Prozesskette am besten abschneiden. Als Orientierungswerte werden die derzeitigen Marktpreise von 2,5 € für 1 kg P und einwohnerspezifische Kosten für die Abwasserreinigung ohne Klärschlamm Entsorgung von rund 6 €/(EW*a) festgelegt. Für die Verfahren aus dem Schlammwasser und Faul- bzw. Klärschlamm wird in erster Linie eine Umsetzung auf einer 100.000 EW Anlage angenommen. Für Verfahren zur Rückgewinnung aus der Asche wird ein jährlicher Durchsatz von 30.000 t, das entspricht rund 3,5 Mio. EW, angenommen.

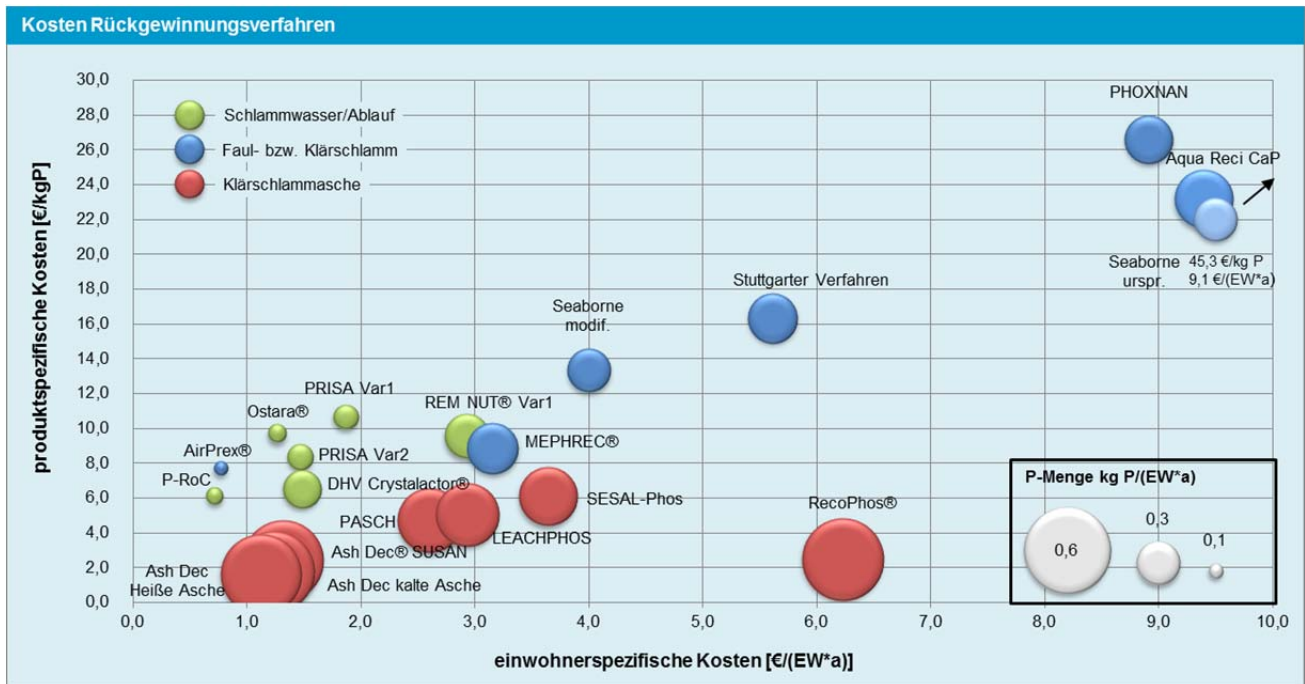


Abbildung 167: Zusammenfassung Verfahrenskosten aller Rückgewinnungsverfahren

Abbildung 167 verdeutlicht, dass die reinen Verfahrenskosten für die Verfahren aus dem Schlammwasser bei mind. 6–11 €/kg P liegen. Die Kosten für Verfahren zur Rückgewinnung aus dem Klärschlamm liegen bei mind. 8 €/kg P in vielen Fällen allerdings deutlich darüber. Das entspricht mindestens den dreifachen Kosten im Vergleich zu einem handelsüblichen Dünger. Allerdings kann mit den nassoxidativen Verfahren das Energiepotential des Klärschlammes in Wärme umgewandelt werden, welches bei vorhandenen Abnehmern auch genutzt werden kann. Wird der vollständige Wärmeertrag als Gutschrift berücksichtigt, schneidet das PHOXNAN Verfahren mit Kosten von rund 9 €/kg P besser und das Aqua Reci® Verfahren mit Kosten deutlich unter den 5 €/kg P ab. Gleiches Bild beim MEPHREC®-Verfahren, bei welchem durch die Nutzung (Verstromung) des entstehenden Synthesegases eine Einnahmequelle entsteht, die sogar einen kostenneutralen bzw. gewinnbringenden Betrieb ermöglichen. Im Vergleich dazu sind bei den nasschemischen Verfahren keine signifikanten Kostenreduktionen möglich, womit die Kosten auch unter der Annahme maximaler Einsparungen und Erlöse und einer Umsetzung auf einer deutlich größeren Kläranlage mit einer Belastung von 500.000 EW immer noch über dem dreifachen der marktüblichen Preise liegt (Abbildung 116). Die Verfahrenskosten für Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammasche liegen im Bereich von 1–6 €/kg P. Die einwohnerspezifischen Kosten schwanken im Bereich von 1–3,5 €/(EW*a). Ein Sonderfall hinsichtlich der Kosten ist das RecoPhos® Verfahren. Aufgrund des hohen Phosphorsäureeinsatzes ist das Verfahren sehr teuer (>6 €/(EW*a)). Durch die P-Säurezugabe wird die P-Fracht in der Asche signifikant erhöht, welche bei der Berechnung der produktspezifischen Kosten wiederum berücksichtigt wird (~2 €/kg P).

Bekannt ist bereits, dass Rückgewinnungsverfahren nicht nur Einfluss auf z.B. auf Abwasserreinigungsprozesse haben können, sondern auch weiterführende Prozesse beeinflussen. Zum Beispielhaft wird an dieser Stelle die Rückgewinnung aus der Klärschlammasche genannt bei der eine teurere Monoverbrennung statt einer Mitverbrennung benötigt wird. Oder es kann z.B. mit einem Verfahren der Klärschlamm soweit inertisiert werden, dass eine direkte Ablagerung möglich ist, wodurch eine

weiterführende Behandlung des Klärschlammes wie z.B. eine Verbrennung entfällt. Durch Berücksichtigung dieser Faktoren in der gesamten Prozesskette können diese Effekte monetär dargestellt werden.

In Abbildung 168 und **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** werden die absoluten und relativen Abweichungen der zusätzlichen Kosten oder möglicher Erlöse in Relation zu definierten Referenzsystem bezogen auf den Einwohnerwert dargestellt. Auf Basis dieser Ergebnisse werden in Abbildung 169 durch die Berücksichtigung des möglichen P-Rückgewinnungspotentials der Verfahren die zusätzlichen Kosten oder möglichen Erlöse pro kg P ermittelt. Annahme der Belastung: 100.000 EW für Verfahren aus dem Schlammwasser und Klärschlamm bzw. 30.000 t Asche für die Verfahren aus der Klärschlammasche. Erlöse und Einsparungen werden mit Ausnahme der Aschenannahme berücksichtigt. Eine Zusammenfassung der Annahmen ist in Tabelle 119 dargestellt.

Tabelle 119: Zusammenfassung der Annahmen zur Kostenberechnung über die gesamte Prozesskette Variante 1

	Ausbaugröße	Berechnungsgrundlage
Schlammwasser maximal	100.000 EW	Verfahrenskosten
Schlammwasser minimal	100.000 EW	Erlöse Endprodukt (monetärer Wert), Fällmitteleinsparungen, verringerter Schlammanfall
Faul- und Klärschlamm maximal	100.000 EW	Verfahrenskosten
Faul- und Klärschlamm minimal	100.000 EW	Erlöse Endprodukt (monetärer Wert), Einsparungen weitergehende Schlammbehandlung, Gas- und Energieerträge
Asche maximal	30.000 t Asche (3,5 Mio. EW)	Verfahrenskosten
Asche minimal	30.000 t Asche (3,5 Mio. EW)	Erlöse Endprodukt (monetärer Wert), Einsparungen z.B. Al-Fällmittel

Durch den Einsatz eines der Verfahren aus dem Schlammwasser (Ostara®, Prisa, P-RoC und REM-NUT Var1) auf einer Kläranlage mit 100.000 EW sind zusätzliche mittlere einwohnerspezifische Kosten von rund 0,4–1,4 € zu erwarten. Das entspricht einer Veränderung von rund 3–13 % gegenüber dem Referenzsystem. Bezogen auf das Rückgewinnungspotential der Technologien liegen die zusätzlichen Kosten bei 3–8 €/kg P. Auf ähnlichem Niveau liegt auch das AirPrex® Verfahren, zur Rückgewinnung des gelösten P direkt aus dem Faulschlamm. Signifikant höhere zusätzliche Kosten sind für den DHV Crystalactor und des REM-NUT® Var2 Verfahren zu erwarten. Die zusätzlichen Kosten liegen im Falle einer Umsetzung dieses beiden Verfahren im Bereich von 20 bzw. 27 €/kg P.

Sehr unterschiedliche Ergebnisse werden für die Verfahren zur Rückgewinnung von P aus dem Faul- bzw. Klärschlamm ermittelt. Aufgrund der hohen Unsicherheit im Hinblick auf die tatsächliche Nutzung der Abwärme aus den beiden nassoxidativen Verfahren Aqua Reci® und PHOXNAN und der Unsicherheiten der tatsächlich gewinnbaren Synthesegasmenge beim MEPHREC® Verfahren werden für diese Verfahren stark schwankende Kosten oder sogar Erlöse ermittelt. Eine verlässliche Interpretation ist für diese Verfahren daher nicht möglich. Im Vergleich dazu können die Kosten für die nasschemischen Verfahren gut abgebildet werden. Je nach Verfahrensansatz, ob gezielte SM-Abtrennung den Einsatz von Sulfiden (Seaborne) oder Komplexierung (Stuttgarter Verfahren) liegen die zusätzlichen einwohnerspezifischen Kosten im Bereich von 3–4,5 € pro Jahr. Das entspricht zusätzlichen Kosten im Vergleich zur Referenz von rund 30–40 % und Kosten von 10–13 € pro kg P. Im optimalen Fall (maximale Erlöse aus dem Verkauf des



Endproduktes) kann 1 kg P zu einem Preis von rund 8 € produziert werden (Seaborne modifiziert). Das liegt noch immer um den Faktor 3 über dem derzeitigen Marktpreis von einem kg P.

Abhängig von Verfahrensansatz bei den Rückgewinnungsverfahren aus der Asche liegen die zusätzlichen einwohnerspezifischen Kosten bei den thermochemischen Verfahren bei +13–20 %, bei den nasschemischen Extraktionsverfahren bei rund 30 %, beim nasschemischen Mischverfahren RecoPhos® bei +15 % und im Falle eines Einsatzes der Asche in bestehenden industriellen Prozessen bei 10–15 %. An dieser Stelle wird angemerkt, dass ein nicht unwesentlicher Anteil der zusätzlichen Kosten auf die notwendige Monoverbrennung entfällt. Bezogen auf ein Kilogramm rückgewonnen Phosphor liegen die Kosten beim Ash Dec® und RecoPho® Verfahren sowie den industriellen Prozessen wie Düngemittelherstellung und elektrothermische P₄ Erzeugung im Bereich von 2–3 €. Das entspricht in etwa den Kosten des Marktpreises von 2,5 €/kg P. Aufgrund des hohen Verkaufswertes der Endprodukte der Düngemittelindustrie, RecoPhos® und Thermphos® werden sich die Kosten im unteren Bereich der Unsicherheit einordnen, während beim Ash Dec® Verfahren durch den geringen Wert der entfrachteten Asche die Kosten im oberen Bereich der Unsicherheit liegen. Mit den nasschemischen Verfahren kostet die Rückgewinnung von 1 kg P rund 7–9 €. Damit liegen die produktspezifischen Kosten auf dem Niveau des nasschemischen Seaborne Verfahren. Allerdings liegt das tatsächliche Rückgewinnungspotential mit den nasschemischen Verfahren aus der Asche deutlich höher.

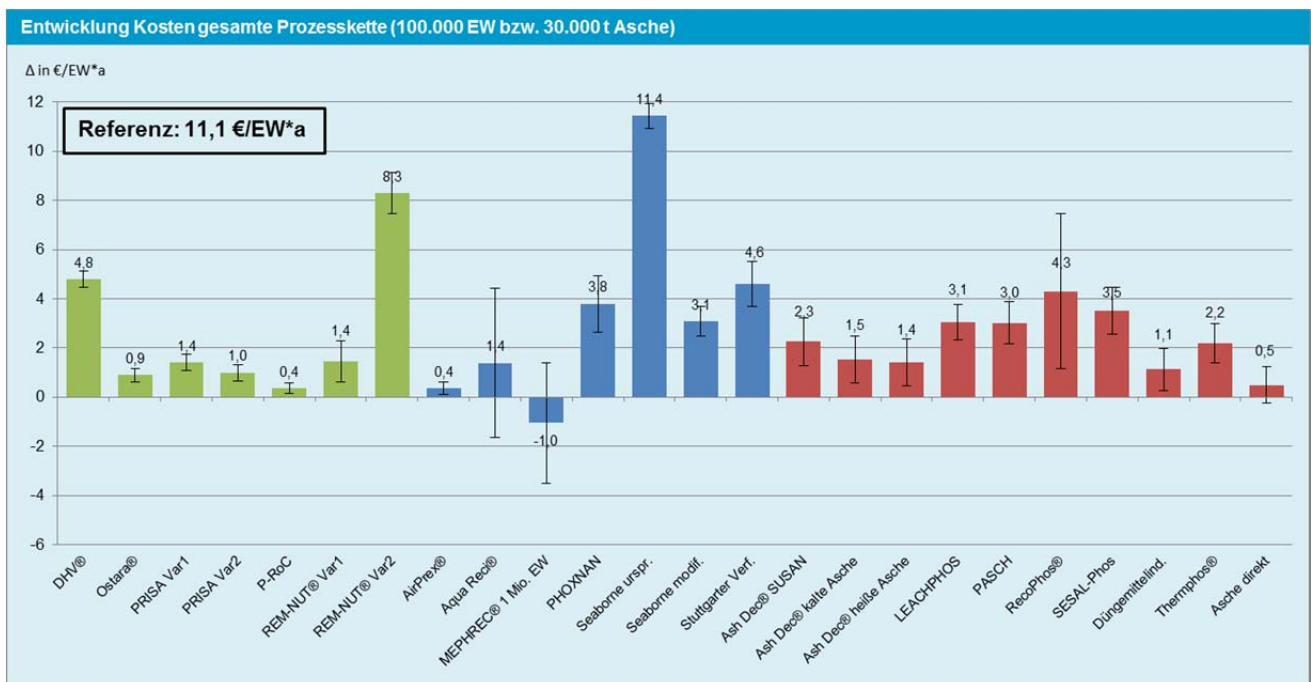


Abbildung 168: Zusammenfassung Abweichung der einwohnerspezifischen Kosten gegenüber Referenzsystem

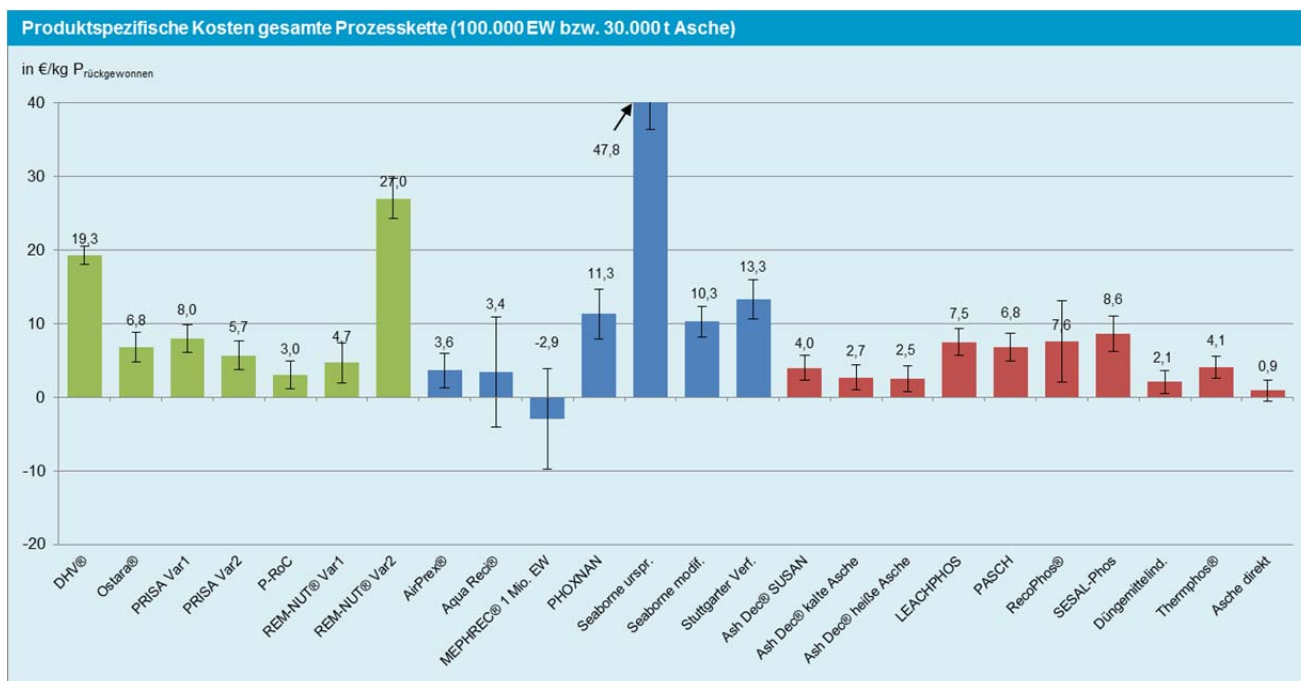


Abbildung 169: Zusammenfassung Kosten für die Rückgewinnung von 1 kg P bei Berücksichtigung der gesamten Prozesskette

Zusätzlich werden in den nachfolgenden Abbildungen die zusätzlichen Kosten im Falle einer Umsetzung der Verfahren aus dem Schlammwasser und dem Klärschlamm auf Kläranlagen mit größerer Belastung (bis max. 500.000 EW) und den maximal möglichen Erlösen und Einsparungen berücksichtigt. Für die Verfahren aus der Klärschlammasche bleibt der angenommene Aschedurchsatz gleich, wobei zusätzlichen zu den bereits berücksichtigten Einsparungen auch die Erlöse aus der Ascheannahme in die Kostenrechnung aufgenommen werden. Eine Zusammenfassung der Annahmen wird der folgenden Tabelle 120 dargestellt.

Tabelle 120: Zusammenfassung der Annahmen zur Kostenberechnung über die gesamte Prozesskette Variante 2

	Ausbaugröße	Berechnungsgrundlage
Schlammwasser maximal	100.000 EW	Verfahrenskosten
Schlammwasser minimal	500.000 EW	Erlöse Endprodukt (monetärer Wert), Fällmitteleinsparungen, verringerter Schlammanfall
Faul- und Klärschlamm maximal	100.000 EW	Verfahrenskosten
Faul- und Klärschlamm minimal	500.000 EW	Erlöse Endprodukt (monetärer Wert), Einsparungen weitergehende Schlammbehandlung, Gas- und Energieerträge
Asche maximal	30.000 t Asche (3,5 Mio. EW)	Verfahrenskosten
Asche minimal	30.000 t Asche (3,5 Mio. EW)	Erlöse Endprodukt (monetärer Wert), Einsparungen z.B. Al-Fällmittel Ascheannahme

Die Berechnung verdeutlichen, dass im Falle einer Implementierung der Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser auf einer 500.000 EW Anlage und der möglichen Einsparungen und Erlöse zusätzliche Kosten von rund 1 €/(EW*a) zu erwarten sind (Ostara®, PRISA, P-RoC). Unter der Voraussetzung von Endprodukterlösen die im Bereich des montären Wertes liegen, ist mit diesen und dem AirPrex® Verfahren ein kostenneutraler Betrieb möglich. Nur eine geringe Reduktion der zusätzlichen Kosten ist für die



nasschemischen Rückgewinnungsverfahren aus dem Faul- bzw. Klärschlamm zu erwarten. Grund dafür sind die geringen Kapitalkosten und damit das geringe Einsparungspotential im Falle einer Umsetzung auf Kläranlagen mit größerer Belastung. Wie bereits bei der vorangegangenen Kostenberechnung ist eine belastbare Aussage zu den nassoxidativen und metallurgischen Verfahren aufgrund der sehr großen Schwankungen infolge hoher Unsicherheiten verschiedener Parameter nicht möglich. Im Falle der Ascheverfahren kann gezeigt werden, dass der Einfluss der möglichen Erlöse bei der Ascheannahme mit 0,4–0,5 €/kg P eher moderat ausfällt. Abhängig von den Verfahrenskosten ist eine zusätzliche Reduktion der Gesamtkosten von 5–15 % möglich.

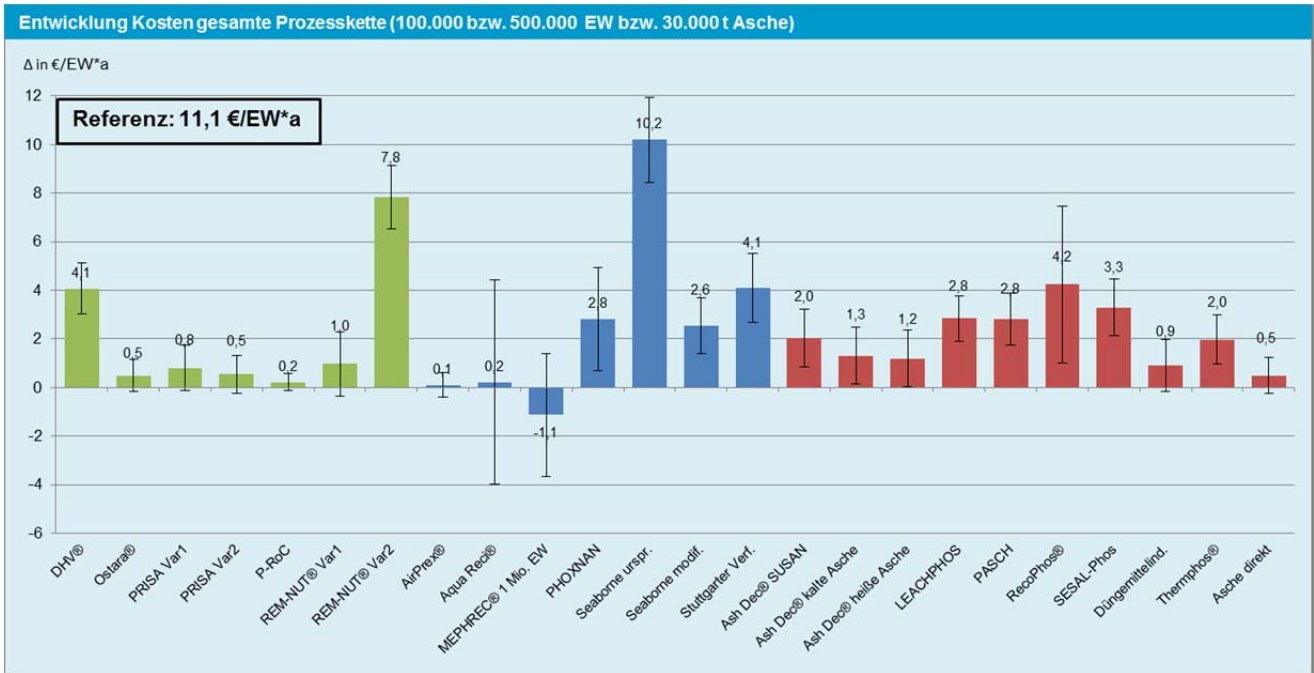


Abbildung 170: Zusammenfassung Abweichung der einwohnerspezifischen Kosten gegenüber Referenzsystem (maximale Einsparungen und Erlöse)

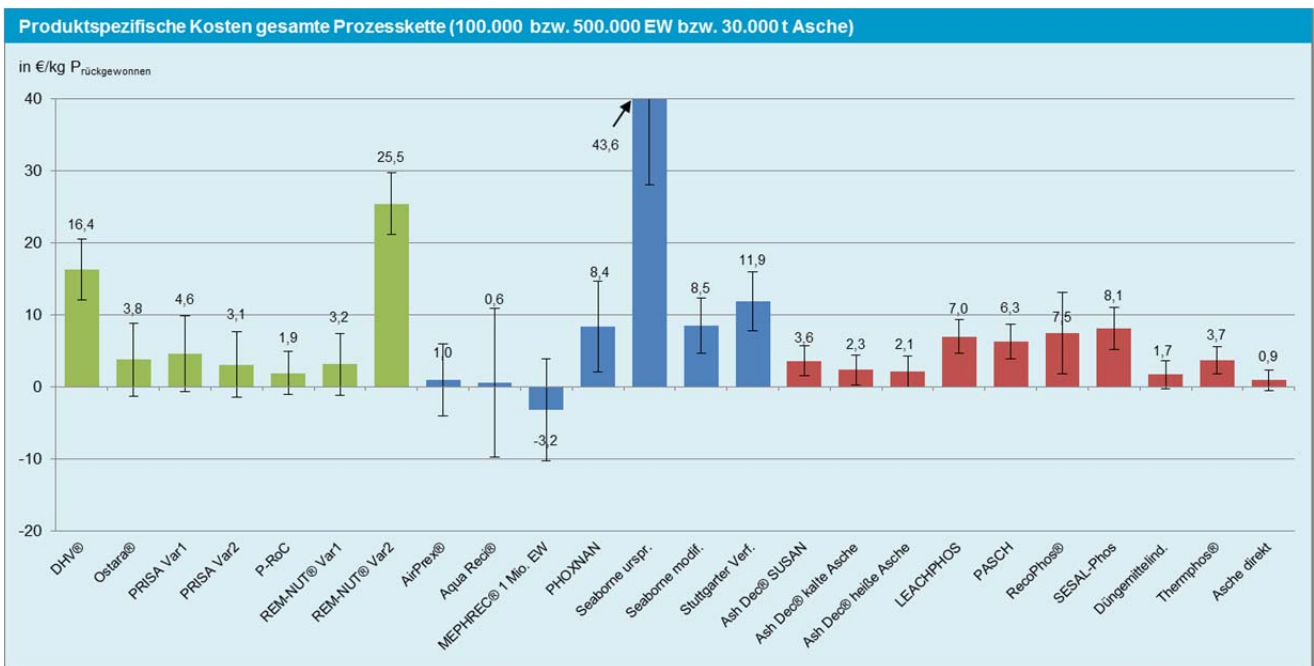


Abbildung 171: Zusammenfassung Kosten für die Rückgewinnung von 1 kg P bei Berücksichtigung der gesamten Prozesskette (maximale Einsparungen und Erlöse)

5.4 Schwermetallentfrachtung

Während bei den Verfahren aus dem Schlammwasser der Metall- und Schwermetallentfrachtung keine Bedeutung zukommt, muss diese bei den Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm und der Klärschlammasche berücksichtigt werden. Die Ergebnisse der Stoffflussanalysen zeigen, dass mit Ausnahme des MEPHREC® Verfahren alle technologischen Ansätze zur Rückgewinnung aus dem Klärschlamm eine sehr gute Entfrachtungsleistung zeigen. Unterschiedlich ist die Situation bei den Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammasche.

Nur mit den thermochemischen- und thermoelektrischen Verfahren ist eine nahezu vollständige bzw. vollständige SM-Entfrachtung bei Rückgewinnungsquoten von 95–100 % bezogen auf den Aschinput möglich. Bei den nasschemischen ist ein enger Zusammenhang zwischen Rückgewinnungsquote und SM-Entfrachtung. Mit den nasschemischen Extraktionsverfahren wie LEACHPHOS®, PASCH und SESAL-Phos ist zumindest eine gewissen bzw. sehr gut Entfrachtung möglich, allerdings wird dadurch das Rückgewinnungspotential um 20–30 % reduziert. Im Vergleich dazu findet bei den nasschemischen Mischverfahren keine Entfrachtung der Schwermetalle statt, allerdings liegt das Rückgewinnungspotential bei rund 95 % bezogen auf den Aschinput.

Tabelle 121: Zusammenhang Rückgewinnungspotential und Schwermetallentfrachtung bei Verfahren aus der Klärschlammasche

	P-Rückgewinnung	SM-Entfrachtung
Ash Dec®	~100%	teilweise
LEACHPHOS®	~70-80%	teilweise
PASCH	~70-80%	Nahezu vollständig
RecoPhos®	~100%	keine
SESAL-Phos®	~60-70%	Nahezu vollständig
Düngemittelindustrie	~95%	keine
Thermphos®	~95%	vollständig

Nachdem die Grenzwerte der Düngemittelverordnung von allen Endprodukten einhalten werden gibt es kein Ausschlusskriterium hinsichtlich einer Schwermetallentfrachtung. Vielmehr handelt es sich dabei um eine grundsätzliche Entscheidung, ob überhaupt und wenn ja, wie eine Schwermetallentfrachtung erfolgen soll. Allerdings fehlen dazu in Österreich fundierte Stoffflussanalysen für Schwermetalle um zum einen abschätzen zu können welchen Anteil und damit Einfluss die Schwermetallfracht der erzeugten Endprodukte auf die Gesamtfracht hat und in weiterer Folge ob dann eine Entfrachtung überhaupt nötig ist. In diesem Bereich ist aber noch Forschungsbedarf nötig.



Tabelle 122: Detaillierte Darstellung Entfrachtungsleistung Schwermetalle

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Ash Dec®	Yellow	Green	Red	Green	Blue	Red	Blue	Green
LEACHPHOS®	White	Green	Green	Yellow	Green	Green	Green	Yellow
PASCH	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue
RecoPhos®	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
SESAL-Phos	Yellow	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue
Düngemittelindustrie	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
Thermphos®	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue

Sehr Gut	>80
Gut	60-80
Mäßig	41-59
Schlecht	20-40
Ungenügend	<20
keine Daten	

5.5 Endprodukt

So sehr sich die potentiellen P-reichen Stoffströme und die möglichen Rückgewinnungstechnologien unterscheiden, so verschieden sind auch die anfallenden Endprodukte. Beginnend bei deren Klassifizierung, deren Nährstoffgehalte, der Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit bzw. –Wirksamkeit unterscheiden sich die die Endprodukte weiter hinsichtlich deren Gehalte an potentiellen organischen und anorganischen Verunreinigungen sowie deren Lagerbarkeit und möglichen direkten Einsatz in der Landwirtschaft. Hauptkriterien für einen erfolgreichen Einsatz ist ein gut pflanzenverfügbares Endprodukt, welches die Grenzwerte der Düngemittelverordnung einhält und in einer Form anfällt, die eine direkte Ausbringung mit modernen Geräten ermöglicht (z.B. Pellets oder geeignete Körnung).

5.5.1 Klassifizierung

Mit den Rückgewinnungsverfahren im Schlammwasser sowie Faul- und Klärschlamm werden Magnesiumammonium- und Calciumphosphate hergestellt. Mit den Kristallisations- und Fällungsverfahren können besonders reine Endprodukte mit hohem Nährstoffgehalt erzeugt werden. Rein bedeutet in diesem Zusammenhang, dass der Nährstoffgehalt annähernd auf selbigem Niveau wie ein reines im Labor hergestelltes MAP (ideale Verhältnisse Magnesium:Stickstoff:Phosphor) oder CaP liegt. Die Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm, insbesondere jene der nasschemischen Verfahren werden zwar als MAP klassifiziert, weisen aber eine sehr komplexe Zusammensetzung verschiedener Verbindungen auf. Neben dem klassischen MAP werden auch Calcium- und Eisenphosphatverbindungen nachgewiesen. Grund dafür ist die Präsenz von verschiedenen Fällionen aufgrund der vorangegangenen sauren Rücklösung. Endprodukte der Verfahren mit nasschemischen Aufschluss der Asche und anschließender Fällung sind Calciumphosphate die abhängig von der Prozessführung nicht unerhebliche Gehalte an Aluminium (4–6%) aufweisen (PASCH; LEACHPHOS®). Mit dem metallurgischen MEPHREC® Verfahren wird eine P-reiche Schlacke ähnlich dem früher bekannten Thomasmehl, ein Ca-Silico-Phosphat, hergestellt. Endprodukt des Ash Dec® Verfahrens ist eine entfrachtete Asche und somit arm an Schwermetallen.

Tabelle 123: Klassifizierung der Endprodukte

Klassifikation	Verfahren
MAP Magnesiumammoniumphosphate	Ostara®, PRISA, REM-NUT®, AirPrex®, PHOXNAN, Seaborne, Stuttgarter Verfahren
CaP Calciumphosphate	DHV Crystalactor®, P-RoC, Aqua Reci®, LEACHPHOS®, PASCH, SESAL-Phos
Schlacke (Thomasmehl)	MEPHREC®
Entfrachtete Asche	Ash Dec®
P-angereicherte Asche	RecoPhos®
Mineraldünger	Asche in Düngemittelindustrie
Reiner Phosphor (P ₄)	Thermphos®

5.5.2 Nährstoffgehalte und monetärer Wert

Bereits auf Grundlage der Klassifizierung wird deutlich, dass neben variierende P-Gehalten in den Endprodukten auch weitere Nährstoffe wie N, K, Ca und Mg enthalten sind, die so wie der P-Gehalt ebenfalls stark variieren (Abbildung 172). Auf Basis der Nährstoffgehalte (Mittelwerte) erfolgt anschließend auch die monetäre Bewertung der Endprodukte (Abbildung 173). Deutlich wird, dass Phosphor der wertgebende Nährstoff in allen Endprodukten ist. Die Aussagekraft des monetären Wertes ist allerdings beschränkt. Erst in Kombination mit der tatsächlichen anfallenden Endproduktmenge können mögliche Erlöse aus dem Verkauf dargestellt werden. Der monetäre Wert dient zudem als Grundlage für die Berechnung der möglichen Erlöse bei der Verfahrenskostenberechnung. An dieser Stelle wird bereits angemerkt, dass der monetäre Wert nicht jenem Preis entspricht, der auch tatsächlich am Markt bezahlt wird. Die tatsächlichen Erlöse liegen teils deutlich unter dem monetären Wert.

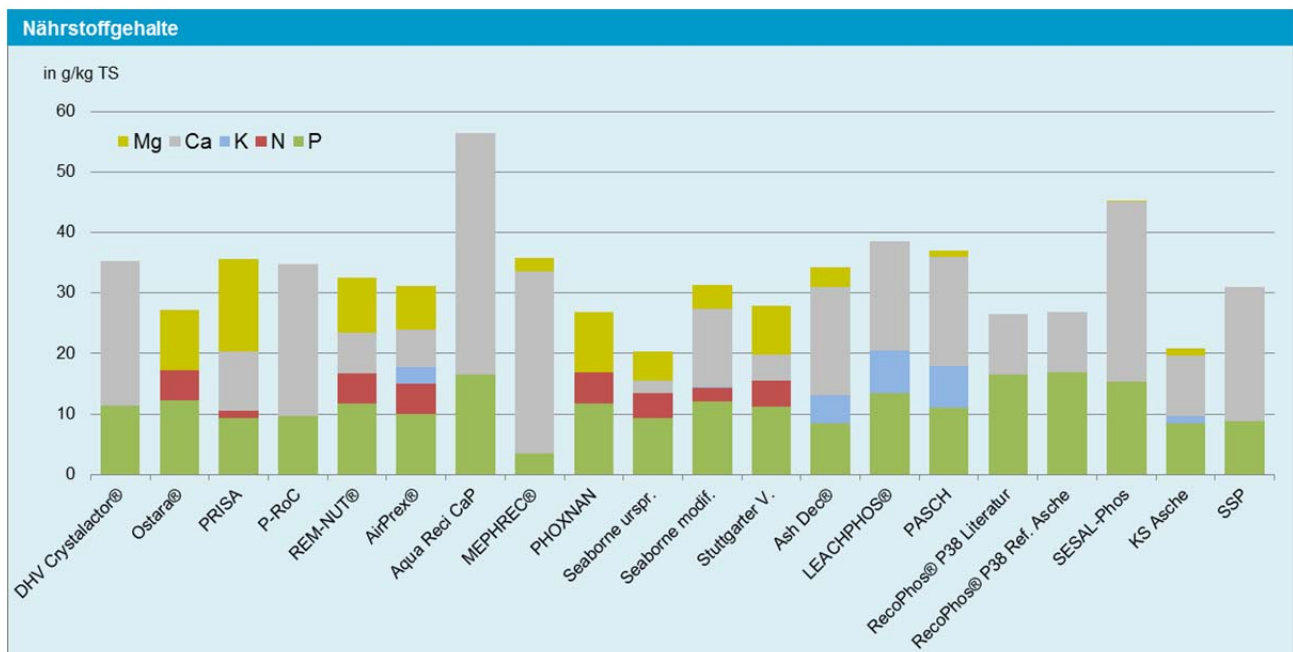


Abbildung 172: Zusammenfassung der Nährstoffgehalte der Endprodukte

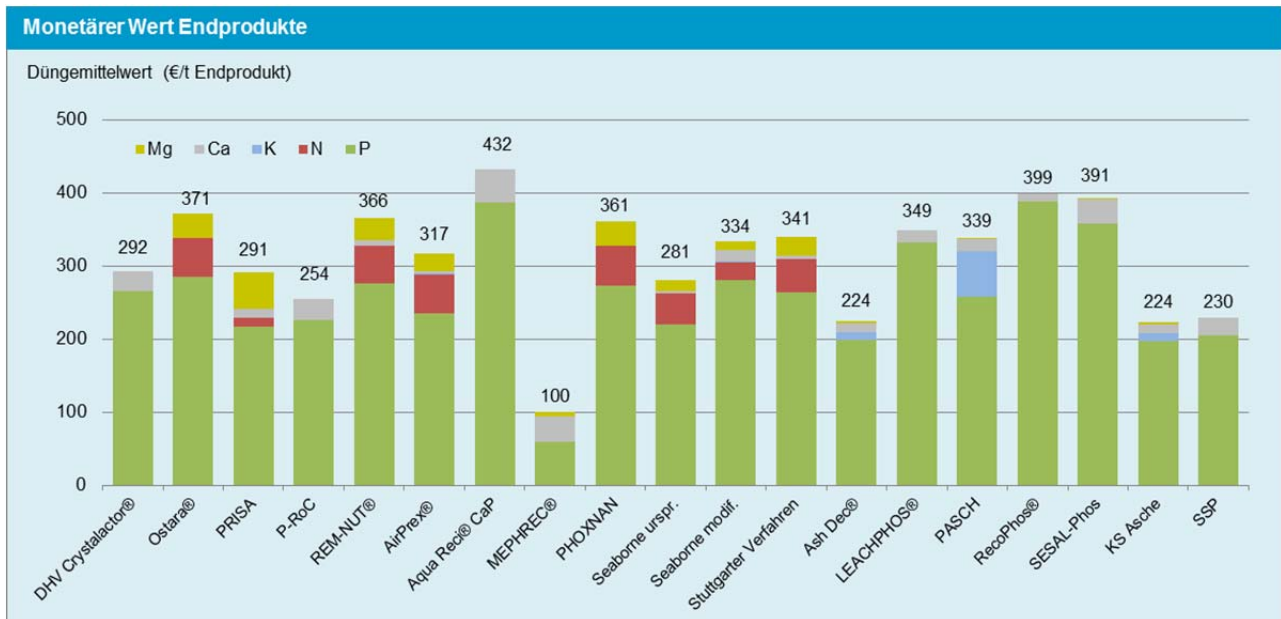


Abbildung 173: Zusammenfassung monetärer Wert der Endprodukte

5.5.3 Löslichkeit

In Bezug auf die Vergleichbarkeit der Daten zur Löslichkeit und Düngewirksamkeit der Endprodukte muss auf die unterschiedliche Herkunft der Daten hingewiesen werden. Speziell die Daten zur Düngewirksamkeit stammen aus unterschiedlichen Quellen mit folgenden variierenden Versuchsparametern:

- Unterschiedlichen Untersuchungszeiträumen (einjährig, mehrjährig)
- Anwendung auf unterschiedlichen Böden (sauer-basisch; sandig-lehmig; gut bzw. schlechte P-Versorgung)
- Unterschiedliche Pflanzenarten
- Verschiedenen Maßstäbe (Topf- oder Feldversuche)

Das bedeutet, dass das Bewertungskriterium Düngewirksamkeit zwar einen guten Überblick über die verschiedenen Endprodukten gibt, eine exakte Aussage zu einem Endprodukt und dessen Wirkung auf einem Boden mit spezifischer Charakteristik nur durch direkte Versuche und durch Variation der genannten Parameter möglich ist.

Die Datengrundlage hinsichtlich der Löslichkeit der Endprodukte in den Extraktionsmitteln Wasser und Zitronensäure ist nahezu vollständig. Vereinzelt liegen auch Daten von Extraktionsversuchen mit Alkalischem-Ammoncitrat, Ameisensäure und Mineralsäure vor. Die Extraktionsversuche zeigen, dass keines der erzeugten MAP oder CaP-Endprodukte wasserlöslich ist. Selbiges gilt für die erzeugten Schlacken und die entfrachtete Asche. Eine Wasserlöslichkeit von bis zu 70 % (im Mittel 60 %) kann für die mit Phosphorsäure aufgeschlossene Asche des RecoPhos® Verfahren nachgewiesen werden. Bei den weiteren Exktraktionsmittel schneidet das RecoPhos® Endprodukt ebenfalls sehr gut ab und ist am ehesten mit einem handelsüblichen Mineraldünger zu vergleichen.

Auffallend ist die gute bis sehr gute Zitronensäurelöslichkeit der verschiedenen Magnesium- und Calciumphosphate sowie der P-reichen Schlacke. Mit Ausnahme der Endprodukte aus dem Seaborne und

Stuttgarter Verfahren (Zitronensäurelöslichkeit ~60 %) liegt die Zitronensäurelöslichkeit bei 80–100 %. Bemerkenswert ist die unveränderte Phosphorlöslichkeit des Endproduktes aus dem Ash Dec® Verfahren im Vergleich zu einer unbehandelten Klärschlammasche. Das bedeutet, dass durch den thermochemischen Aufschluss der Asche die Löslichkeit bei den Extraktionsmitteln Zitronensäure, Alkalisches-Ammoncitrat und Ameisensäuren nicht verbessert wird. Im Vergleich dazu kann mit dem RecoPhos® Verfahren die Löslichkeit in allen Extraktionsmittel deutlich verbessert werden.

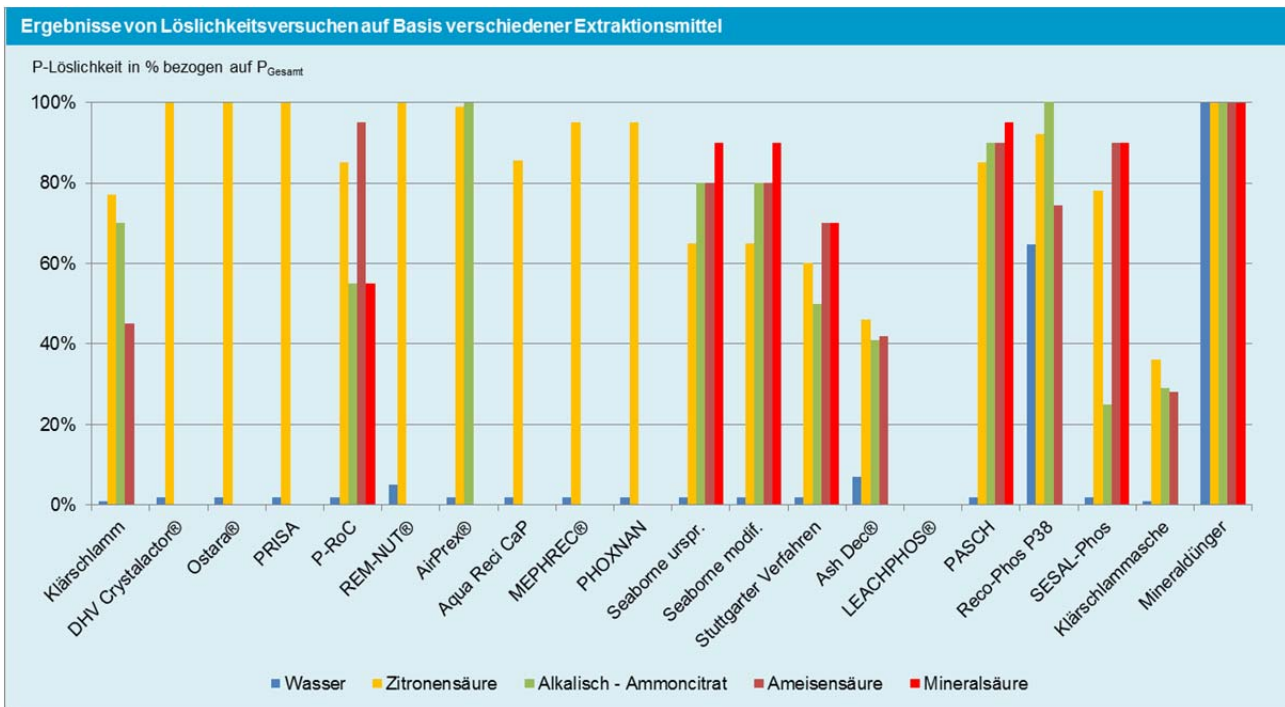


Abbildung 174: Zusammenfassung der Ergebnisse von Löslichkeitsversuchen auf Basis verschiedener Extraktionsmitteln

5.5.4 Düngewirksamkeit

Die Endprodukte der Seaborne- und Stuttgarter Verfahren schneiden bei der Düngewirksamkeit sehr gut ab, obwohl z.B. die Zitronensäurelöslichkeit schlechter ist als bei zahlreichen anderen Produkten ist. Generell schneiden die Magnesiumammoniumphosphate bei den einjährigen Topfversuchen, sowohl auf sauren als auch auf basischen Böden am besten ab und weisen eine Düngewirksamkeit ähnlich einem Mineraldünger auf. Besonders deutlich wird, dass die erzeugten Calciumphosphate deutlich schlechter als die Magnesiumphosphate abschneiden. Vor allem auf alkalischen Böden versagen diese Endprodukte zumeist und schneiden teils sogar schlechter ab, als eine unbehandelte Klärschlammasche. Aktuellste Untersuchungen zum LEACHPHOS® Endprodukt weisen für alle Böden (sauer, leicht alkalisch und alkalisch) eine ähnliche bzw. gleiche Düngewirksamkeit wie handelsübliche Mineraldünger auf. Das ist insofern interessant, als das Calciumphosphate tendenziell eher schlecht abschneiden. Das PASCH-Endprodukt zum Beispiel schneidet mit einer geringen Düngewirksamkeit von maximal 50 % in Relation zu einem handelsüblichen Dünger (Einzelmessungen mit max.- 75 % möglich) ab. Auf sauren Böden sehr schlecht wirksam ist die P-reiche Schlacke des MEPHREC® Verfahren, wobei die Wirksamkeit auf neutralen bis alkalischen Böden wiederum auf ähnlichem Niveau wie ein MAP liegt. Die Düngewirksamkeit der entfrachteten Asche liegt auf gleichem Niveau wie die unbehandelte Asche. Durch Phosphorsäurezugabe



können mit der P-angereicherten Asche nach Angaben der Betreiber ähnliche Erträge und damit eine ähnliche Wirksamkeit wie mit einem handelsüblichen Mineraldünger erzielt werden.

Zusammenfassend können die Magnesiumammoniumphosphate als Dünger bezeichnet werden, die innerhalb von einer Vegetationsperiode von den Pflanzen gut genutzt werden kann. Im Vergleich dazu ist die Wirksamkeit und damit die Verfügbarkeit der meisten Calciumphosphate, mit Ausnahme des LEACHPHOS® Endprodukt über ein Jahr betrachtet deutlich schlechter. Für diese Endprodukte wird eine weitere Behandlung wie z.B. ein Aufschluss erforderlich sein, wenn gute Pflanzenverfügbarkeit gefordert wird. Langjährige Feldversuche, welche die Verfügbarkeit über mehrere Wachstumsperioden zeigen, stehen noch aus. Sofort pflanzenverfügbar ist aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit nur das RecoPhos® Endprodukt. Hinsichtlich der Düngewirksamkeit wird folgende Reihung vorgenommen. Beste Wirksamkeit zuerst:

Mineraldünger ≥ RecoPhos® ≥ Magnesiumammoniumphosphate (MAP) > LEACHPHOS® > MEPHREC®, PASCH, Ash Dec®, Calciumphosphate (CaP) ≥ Asche unbehandelt > SESAL-Phos

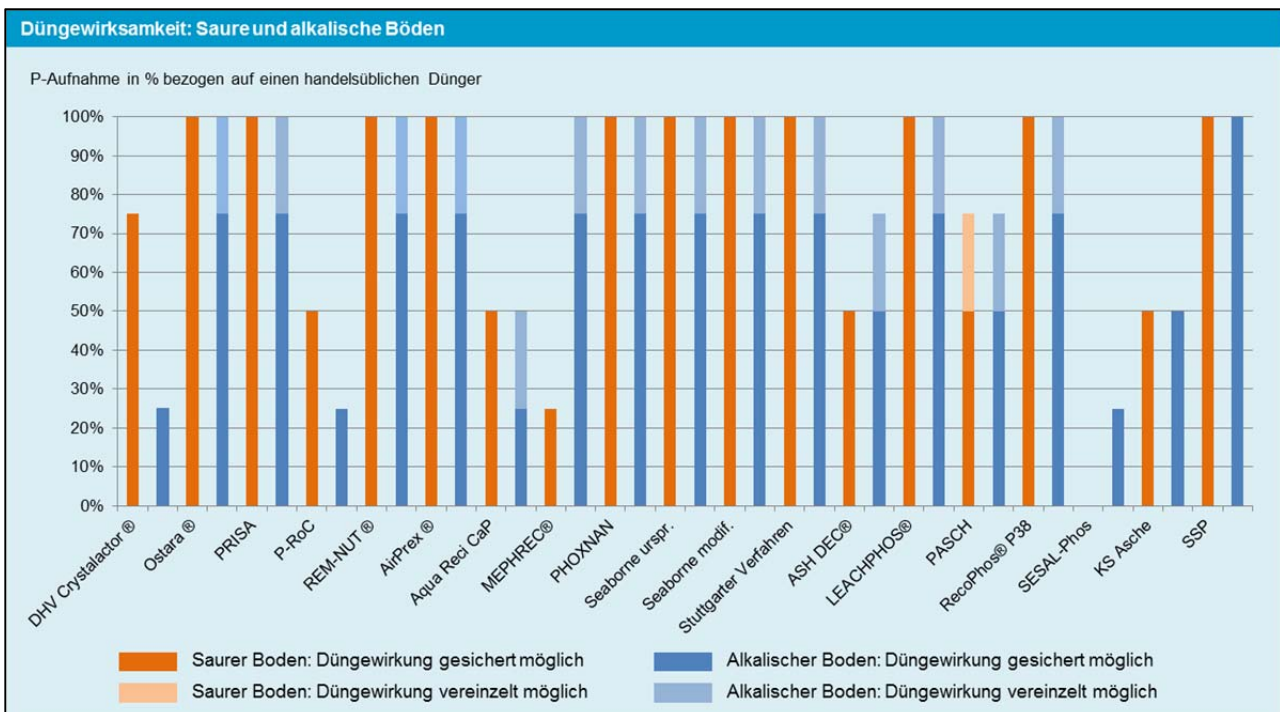


Abbildung 175: Zusammenfassung der Ergebnisse von einjährigen Düngewirksamkeitsversuchen aus unterschiedlichen Quellen

5.5.5 Düngewirksamkeit in Relation zum Rückgewinnungspotential

Abbildung 175 zeigt die stark unterschiedliche Düngewirkung der verschiedenen Endprodukte. Diese Erkenntnisse werden mit dem Rückgewinnungspotential (bezogen auf den Kläranlagenzulauf, Abbildung 161) zur Darstellung des tatsächlich nutzbaren abwasserbürtigen P-Potentials kombiniert. Beschränkt wird die Aussagekraft zum tatsächlichen Potential allerdings durch nur einjährige Düngewirksamkeitsuntersuchungen. Damit können keine Aussagen darüber getroffen werden, ob die über den Zeitraum von einem Jahr nicht verfügbare P-Menge langfristig nicht doch als pflanzenwirksam anzurechnen ist. Da ein und dasselbe Endprodukt deutlich voneinander abweichende Düngewirksamkeiten auf verschiedenen Böden (saure oder basisch) aufweisen können, wird für die Endprodukte der Idealfall mit

der besten und gleichzeitig gesicherten Aussage zur Düngewirksamkeit berücksichtigt (z.B. Magnesiumammoniumphosphate = 100 % Wirksamkeit und gesicherte Aussage möglich).

Anhand von Abbildung 176 wird deutlich, dass für Rückgewinnungsverfahren mit einem MAP-Endprodukt das tatsächliche Potential dem Rückgewinnungspotential bezogen auf den Zulauf entspricht. Im Gegensatz dazu werden mit Verfahren mit sehr hohem Rückgewinnungspotential (Verfahren aus der Asche) nur vereinzelt Endprodukte mit sehr guter Düngewirksamkeit erzeugt (RecoPhos®, Düngemittelindustrie). Damit sinkt das tatsächliche Potential z.B. das für die nasschemischen Extraktionsverfahren (LECHPHOS und PASCH) auf < 35 % bezogen auf den Kläranlagenzulauf. Auch für das Endprodukt des thermochemischen Prozesses (Ash Dec®) liegt das tatsächliche Potential bei nur mehr rund 40 % und damit auf ähnlichem oder niedrigerem Niveau wie der Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm (reduzierte Rückgewinnungsquote nasschemischer Verfahren aufgrund veränderter Betriebsparameter noch nicht berücksichtigt) oder die Ausbringung einer unbehandelten Klärschlammasche. Hervorzuheben sind an dieser Stelle die Endprodukte des RecoPhos® Verfahren und der Düngemittelindustrie. Mit diesen Verfahrensansätzen können die hohen Rückgewinnungspotentiale aufgrund der Endprodukteigenschaften gehalten werden. Wie schwierige verlässliche Aussagen über das tatsächliche Potential sind, kann z.B. am MEPHREC® Verfahren dargestellt werden. Im Idealfall, also bei einer Anwendung der gewonnen P-reichen Schlacke auf sauren Böden liegt das tatsächliche Potential bei rund 50 %. Im Vergleich dazu schneidet das Endprodukt auf basischen Böden schlecht ab, womit ein tatsächliches Potential von nur rund 20 % errechnet wird. Ähnliches ist für MAP-Endprodukte beim Einsatz auf alkalischen Böden zu erwarten, wobei das tatsächliche Potential um rund 25 %-Punkte reduziert werden müsste. Ist für die Endprodukte mit einer ungenügenden Düngewirksamkeit zu rechnen, besteht die Möglichkeit z.B. eines sauren Aufschlusses (Düngemittelindustrie). Damit kann der gesamte im Produkt enthaltene Phosphor genutzt werden, während im Vergleich dazu bei mit geringerem Rückgewinnungspotential, der nicht im Produkt vorhandene Phosphor verloren ist.

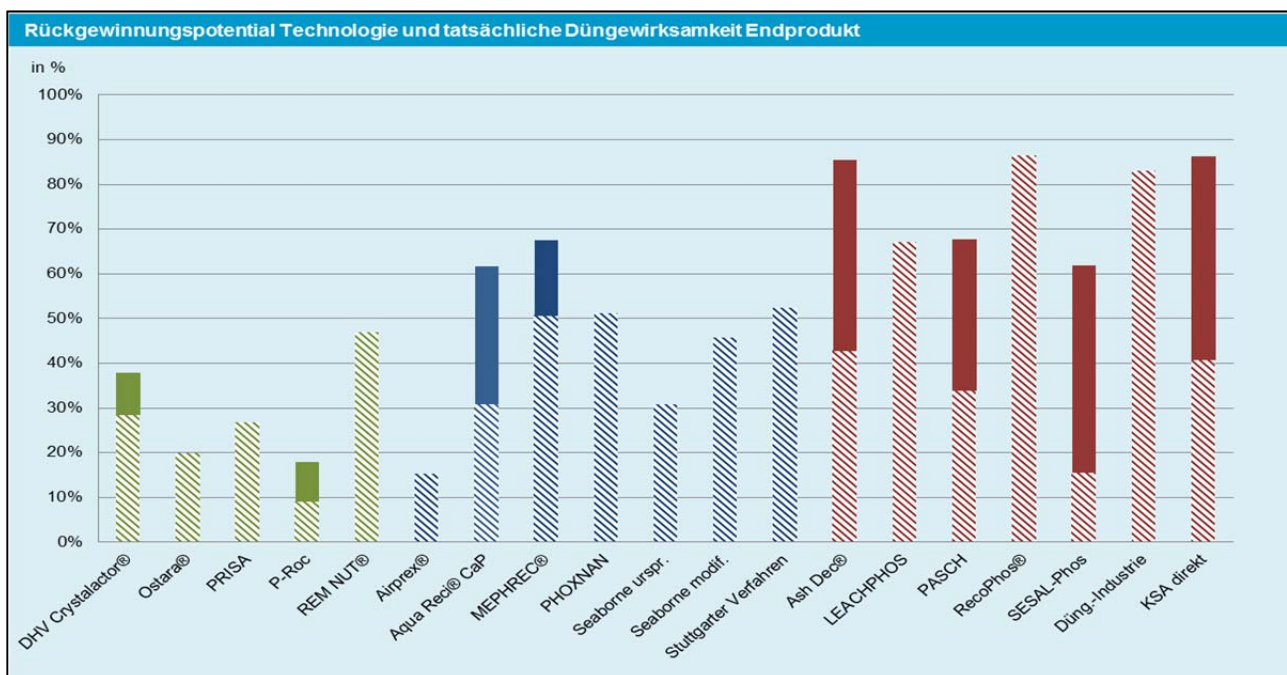


Abbildung 176: Zusammenfassung der Ergebnisse von Löslichkeitsversuchen auf Basis verschiedener Extraktionsmitteln



5.5.6 Anorganische Verunreinigungen

Infolge der unterschiedlichen Schwermetallbelastung der P-reichen Stoffströme und der eingesetzten Rückgewinnungstechnologie mit etwaiger gezielter Schadstoffentfernung sind große Abweichungen der Schwermetallgehalte der verschiedenen Endprodukte zu erkennen. Anhand verschiedener Bewertungsmethoden soll eine Vergleichbarkeit zwischen den Produkte geschaffen werden.

Im Fokus der Diskussionen über Schwermetallbelastung in Mineraldüngern stehen in erster Linie die beiden potentiell gefährlichen Schwermetalle Cadmium und Uran. Die teils hohen Konzentrationen in den Mineraldüngern sind auf die Hintergrundbelastung der Phosphatlagerstätten zurückzuführen. Laut Düngemittelverordnung wird die maximale Cadmiumkonzentration auf den wertgebenden Nährstoff Phosphor bezogen und mit 75 mg Cd/kg P_2O_5 beschränkt. Das entspricht rund ~170 mg Cd/kg P elementar ($1 \text{ kg } P_2O_5 = 0,436 \text{ kg P}$). Abbildung 177 verdeutlicht, dass der Cd-Gehalt sämtlicher Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren sehr gering ist und deutlich unter den Gehalten eines handelsüblichen Mineraldüngers (Singlesuperphosphat, SSP) liegt. Bereits der Cadmiumgehalt der unbehandelten Referenzklärschlammasche liegt um den Faktor 3 darunter. Sogar mit Verfahren ohne Schwermetallentfrachtung z.B. beim RecoPhos® Verfahren liegt der Cadmiumgehalt um ca. den Faktor 10 niedriger als der eines herkömmlichen Mineraldüngers.

Das bei Mineraldüngern ebenfalls häufig diskutierte Uran kann z.B. auch in Klärschlammen (0,0005–18,5 mg/kg P) nachgewiesen werden. Im Vergleich zu einem Handelsdünger (Tripelsuperphosphat) mit U-Gehalten von 50–360 mg/kg P ist diese Konzentration jedoch sehr gering (UBA Deutschland, 2012). Eine Beurteilung inwieweit Uran in den Endprodukten der Rückgewinnungsverfahren vor allem aus dem Klärschlamm und der Klärschlammasche eine Rolle spielt, ist auf Basis der bisherigen Untersuchungen nur sehr eingeschränkt möglich. Allerdings kann aufgrund der vergleichsweise geringen Konzentration im Klärschlamm von einem deutlich geringen Schadpotential ausgegangen werden.

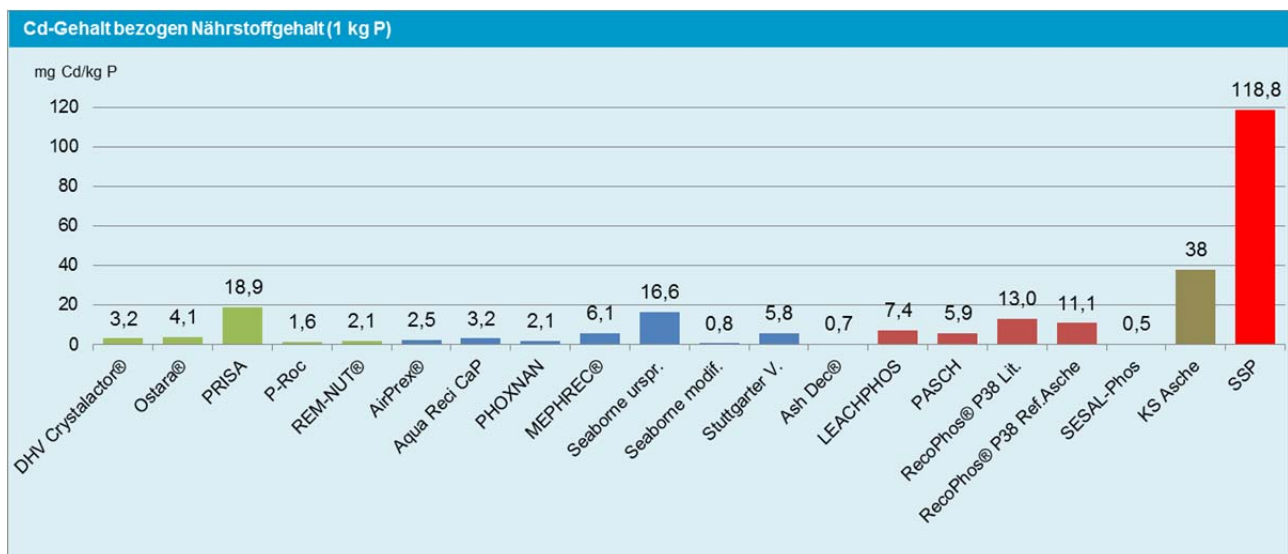


Abbildung 177: Zusammenfassung Cd-Gehalte bezogen auf den Phosphorgehalt

Um eine vergleichende Bewertung der zahlreichen verschiedenen Endprodukte hinsichtlich der Schwermetalle zu ermöglichen, werden die beiden Methoden Schadeinheitenmodell und Referenzbodenmethode angewendet.

Sowohl mit den einfachen Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser als auch mit den komplexeren nassoxidativen und nasschemischen Verfahren aus dem Klärschlamm können Endprodukte hergestellt werden, deren Schadeinheit im Vergleich zu einem Klärschlamm und einem handelsüblichen Dünger signifikant reduziert sind. Deutlich, aber nicht im selben Ausmaß kann die Schwermetallbelastung mit dem MEPHREC® Verfahren verringert werden. Je nach Verfahrensansatz kann die Schadeinheit der Endprodukte aus der Klärschlammasche ebenso signifikant reduziert werden. Mit nasschemischen Extraktionsverfahren wie z.B. PASCH und SESAL-Phos wird die Schadeinheit im Vergleich zur eingesetzten Referenzasche um den Faktor 15–100 reduziert. Deutlich wird das Potential der Reduktion auch anhand des Ash Dec® Verfahren, mit welchem eine Reduktion der Schadeinheit um den Faktor 7 möglich ist. Die Reduktion der Schadeinheit des RecoPhos® Verfahren ist alleinig auf die Zugabe von P und damit die Verdünnung der Asche mit Phosphorsäure zurückzuführen.

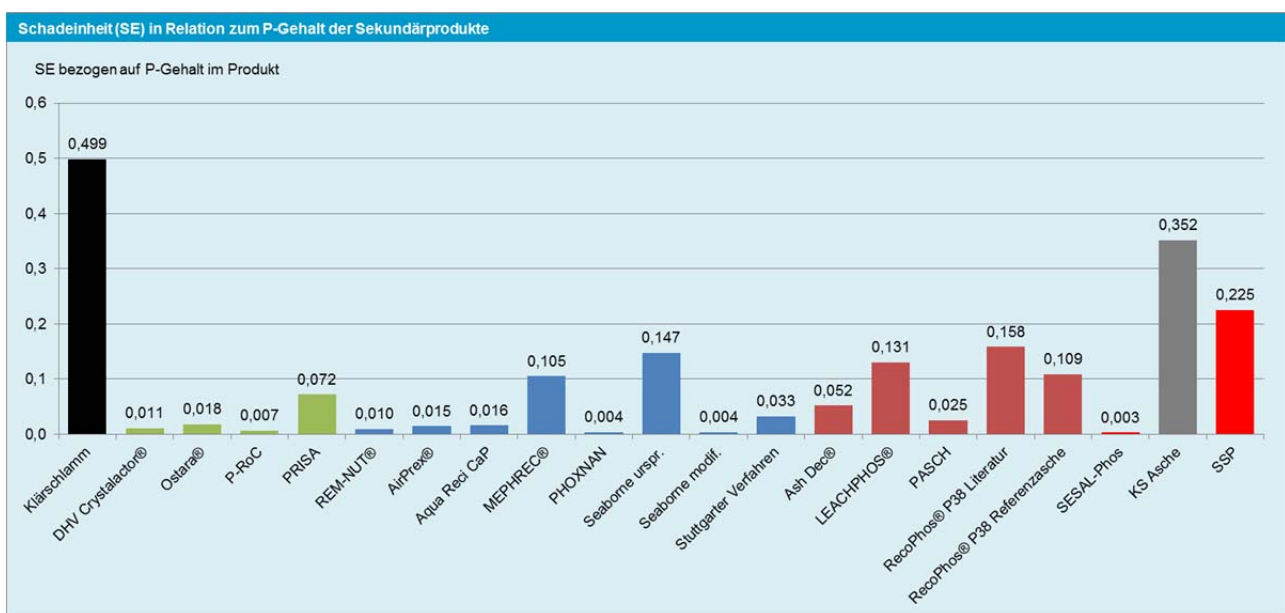


Abbildung 178: Zusammenfassung Ergebnisse Schadeinheitenmodell zur vergleichenden Bewertung der Schwermetallgehalte der verschiedenen Endprodukte

Abbildung 179 zeigt, dass zum einen mit den meisten Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser und dem Klärschlamm eine deutlich häufigere Ausbringung des Endproduktes im Vergleich zu einem handelsüblichen Dünger möglich ist. Besonders reine Endprodukte werden mit dem REM-NUT® und PHOXNAN Verfahren, sowie dem modifizierten Seaborne Verfahren erzeugt. Bei den Rückgewinnungsverfahren aus dem Klärschlamm zeigt sich, dass mit dem metallurgischen MEPHREC® keine ausreichende Entfrachtung möglich scheint. Mit Rückgewinnungsverfahren aus der Asche kann z.B. durch die gezielte SM-Entfrachtung mit dem thermochemischen Ash Dec® Verfahren die entfrachtete Asche um ca. den Faktor 5 häufiger als eine unbehandelte Asche aufgebracht werden. Das LEACHPHOS® Endprodukt kann ebenso wie die unbehandelte Asche oder das RecoPhos® Endprodukt weniger häufig als ein Singlesuperphosphat aufgebracht werden. Grund dafür sind die hohen Cu Gehalte im Endprodukt. Anhand der beiden Bewertungsmethoden wird auch der Unterschied zwischen den nasschemischen Extraktionsverfahren aus der Asche, einmal mit gezielter Schwermetallentfrachtung beim PASCH und ohne Schwermetallentfrachtung beim LEACHPHOS® Verfahren deutlich.

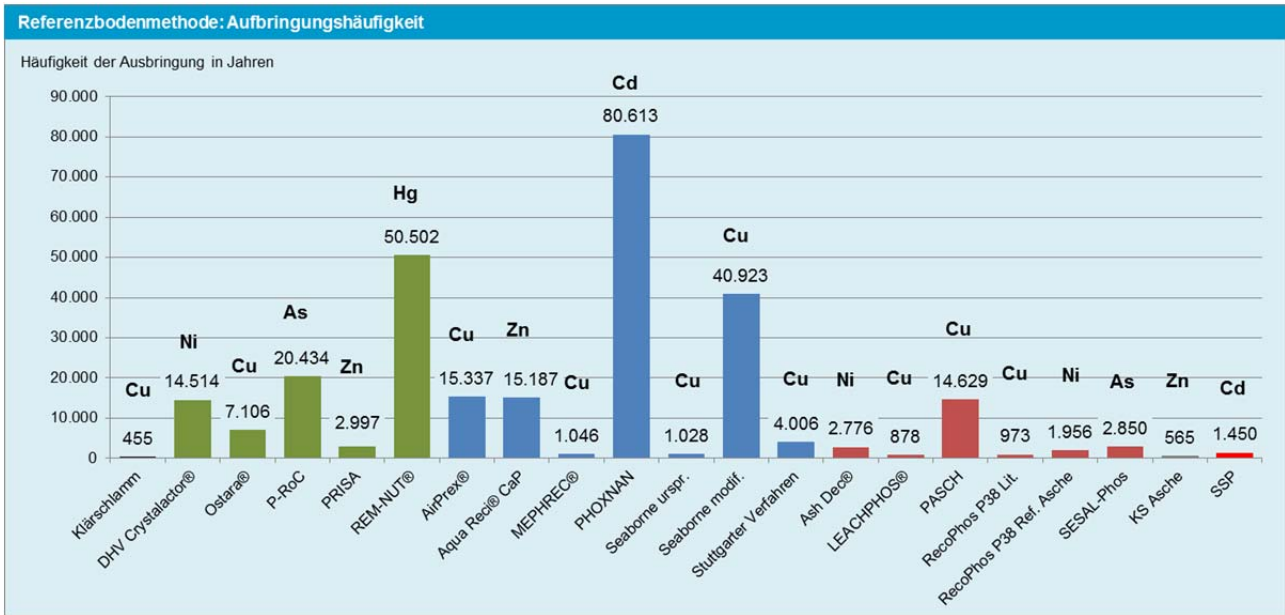


Abbildung 179: Zusammenfassung Ergebnisse Referenzboden: Darstellung der Ausbringungshäufigkeit und limitierendes Element

Wie bereits dargestellt ist das Cadmium eines jener Schwermetalle, das besonders im Fokus der Diskussionen steht. Die Aufbringungshäufigkeit von einem Mineraldünger liegt bei 1.450 Jahren. Ab diesem Zeitpunkt wird die tolerierbare Cd-Konzentration im Boden überschritten. Aufgrund der deutlich geringeren Cd-Gehalte und damit deutlich geringen Cd-Frachten pro Düngeperiode können die Endprodukte der Rückgewinnungsverfahren deutlich häufiger aufgebracht werden. Jene zusätzliche Aufbringungshäufigkeit in Relation zur Ausbringungshäufigkeit eines Mineraldüngers wird als Faktor ausgedrückt und in Abbildung 180 als orange Quadrate darstellt

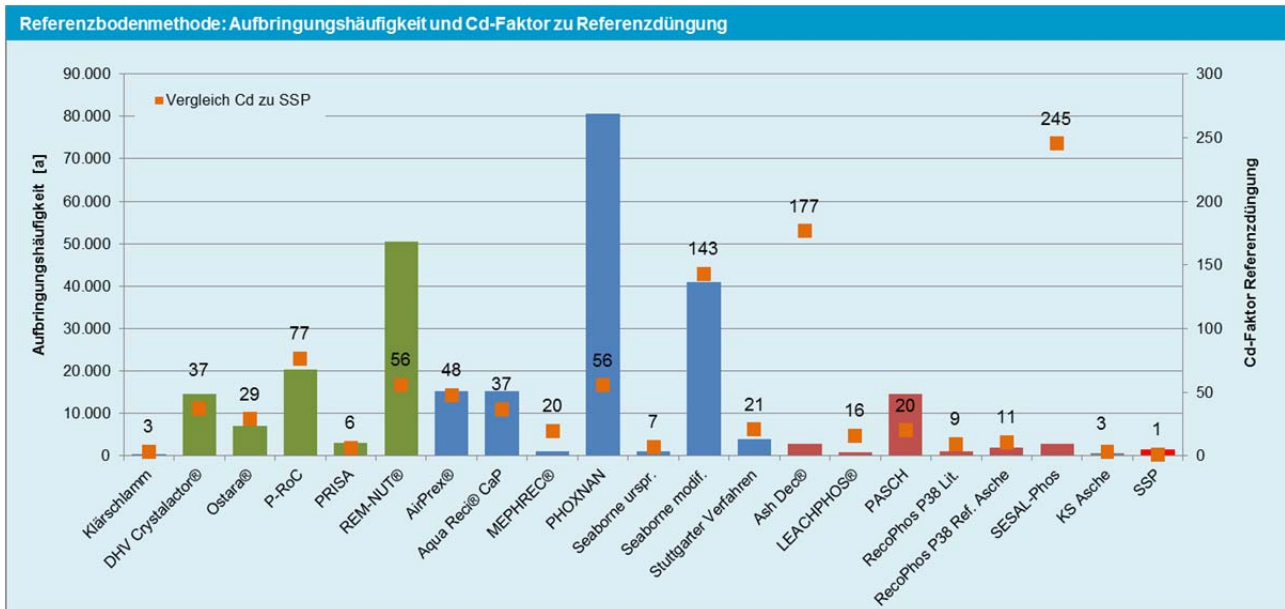


Abbildung 180: Ergebnisse Referenzboden: Ausbringungshäufigkeit und Häufigkeit der Ausbringung in Relation zum Cd-Gehalt des Singlesuperphosphates (SSP)

5.5.7 Organische Verunreinigungen und Hygiene

Zu den Endprodukten der Verfahren aus dem Schlammwasser und dem Ablauf liegen nur für das PRISA Verfahren detaillierte Untersuchungen zu organischen Spurenstoffen vor, die zeigen, dass vereinzelt Spurenstoffe im Endprodukt nachweisbar sind (AOX, NPE, Bisphenol A, PCB). Wiederum zeigen z.B. Fällversuche von MAP in mit organischen Spurenstoffen belastetem Urin, dass bei der Fällung bzw. Kristallisation Arzneimittelstoffe und Hormone in Lösung bleiben und nicht mit dem Endprodukt ausgefällt bzw. in das Produkt eingebaut werden und damit auch nicht nachweisbar sind (EAWAG, 2007).

Bei den nassoxidativen Verfahren zur Rückgewinnung von P aus dem Klärschlamm kann auf Basis der Literaturdaten und der Prozessführung (z.B. Superkritische Wasseroxidation) ebenfalls von einer deutlichen Reduktion bzw. vollständigen Zerstörung einer Vielzahl organischer Verbindungen und damit auch Verunreinigungen ausgegangen werden (z.B. B(a)P und LAS beim PHOXNAN Verfahren). Aufgrund der Vielzahl an Verbindungen und dazu auch fehlender Untersuchungen ist hier noch weiterer Forschungsbedarf gegeben. Die Untersuchungen zu den nasschemischen Verfahren zeigen, dass vereinzelt geringe Konzentrationen an organischen Verunreinigungen nachgewiesen werden können (Tabelle 124). Ein mögliches Entfernungspotential oder eine generelle Aussage über das Verhalten dieser organischen Verunreinigungen in den Rückgewinnungsprozessen ist auf Basis der vorliegenden Datengrundlage jedoch nicht möglich. Für das MEPHREC® Verfahren mit Temperaturen über dem Ascheschmelzpunkt, ist eine vollständige Zerstörung aller organischen Verbindungen sehr wahrscheinlich.

Im Hinblick auf organische Verunreinigungen kann bei Rückgewinnungsverfahren aus der Klärschlammasche davon ausgegangen werden, dass die Endprodukte (nahezu) frei von organischen Spurenstoffen. Grund ist die vorangegangenen nahezu vollständigen thermischen Zerstörung der organischen Verbindungen des Schlammes bei der thermischen Behandlung (>800°C). Allerdings wurde bereits in Kapitel 4.3.5 festgehalten, dass z.B. PAK oder PCDD/F bei der Verbrennung möglicherweise unvollständig zerstört oder sogar neu entstehen können und damit auch in der Flugasche nachweisbar sind. Inwieweit diese Stoffe schlussendlich in den verschiedenen Endprodukten nachweisbar sind, kann auf Basis des derzeitigen Wissenstandes nicht eindeutig beantwortet werden.

Hygiene

Hinsichtlich der hygienischen Bedenken liegen zu den Endprodukten der Kristallisationsverfahren und dem Endprodukt des REM-NUT® Verfahren Aussagen vor, dass es sich dabei um sterile Endprodukte handelt. Allerdings ist die Datengrundlage zu hygienischen Parameter generell spärlich. Nur für die Endprodukte des AirPrex®- und Stuttgarter Verfahren liegen Daten zu tatsächlichen mikrobiologische Untersuchungen vor. Diese Untersuchungen zeigen, dass zwar koloniebildende Einheiten (KBE) in großem Umfang nachweisbar sind, aber keine *Escherichia coli*, Enterokokken und *Pseudomonas aeruginosa* auf 100 ml detektierbar sind. Im Rahmen des NassPhos Projektes wurde das anfallende Endprodukt eines nasschemischen Rückgewinnungsprozesses aus dem Klärschlamm auf die definierten hygienischen Parameter laut Düngemittelverordnung geprüft (*Escherichia coli*, *Salmonella* sp., *Campylobacter* sp., *Yersinia* sp., *Listeria monocytogenes* und *Clostridium perfringens*). Das erzeugte Endprodukt erfüllt die hygienischen Anforderung vollends und bestätigt, dass keine hygienischen Bedenken von diesen Produkten zu erwarten sind (Egle und Zessner, 2013). Im Vergleich zum unbehandelten Klärschlamm kann damit von einem



deutlich verringerten Hygienierisiko ausgegangen werden. An dieser Stelle wird angemerkt, dass ein zusätzlich Forschungsbedarf erforderlich ist, um gesicherte Aussage, auch für Endprodukte anderer Verfahrensansätze hinsichtlich der hygienischen Belastung vornehmen zu können. Bei den Endprodukte der nassoxidativen, metallurgischen und thermischen Verfahren können aufgrund der Prozessführung hygienische Bedenken mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden.

Tabelle 124: Zusammenstellung vorhandener Daten zu organischen Spurenstoffe in Endprodukten von P-Rückgewinnungsverfahren

Klassifikation	AOX	B(a)P	LAS	NPE	Σ PAK 16 µg/kg TS	PCB	PCDD/F	Phtalate
Klärschlamm	180	-	5.000	30	7	0,095	22	-
PRISA	84	-	<0,1	0,5	<410	-	-	-
P-RoC	-	0,001	10	-	-	-	-	0,02
AirPrex®	55	-	-	-	-	0,03	0,00002	-
PHOXNAN	-	n.B.	n.B.	-	-	-	-	-
Seaborne urspr.	197	0,005	40	2	-	-	-	1
Stuttgarter Verf.	-	0,005	0,7	2,1	60	<10µg/g	-	-
PASCH	-	-	0,3	-	-	-	-	0,05
Mineraldünger	-	0,009	138	0,03	-	0,001	-	1
Grenzwert DüngemittelVO	500	-	-	-	6.000	0,2	20 ng TE/kg	-

5.5.8 Lagerbarkeit und direkte landwirtschaftliche Nutzung

Eine witterungsgeschützte Lagerung ist aufgrund der Eigenschaften für alle Endprodukte problemlos möglich. In Bezug auf eine direkte Ausbringung in der Landwirtschaft werden verschiedenen Forderungen wie z.B. Korngrößenverteilung von 2–5 mm und ausreichende Kornfestigkeit an die Endprodukte gestellt. Dieser Forderungen werden von einzelnen Verfahren erfüllt, indem bereits Pellets und Produkte mit geeigneter Körnung erzeugt werden. Vielfach fallen jedoch noch Endprodukte an die zwar eine grobe Körnung aufweisen, die Kristalle mit freiem Auge sichtbar oder noch pulverförmig sind und damit eine direkte Aufbringung nur eingeschränkt bzw. nicht möglich ist. Diese Endprodukte müssen in einem zusätzlichen Behandlungsschritt weiter aufbereitet werden.

Tabelle 125: Körnung und Erscheinungsbild der Endprodukte

Körnung und Erscheinungsbild	Verfahren
Pellets bzw. Korngröße 2–5 mm	Ostara®, DHV Crystalactor®, Ash Dec® in Form des PhosKraft® Düngers, RecoPhos®, Mineraldünger
Grobe Körnung bzw. erkennbare Kristallstruktur	PRISA, P-RoC, REM-NUT®, AirPrex®
Kristallin, pulverförmig, amorph	Aqua Recic®, PHOXNAN, Seaborne®, Stuttgarter Verfahren, LEACHPHOS®, PASCH, SESAL-Phos
Keine Zuordnung	Thermphos®

Zusammenfassend gibt es kein Kriterium, das den Einsatz eines Rückgewinnungsverfahrens auf Basis der erzeugten Endprodukte ausschließt. Das wichtigste und rechtlich verbindliche Kriterium, die Grenzwerte der Düngemittelverordnung, werden von allen Endprodukten erfüllt. Allerdings unterschieden sich die Endprodukte in allen definierten Kriterien sehr deutlich voneinander. Berücksichtigt man die eingangs erwähnte Parameter Düngewirksamkeit und direkter Einsatz in der Landwirtschaft kann eine Empfehlung für einzelne Verfahren ausgesprochen werden. Im Schlammwasser sind aufgrund der Düngewirksamkeit

Verfahren mit MAP Erzeugung und gleichzeitiger Pelletherstellung zu empfehlen (Ostara®). Selbige Kriterien werden für die Verfahren aus dem Schlammwasser definiert. Allerdings gibt es derzeit noch kein Verfahren, dass bei der Fällung des gelösten Phosphors ein direkt in der Landwirtschaft aufbringbares Endprodukt erzeugt. Mit allen Verfahren bis auf das MEPHREC® Verfahren können die Schwermetallgehalte deutlich reduziert werden. Diskussionswürdig sind auf jeden Fall die immer noch vorhandenen Gehalte an organischen Spurenstoffen in den Endprodukten der nasschemischen Verfahren. Die Schwermetallentfrachtung bei den Rückgewinnungsverfahren aus der Asche wird im folgenden Kapitel als eigenes Kriterium dargestellt.

5.6 Gasförmige Emissionen und kumulierter Energieaufwand

In diesem Kapitel wird nicht auf die gasförmigen Emissionen und den kumulierten Energieaufwand der einzelnen Verfahren im Detail eingegangen, sondern die Ergebnisse (produkt- und einwohnerspezifisch) zusammenfassend im Vergleich zum Referenzsystem dargestellt. Wichtig bei der Bewertung dieser Parameter sind Referenzgrößen, mit welchen die Relevanz der Ergebnisse verglichen werden können. Dies ist besonders wichtig bei der Interpretation, wie relevant z.B. zusätzliche Emissionen im Vergleich zu den volkswirtschaftlichen Emissionen pro Kopf (Einwohner = E) sind.

Treibhausrelevante Emissionen

Als Referenz werden herangezogen die jährlichen CO₂-Emissionen pro Kopf in Österreich (~10.000 kg/E*a) (UBA, 2012) und die CO₂-Emissionen pro kg P bei der industriellen Düngemittelerzeugung (abhängig von der Literatur -0,5–2,4 kg CO₂/kg P; GEMIS-Datenbank; Patyk und Reinhardt, 1997; Silva und Kulay, 2003; Silva und Kulay, 2005). Die CO₂-Emissionen des Referenzsystems liegen bei 3,7 kg/EW*a. Der Umrechnungsfaktor von EW zu E ist 2.

Im Vergleich zur derzeitigen Situation sind durch die Implementierung der Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser zusätzliche CO₂-Emissionen von rund 0,8–3,4 kg/E*a bzw. im Fall vom DHV Crystalactor® rund 10 kg /E*a zu erwarten. Gemessen an den jährlichen Emissionen pro Person ist der Anteil der Emissionen durch den Einsatz dieser Rückgewinnungstechnologien sehr gering (0,01–0,02 % der jährlichen Gesamt-CO₂-Emissionen pro Einwohner und Jahr). Interessant ist die Erkenntnis, dass obwohl P im Schlammwasser bereits gelöst vorliegt und damit der Chemikalien- und/oder Energiebedarf für eine Rücklösung entfällt, die produktspezifischen Emissionen pro kg P signifikant höher als bei der Herstellung von 1 kg handelsüblichem P-Dünger (SSP) aus Erzlagerstätten liegen (Abbildung 182).

Sehr inhomogen das Bild bei den Rückgewinnungsverfahren aus dem Faul- bzw. Klärschlamm. Hier fließen bei den nassoxidativen und metallurgischen Verfahren Faktoren wie (Synthese-)Gas und Energiegewinnung in die Bewertung mit ein. Zudem entfällt bei diesen drei Verfahren die weitergehende Schlammbehandlung. Im Besten Fall können durch den Einsatz des AquaReci®- und PHOXNAN Verfahren sogar CO₂-Emissionen eingespart werden. Allerdings sollte bei den Emissionen, wie auch bei der ökonomischen Bewertung, die Unsicherheiten in Bezug auf eine tatsächliche Nutzung der entstehenden Wärme nicht ausser Acht gelassen werden. Bei den nasschemischen Verfahren variieren die zu erwartenden zusätzlichen Emissionen deutlich. Grund dafür sind die Unterschiede beim Chemikalieneinsatz.



Für die Ascheverfahren RecoPhos®, SESAL-Phos und Thermpos sind zusätzliche CO₂-Emissionen pro EW von 10–11 kg zu erwarten. Während beim RecoPhos® Verfahren die CO₂-Emissionen auf den großen ökologischen Rucksack der Phosphorsäure zurückzuführen, während die zusätzlichen Emissionen von SESAL-Phos und Thermpos® auf die erforderliche notwendige Umstellung von einer Eisen- auf eine Aluminiumfällung im Abwassereinigungsprozess zurückzuführen sind. An diesem Beispiel wird deutlich, wie sich die Emissionen für ein Verfahren mit eigentlich geringen Emissionen (SESAL-Phos, Thermpos®), bei Berücksichtigung der gesamten Prozesskette auswirken können.

Für die drei genannten Verfahren liegen die produktspezifischen CO₂-Emissionen mit 18–24 kg CO₂/kg P im Vergleich zu einer industriellen Düngemittelherstellung signifikant höher. Mit einem Anteil von gerade einmal 0,2 % an den jährlichen Gesamt-CO₂-Emissionen, haben diese keine Relevanz. Deutlich besser schneiden das PASCH und AshDec® (SUSAN) Verfahren mit CO₂-Emissionen im Bereich von 8–10 kg CO₂/kg P ab. Mit -1–3 kg CO₂/kg P schneiden die beiden Verfahren Ash Dec® (Szenarien heiße und kalte Asche) und LEACHPHOS® sehr gut ab. Noch bessere Ergebnisse und sogar Einsparungen sind möglich, wenn die Asche in die bestehenden Prozesse der Düngemittelindustrie integriert wird. Interessant ist die Tatsache, dass z.B. die produktspezifischen CO₂-Emissionen für Ascheverfahren wie Ash Dec®, LEACHPHOS®, PASCH sowie bei Integration in die Düngemittelindustrie auf ähnlichem Niveau liegen wie die einfachen Verfahren zur Rückgewinnung aus dem Schlammwasser. Dies ist auf das deutlich höhere Rückgewinnungspotential dieser Technologien zurückzuführen.

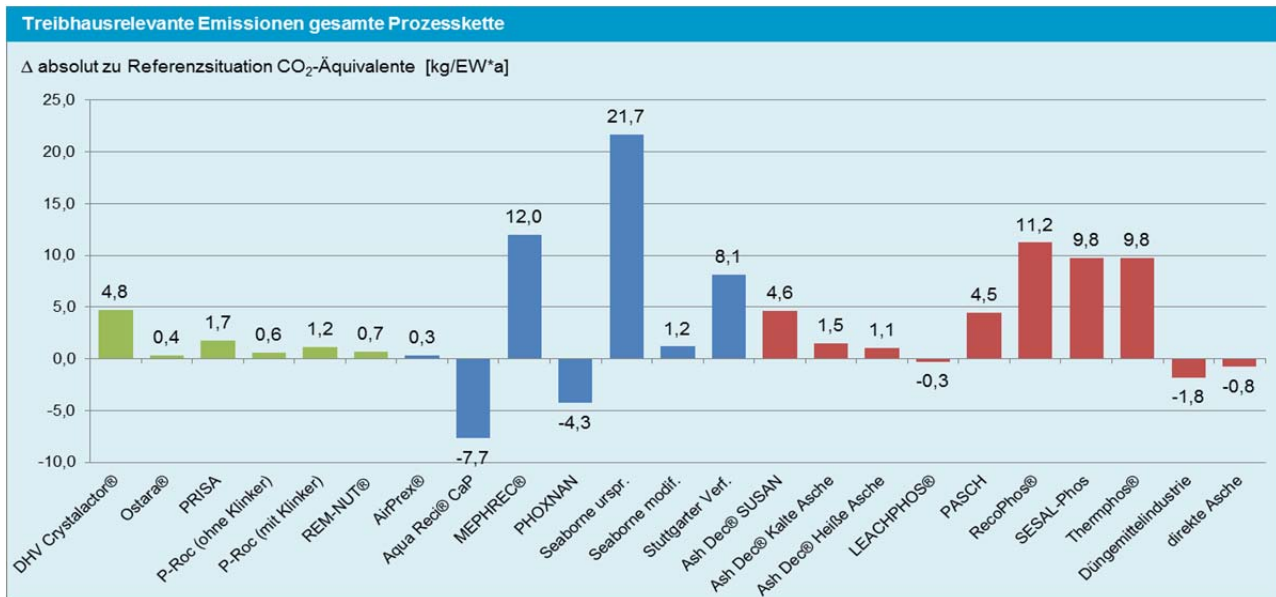


Abbildung 181: Zusammenfassung der Veränderung der treibhausrelevanten Emissionen (kg CO₂/(EW*a)) in Relation zum Referenzsystem

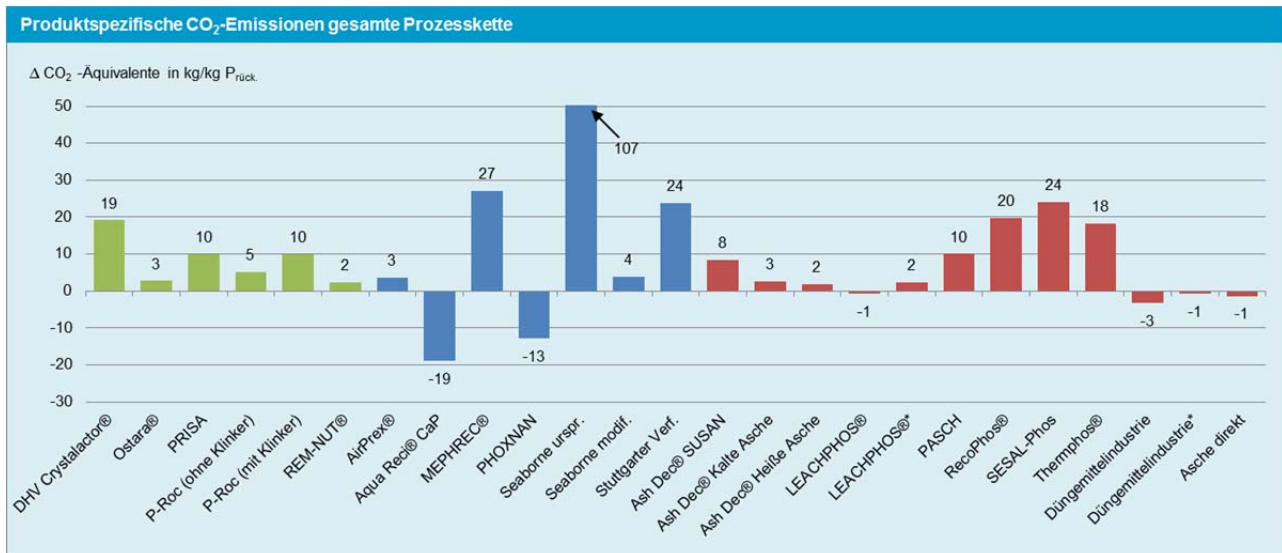


Abbildung 182: Zusammenfassung produktspezifische Emissionen (kg CO₂/kg P) gesamte Prozesskette Emissionen mit Versauerungspotential

Als Referenz werden herangezogen die SO₂-Emissionen pro kg P bei der industriellen Düngemittelerzeugung (19–25 g/kg P). Die SO₂-Emissionen des Referenzsystems liegen bei 12,6 g/EW*a.

Hinsichtlich der SO₂-Emissionen schneiden vor allem jene Verfahren schlecht ab, die Schwefelsäure bei der P-Rückgewinnung benötigen. Grund dafür ist der erste Prozessschritt der Schwefelsäureherstellung, bei welchem reiner Schwefel verbrannt wird (S + O₂ -> SO₂). Ähnlich wie bereits bei den CO₂-Emissionen schneiden die Verfahren aus dem Schlammwasser und das AirPrex® Verfahren mit zusätzlichen SO₂-Emissionen von rund 1–20 g/E*a gut ab. Erwartungsgemäß deutlich höher sind die Emissionen bei den meisten Verfahren aus dem Klärschlamm. Ausnahme ist das Aqua Reci® Verfahren, bei welchem durch die Gutschrift aus der Wärmenutzung im Vergleich zur Referenzsituation SO₂-Emissionen eingespart werden können (Abbildung 183). Bei den Ascheverfahren sticht das RecoPhos® Verfahren aufgrund des Phosphorsäureeinsatzes deutlich hervor. Im Vergleich dazu können mit einzelnen Verfahren (Ash Dec®, SESAL-Phos und Düngemittelindustrie) sogar SO₂-Emissionen eingespart werden.

Hinsichtlich der produktspezifischen SO₂-Emissionen schneiden die Verfahren sehr unterschiedlich ab. Während die SO₂-Emissionen/kg P der Verfahren aus dem Schlammwasser im Bereich der eines handelsüblichen Dünger liegen, sind mit Ausnahme des AquaReci® Verfahren deutlich höhere produktspezifischen Emissionen zu erwarten. Das gute Abschneiden zahlreicher Rückgewinnungsverfahren aus der Asche im Vergleich zur herkömmlichen Düngemittelerstellung kann vor allem auf die Gutschrift durch die Substitution von P-Düngern (hohe indirekte SO₂-Emissionen) erklärt werden. Ausreißer, aufgrund des hohen Phosphorsäurebedarfs ist das RecoPhos® Verfahren. Abbildung 184 zeigt zudem den deutlichen Unterschied der Emissionen durch die Nutzung unterschiedlicher LCA-Datenbanken. Deutlich wird dies für das LEACHPHOS® Verfahren und die Düngemittelindustrie. Abhängig von der Datenbank werden für diese beiden Verfahren SO₂-Einsparungen oder hohe Emissionen ermittelt.

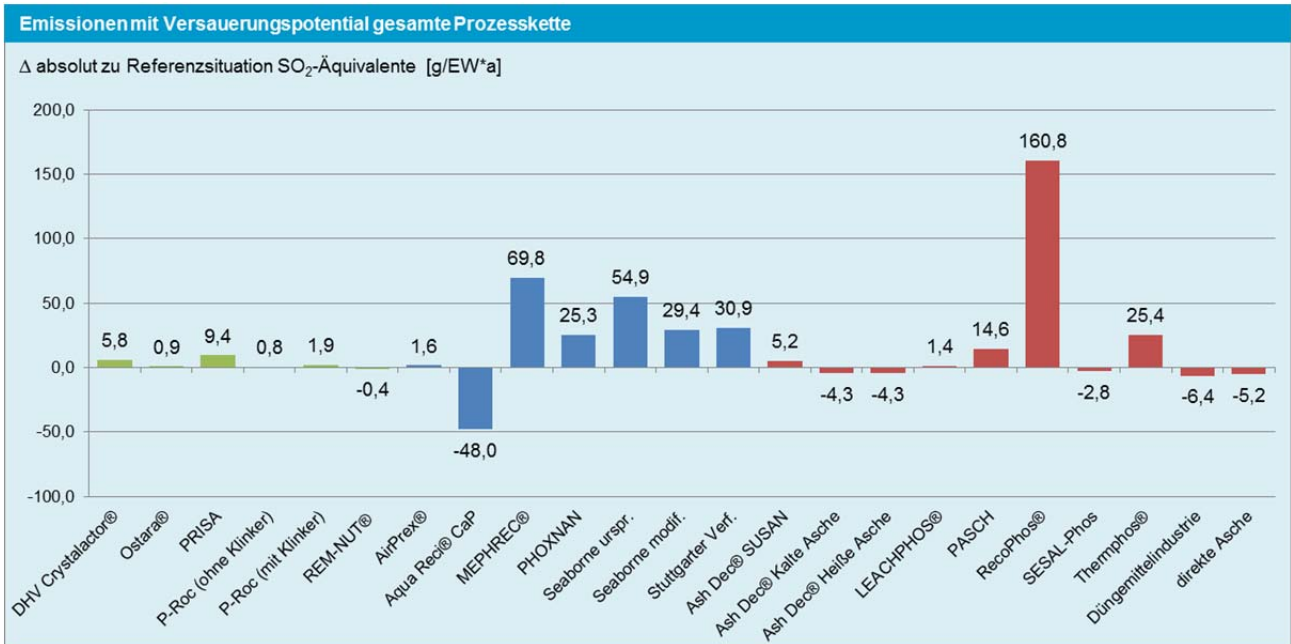


Abbildung 183: Zusammenfassung der Veränderung der Emissionen mit Versauerungspotential (g SO₂/(EW*a)) in Relation zum Referenzsystem

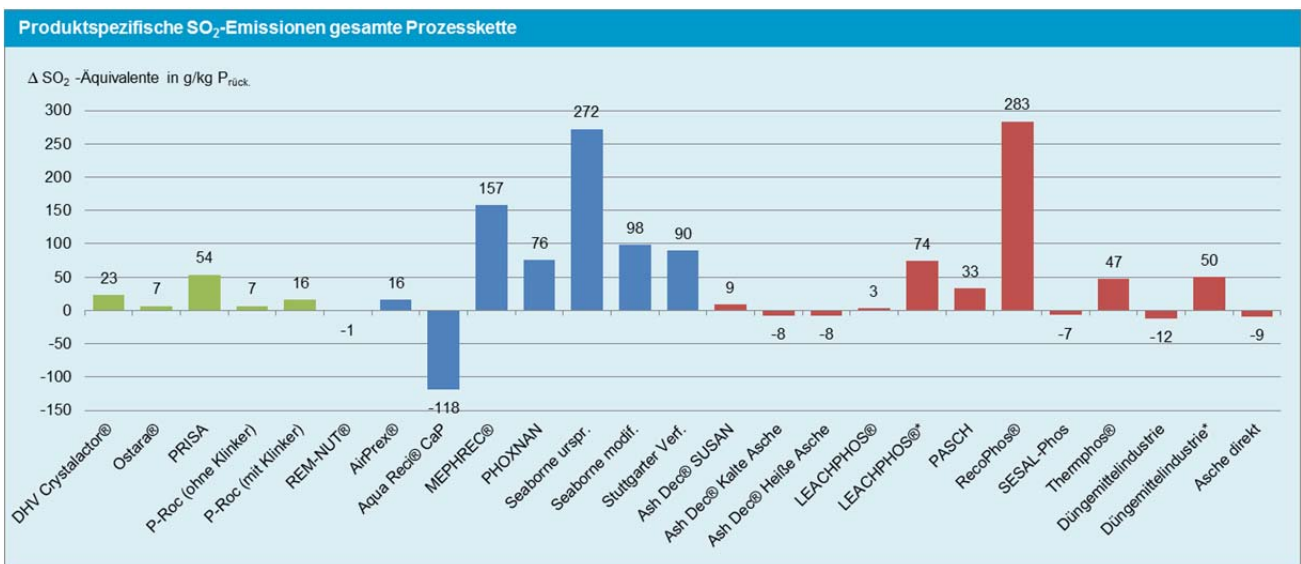


Abbildung 184: Zusammenfassung produktspezifische Emissionen (g SO₂/kg P) gesamte Prozesskette

Kumulierter Energieaufwand (KEA)

Als Referenz werden herangezogen der jährliche Stromverbrauch pro Kopf von rund 7.100 kWh/E*a (BMWFI, 2011), der ermittelte KEA der Referenzkläranlage (17,1 kWh/(EW*a)) und der KEA pro kg P bei der industriellen Düngemittelerzeugung (-2,4–3 kWh/kg P). Als vergleichbare Bezugsgröße bei der Düngemittelerzeugung wird ein KEA von 0,5 kWh/kg P angenommen.

Für den kumulierten Energieaufwand ist eine gute Korrelation mit den Ergebnissen der treibhausrelevanten Emissionen zu beobachten. Die gute Korrelation bezieht sich dabei

- auf die Reihung der Verfahren untereinander,
- dem Faktor des zusätzlichen oder eingesparten Energieaufwands im Vergleich zur Referenzkläranlage,

- dem Faktor des zusätzlichen oder eingesparten Energieaufwands für die Erzeugung von 1 kg P in Relation zur herkömmlichen Düngemittelherstellung,
- sowie den geringen Stellenwert des zusätzlich benötigten Energieaufwandes im Vergleich zum jährlichen pro Kopf Verbrauch.

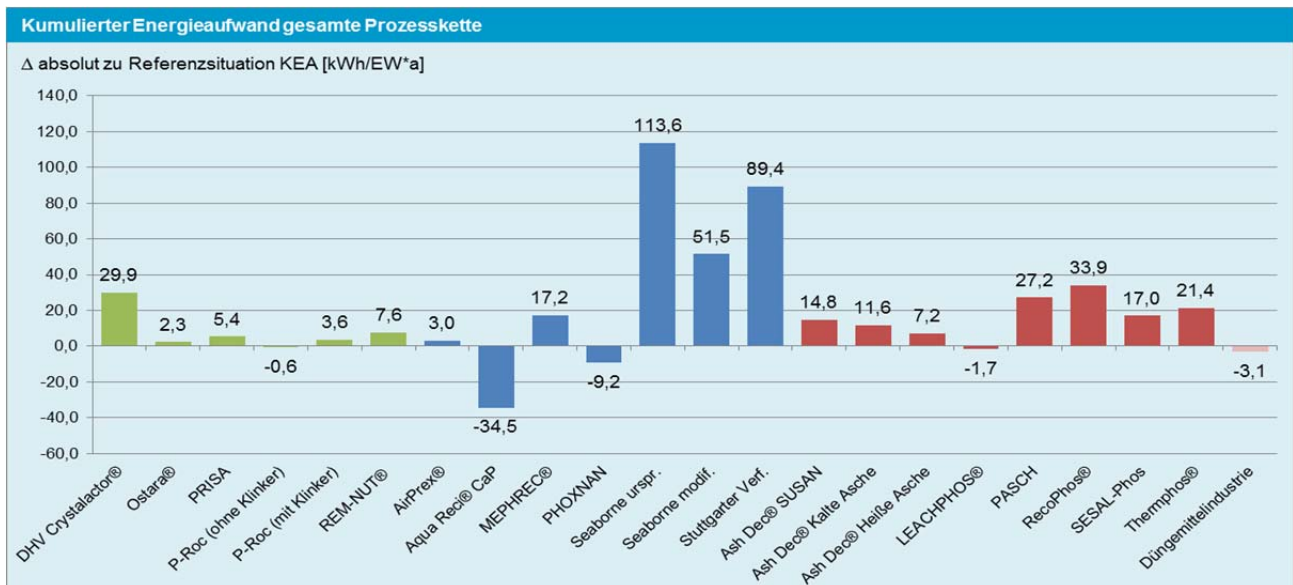


Abbildung 185: Zusammenfassung der Veränderung der Emissionen mit Versauerungspotential (kWh/(EW*a)) in Relation zum Referenzsystem

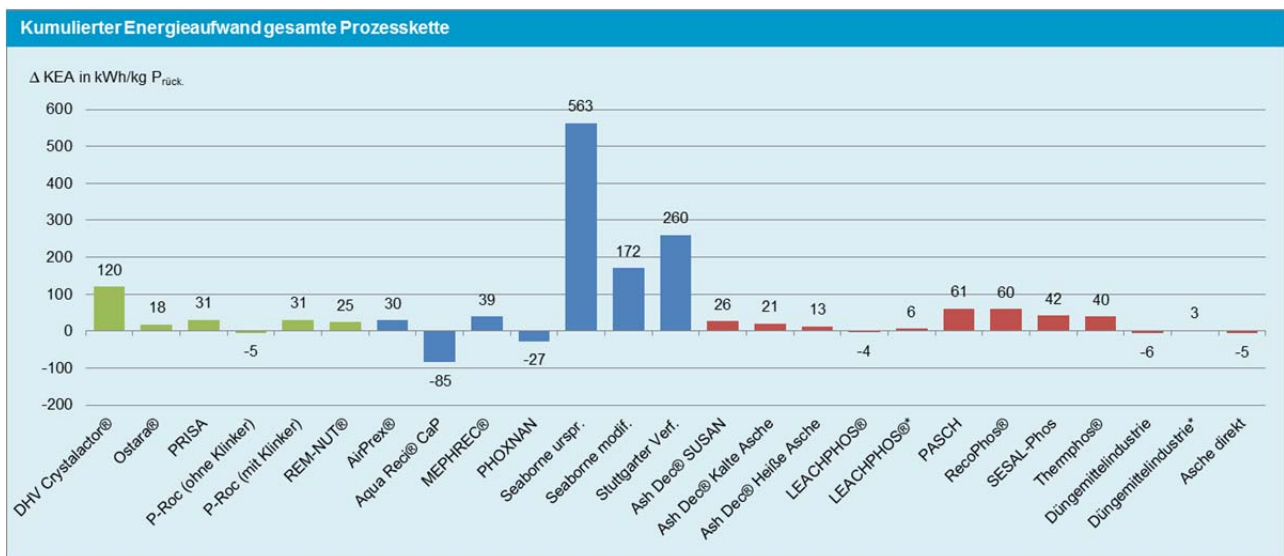


Abbildung 186: Zusammenfassung produktspezifischer KEA (kWh/kg P) gesamte Prozesskette

Im Zuge der Darstellung der Ergebnisse der indirekten Schwermetallemission der einzelnen Verfahren (Kapitel 4) wird deutlich, dass diese in Bezug auf die direkten Emissionen irrelevant sind. Eine neuerliche Darstellung der Ergebnisse der indirekten Schwermetallemissionen erfolgt deshalb nicht. Die Bewertung der Verfahren nach ausgewählten Parametern zeigt, dass auch Verfahren mit teils ähnlichem technologischen Ansatz (Verfahren aus dem Schlammwasser) doch sehr unterschiedlich abschneiden. Schwierig ist die Interpretation der Daten im Hinblick auf die abweichenden Ergebnisse bei Anwendung verschiedener Datenbanken. Allerdings wird auch deutlich, dass unabhängig vom Verfahren oder der eingesetzten Datenbank die zusätzlichen Emissionen oder der zusätzliche Energieaufwand in Relation zu den volkswirtschaftlichen Emissionen bzw. dem Energieaufwand irrelevant sind. Dies gilt auch für möglich



zusätzliche Schwermetallemissionen. Zum einen haben die Rückgewinnungsverfahren keinen relevanten Einfluss auf die bestehenden direkte Schwermetallemissionen in die Gewässer oder die Atmosphäre und zum anderen sind die indirekten SM-Emissionen aus dem Rohstoffbedarf im Vergleich zu den direkten Emissionen häufig vernachlässigbar gering.

5.7 Gruppierung

5.7.1 Prioritätengruppe***



Abbildung 187: Zusammenfassung Prioritätengruppe

Auf Basis der Ergebnisse werden primär Verfahren zur Rückgewinnung aus der getrennt thermisch behandelten Klärschlammasche in die Prioritätengruppe aufgenommen. Hauptkriterium ist das hohe Rückgewinnungspotential, sowohl der Technologien an sich, aber auch im Hinblick auf eine größtmögliche Erschließung des abwasserseitigen P-Potentials in Österreich. Gleichzeitig besteht die Möglichkeit der gleichzeitigen Rückgewinnung von P aus weiteren P-reichen Abfallströmen wie z.B. Tiermehl (derzeit nur von RecoPhos® angedacht). Damit kann ein weiterer potentieller P-reicher Stofffluss im Hinblick auf ein optimiertes österreichweites P-Management genutzt werden. Im Vergleich zu einem Klärschlamm handelt es sich bei der Asche um ein wasserfreies und inertes Abfallprodukt (vollständige Zerstörung der organischen Substanz). In Anbetracht möglicher Szenarien, dass die P-Rückgewinnung in naher Zukunft nicht realisiert wird, besteht die Möglichkeit der Zwischenlagerung der Asche in abgetrennten Bereichen von Deponien (Monodeponie). Der Zugriff auf diese anthropogenen Phosphorlagerstätten ist dann zu einem späteren Zeitpunkt möglich. Zu diesem Thema laufen derzeit verschiedene Forschungsvorhaben in Deutschland (ZwiPhos; Pinnkamp, 2013) und der Schweiz (Morf, 2012) bzw. zeigen die Erfahrungen z.B. aus der Reststoffdeponie in Elbisgraben (Ablagerung von 100.000 t Klärschlammasche, Liestal in der Schweiz), dass eine getrennte Klärschlammascheablagerung in eigenen Kompartimenten auf einer Reststoffdeponie technisch machbar ist und keine spezifischen Probleme bei physikalischen (z.B. Einbaudichte, Standsicherheit, Setzungsverhalten) und chemischen Parametern (Sickerwasser) auftreten (Bunge, 2012). Abhängig von zukünftigen Entscheidungen werden auf Basis der Bewertungskriterien vier Verfahren zur Rückgewinnung des Phosphors top gereiht und in die Prioritätengruppe aufgenommen.

In Bezug auf die Fragestellung einer notwendigen Schwermetallentfrachtung besteht z.B. die Möglichkeit einer Kombination des thermochemischen Verfahrens zur Entfrachtung der Asche (Ash Dec®) und einer anschließenden Eingliederung in die Düngemittelindustrie oder einer nasschemischen Rückgewinnung auch ohne gezielte Schwermetallentfrachtung (LEACHPHOS®).

Die Vor- und Nachteile dieser Verfahren hinsichtlich der ausgewählten Bewertungskriterien werden in den folgenden Tabellen gegenübergestellt.



Tabelle 126: Zusammenfassung Pro- und Contra Beobachtungsgruppe: Nasschemisches Mischverfahren RecoPhos®

Nasschemisches Mischverfahren RecoPhos®	
Pro	Contra
Sehr hohes Rückgewinnungspotential Technologie (100 %)	Keine Schwermetallentfrachtung
Bei zentralem Ansatz, hohes Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext (~80 %)	Vermischen der Asche mit einem hochwertigen Phosphorprodukt (P-Säure),
Endprodukt ist ein zugelassener Dünger mit Düngewirksamkeit und Charakteristik eines handelsüblichen Mineraldünger	Hoher Phosphorsäureverbrauch (Reduktion durch Zugabe weitere P-haltiger Abfälle möglich)
Einziges eigens entwickeltes Ascheverfahren mit wirtschaftlichem Betrieb (Produkt Erlöse decken Ausgaben)	Unklar inwieweit Verunreinigung über die Phosphorsäure in das Endprodukt gelangen (Cd, U)
Tierische Abfälle mit hohem P-Gehalt (Tiermehle bzw. Tiermehlaschen) können integriert werden (Reduktion P-Säurebedarf)	Schlechtes Abschneiden bei CO ₂ , SO ₂ und KEA,

Tabelle 127: Zusammenfassung Pro- und Contra Prioritätengruppe: Nasschemische Extraktionsverfahren Asche

Nasschemische Extraktionsverfahren PASCH und LEACHPHOS®	
Pro	Contra
Hohes Rückgewinnungspotential Technologie (~70–80 %)	Relativ hohe Verfahrenskosten (~4–5 €/kg P), geringes Einsparungspotential
Nahezu vollständige (PASCH) bis teilweise SM-Entfrachtung (LEACHPHOS®)	Schlechte bis mäßige Düngewirksamkeit des Endproduktes (PASCH)
Zentraler Ansatz, relativ hohes Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext (>60 %)	Endprodukt muss weiter aufbereitet werden (pelletieren)
Aufkonzentration der Schwermetalle in kleinem Stoffstrom (Reextraktionsrückstände)	Anfallende Abfallstoffe (Behandlung Reextraktionsrückstände)
Sehr gute Düngewirksamkeit des LEACHPHOS® Endproduktes	

Tabelle 128: Zusammenfassung Pro- und Contra Prioritätengruppe: Düngemittelindustrie

Substitution Rohphosphat durch KS-Asche in Düngemittelindustrie	
Pro	Contra
Sehr hohes Rückgewinnungspotential Technologie (~95%)	Keine Schwermetallentfrachtung
Zentraler Ansatz, hohes Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext (~70 %)	Forschungsbedarf über das Verhalten der Asche und deren Inhaltsstoffe im Prozess der Düngemittelaufbereitung und welche Probleme dabei auftreten können
Eingliederung in bestehende Anlagen und Stoffströme (Rohphosphat), kein Anlagenneubau erforderlich	
Sehr geringe Kosten	
Sehr gute Düngewirksamkeit von Mineraldüngern	
Direkt in der Landwirtschaft einsetzbares Endprodukt	
Keine nennenswerten Abfallströme	
Bestehender Markt für Düngemittel	
Bereits großtechnisch von ICL Fertiliser praktiziert	

Tabelle 129: Zusammenfassung Pro- und Contra Prioritätengruppe: Thermochemische Ascheentfrachtung Ash Dec®

Thermochemische Ascheentfrachtung Ash Dec®	
Pro	Contra
Sehr hohes Rückgewinnungspotential Technologie (~100%)	Effekt auf Pflanzenverfügbarkeit fraglich
Zentraler Ansatz, hohes Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext (~70 %)	Endprodukt schlecht düngewirksam, weitere Aufbereitung notwendig
Gute Schwermetallentfrachtung der Asche	Endprodukt muss weiter aufbereitet werden (pelletieren)
Geringe Kosten	Komplexität des Verfahren
Aufkonzentration der Schwermetalle in kleinem Stoffstrom (Filterstäube)	Geringer bis kein Verkaufswert der entfrachteten Asche
Mögliche Einsparungen durch Integration der Technologie direkt bei der Verbrennung	



5.7.2 Beobachtungsgruppe**

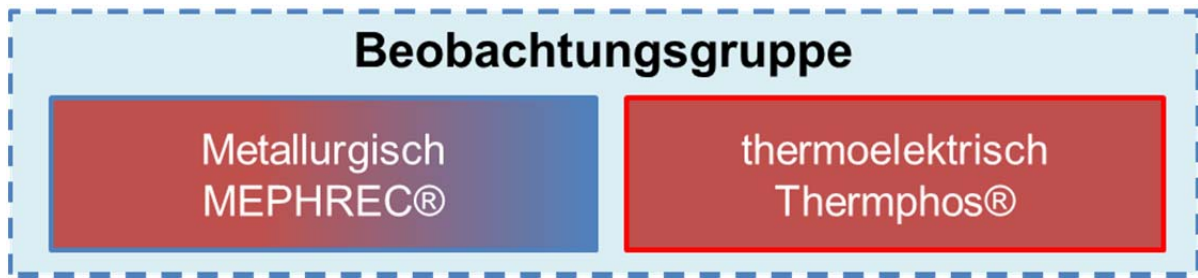


Abbildung 188: Zusammenfassung Beobachtungsgruppe

In die Beobachtungsgruppe werden jene Verfahren aufgenommen, die auf Basis der Bewertungskriterien für eine zukünftige P-Rückgewinnung in Frage kommen könnten, allerdings noch Schwachpunkte aufweisen oder noch Forschungsbedarf erforderlich ist, die eine Einordnung in die Prioritätengruppe nicht erlauben. Bei den ausgewählten Verfahren handelt es sich um ein Verfahren zur Rückgewinnung aus der Asche (Thermphos®) und ein Verfahren zur Rückgewinnung aus dem Klärschlamm und/oder der Klärschlammasche (MEPHREC®)

Mit dem MEPHREC® Verfahren wird ein Verfahren in die Beobachtungsgruppe gereiht, das mehrere Anforderungen bei der Klärschlammbehandlung mit gleichzeitiger Nährstoffrückgewinnung erfüllen:

- Möglichkeit der Nutzung des Energiepotentials des Klärschlammes
- (Nahezu) vollständige Zerstörung der organischen Substanz
- Ablagerung der anfallenden Reststoffe ohne weitere Behandlung

Die Vor- und Nachteile dieses Verfahren hinsichtlich der ausgewählten Bewertungskriterien werden in den folgenden Tabellen gegenübergestellt.

Zusätzlich zu den bewerteten Verfahren wird in Japan (Gifu City) unter dem Projektnamen LOTUS ein Verfahren zur Rückgewinnung von P aus der Asche durch einen alkalischen nasschemischen Aufschluss seit Jahren großtechnisch betrieben. Aufgrund fehlender Daten war keine Bewertung möglich, sollte aber aufgrund der Tatsache, dass dieses Verfahren bereits längerfristig betrieben wird, nicht ausser Acht gelassen werden. Erst kurz vor Beendigung der Studie wurden wir auf Easy Mining Sweden® mit dem CleanMAP® Prozess aufmerksam. Nach Angaben der Betreiber kann mit dieser Technologie (u.a. nasschemische Extraktion) ein sehr reines MonoAmmoniumPhosphat (MAP → nicht Magnesiumammoniumphosphat) aus der Asche erzeugt werden und alle anfallenden Stoffströme recycelt werden. Zudem ist das Verfahren nach Angaben der Betreiber wirtschaftlich umsetzbar (EasyMiningSweden, 2013).

Tabelle 130: Zusammenfassung Pro- und Contra Beobachtungsgruppe: Thermoelektrisch Thermphos®

Thermoelektrisch Thermphos®	
Pro	Contra
Sehr hohes Rückgewinnungspotential Technologie (~95 %)	Umstellung der Phosphorelimination auf Al-Fällung
Bei zentralem Ansatz, hohes Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext (~70 %)	Konkurs des einzigen europäischen Unternehmens zur Herstellung von P ₄
Eingliederung in bestehende Anlagen und Stoffströme (Rohphosphat) war in den Niederlanden bereits umgesetzt, (Niederlande)	Endprodukt für P-Industrie beschränkt, kein direkter landwirtschaftlicher Einsatz möglich, allerdings Herstellung von Phosphorsäure und anschließende Anwendung in der Düngemittelindustrie möglich
kein Anlagenneubau erforderlich	
Sehr geringe Kosten (allerdings nur Betriebskosten betrachtet)	
Sehr gute Schwermetallentfrachtung	
Bestehender Markt für P ₄ , universell einsetzbares Endprodukt	
Reststoffe wie Silikatschlacke und Eisenphosphat kann im Baubereich eingesetzt werden	

Tabelle 131: Zusammenfassung Pro- und Contra Beobachtungsgruppe: Metallurgisch MEPHREC®

Metallurgisches MEPHREC® Verfahren	
Pro	Contra
Hohes Rückgewinnungspotential Technologie (60–80 %)	Große Schwankungen bei Stoffflüsse für P und Schwermetallen (bisher nur Erkenntnisse aus Pilotanlage)
Bei zentralem Ansatz, hohes Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext (~60 %)	Komplexität des Verfahren
Rückgewinnung aus Klärschlamm, KS Asche und Tiermehl	Hohe Unsicherheit bei den Kosten je nach Inputmaterial (KS oder KS Asche), Erlöse aus Synthesegas, Schlamm- oder Ascheannahme
Vollständige Zerstörung der organischen Substanz	Endprodukt ist eine P-reiche Schlacke (ähnlich Thomasmehl)
Erzeugung eines Synthesegases und damit Nutzung des Wärmepotentials des Klärschlammes	Nur teilweise Schwermetallentfrachtung, relativ hohe Schwermetallgehalte in den Endprodukten
Aufkonzentration der Schwermetalle in kleinem Stoffstrom (Filterstäube, Eisenschlacke)	Zusätzlicher Input von Schwermetallen über die benötigten Rohstoffe
In Nürnberg wird derzeit eine Pilotanlage errichtet um die Machbarkeit des Verfahrens im industriellen Maßstab überprüfen zu können	Hoher Ressourcenbedarf



5.7.3 BioP-Gruppe*

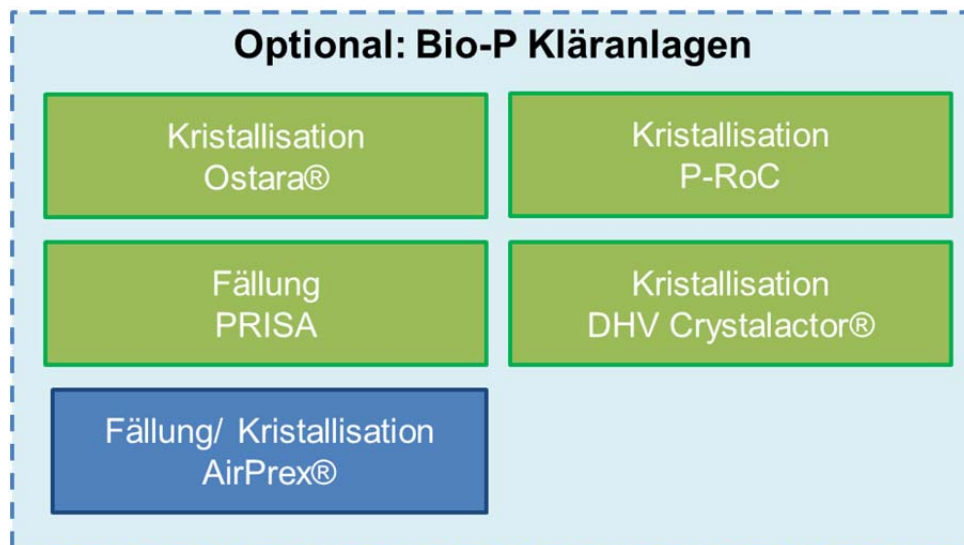


Abbildung 189: Zusammenfassung Bio-P Gruppe Einsatz optional

Wie bereits in Kapitel 5.1 dargestellt handelt es sich bei allen betrachteten Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser bzw. der flüssigen Phase des Faulschlammes (AirPrex®) um einfache und vielfach erprobte Verfahren der Kristallisation und Fällung, die auf Kläranlagen mit rein biologischer P-Elimination eingesetzt werden können. Neben der Rückgewinnung von Phosphor können diese Technologien besonders im Hinblick auf die positiven Auswirkungen auf die Kläranlage (verringerte Nährstoffrückbelastung, Vermeidung von Inkrustationen) und die Schlammentwässerung (Verbesserung der Entwässerbarkeit des Schlammes auf BioP Anlagen (AirPrex®)) empfohlen werden. Ähnliche Verfahren aus dem Schlammwasser die in dieser Studie nicht berücksichtigt wurden, wie z.B. Phosnix Unitaka, Nishihara Reaktor, Sydney Waterboard Reactor, NuReSyS®, PECO (Meerwasser als Mg-Quelle) und der Kristallisationsreaktor der Kläranlage Trevisio sind ebenfalls erprobte und funktionsfähige Technologien, die jederzeit auf Kläranlagen mit hohen $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Schlammwasser eingesetzt werden können.

Durch die gezielte P-Rückgewinnung können auf Kläranlagen kostenintensive Wartungsarbeiten vermieden und gleichzeitig ein direkt in der Landwirtschaft einsetzbarer Dünger mit teilweise sehr guten Düngeeigenschaften (MAP oder CaP) erzeugt werden. Bevorzugt werden Kristallisationsreaktoren eingesetzt, da im Vergleich zu Fällungsverfahren durch die gezielte Prozesssteuerung Pellets unterschiedlicher Korngröße und mit hoher Festigkeit erzeugt werden können. Diese Produkte erfüllen damit die Anforderungen für einen direkten Einsatz in der Landwirtschaft. In Österreich wird deren Einsatz primär durch fehlende Kläranlagen mit reiner biologischer P-Elimination beschränkt. Zudem zeigen die Kostenrechnungen, dass ein wirtschaftlicher Betrieb erst für Anlagen >100.000 EW möglich sein kann. Damit wird der Einsatz dieser Technologien wiederum auf gerade einmal 30 Kläranlagen in Österreich beschränkt. Gleichzeitig gelten für Kläranlagen dieser Größenordnung strenge Ablaufgrenzwerte die ganzjährig eingehalten werden müssen. Inwieweit diese Grenzwerte bei einer BioP Anlage und den vorherrschenden klimatischen Bedingungen in Österreich eingehalten werden ist ein weiteres Kriterium, welches den Einsatz von Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser möglicherweise beschränkt.

Zur Gruppe der Verfahren die optional für Kläranlagen mit reiner biologischen P-Elimination empfohlen werden können, zählen sämtliche Verfahren zur Rückgewinnung des Phosphors aus dem Schlammwasser sowie das Verfahren zur Rückgewinnung des gelösten Anteils direkten aus der Faulschlammphase (AirPrex®). Das Ostara® Verfahren ist aufgrund der Eigenschaften des Endproduktes (reines MAP in Pelletform, sehr gute Düngewirksamkeit) und dem Geschäftsmodelle (gesicherte Abnahme und Vermarktung des Endproduktes) noch vor dem P-RoC-Verfahren zu favorisieren. Besonders hervorzugehen ist beim P-RoC Verfahren, dass mit Ausnahme des CSH-Substrates keine Chemikalien benötigt werden. Als eher negativ ist das anfallende Endprodukt einzustufen, da die Körnung möglicherweise keine direkte Ausbringung in der Landwirtschaft zulässt und die Düngewirksamkeit des Endproduktes (Calciumphosphat) unter jenem eines MAP einzustufen ist.

5.7.4 Keine Gruppenzuordnung

Verfahren, die bei den Bewertungskriterien schlecht abschneiden werden keiner Gruppe zugeordnet. Die negativen Kriterien überwiegen in diesen Fällen die möglichen Positivkriterien. Hauptargumente sind in den meisten Fällen das Rückgewinnungspotential sowohl für die Technologie an sich, aber auch der Einsatz im nationalen Kontext und die hohen Kosten.

Für Rückgewinnungsverfahren aus dem Ablauf einer Kläranlage ist zu beachten, dass der Stand der Technik der P-Elimination zur Einhaltung der strengen Ablaufgrenzwerte in Österreich die Fällung mittels Fe- oder Al-Salzen ist. Für eine Rückgewinnung von P aus dem Ablauf der Kläranlage müsste daher auf eine gezielte P-Elimination verzichtet werden. Die P-Konzentrationen sind trotz fehlender P-Elimination jedoch gering und können aufgrund variierender Zuflussbedingungen stark schwanken. Folglich muss das Rückgewinnungsverfahren zwei wesentliche Kriterien erfüllen. Zum einen muss der Phosphor für eine gezielte Fällung angereichert werden und zum anderen muss das Verfahren als letzte Barriere vor der Einleitung die vorgeschriebenen P-Ablaufwerte garantieren. Der Einsatz von Ionentauschern hat sich allerdings als ungeeignet erwiesen. Gründe sind die unzureichende Selektivität der Tauscher hinsichtlich des Anions PO_4^{3-} und die Zusammensetzung des Abwassers, was zu unerwünschten Ablagerungen auf den Ionentauschern und damit zu hohen Wartungskosten bis hin zu einem Versagen führte. Aus den genannten Gründen ist der Ansatz der Rückgewinnung aus dem Ablauf einer Kläranlage, im speziellen Fall das REM-NUT® Verfahren, im Vergleich zu den Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser nicht empfehlenswert.

Die Vor- und Nachteile der weiteren Verfahren die keiner Gruppe zugeordnet sind, werden hinsichtlich der ausgewählten Bewertungskriterien in den folgenden Tabellen gegenübergestellt.



Tabelle 132: Zusammenfassung Pro- und Contra keine Gruppenzuordnung: REM-NUT®

Ionentauscher und Fällung im Ablauf (REM-NUT®)	
Pro	Contra
Sehr reines Endprodukt durch gezielte P-Entfernung	Verzicht auf gezielte P+N-Elimination im Abwasserreinigungsprozess, Umstellung des Kläranlagenbetriebes
MAP Endprodukt sehr gut Düngewirksam	Ionentauscher ungeeignet in komplexer Matrix Abwasser (z.B. zu geringe Selektivität Anionen, Biofilm)
	Letzte Barriere der P-Entfernung vor Einleitung in Gewässer, verlässliche Technologie erforderlich
	Sehr hohe Kosten → kaum Einsparungspotential
	Geringes Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext (max. 25 %)
	Stark schwankende Volumenströme und P-Konzentration in Zu- und Ablauf einer Kläranlage
	Endprodukt muss weiter aufbereitet werden (pelletieren)

Tabelle 133: Zusammenfassung Pro- und Contra keine Gruppenzuordnung: nasschemische Verfahren Klärschlamm

Nasschemische Verfahren Klärschlamm (Seaborne, Stuttgarter Verfahren)	
Pro	Contra
Gute Schwermetallentfrachtung des Schlammes	Sehr hohe Kosten → kaum Einsparungspotential -> Kosten abhängig von Chemikalien
MAP Endprodukt sehr gut Düngewirksam	Mäßiges Rückgewinnungspotential Technologie
Ansäuerung kann Entwässerbarkeit verbessern	Geringes Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext (~25 %)
	Stabilität des Prozesses (stark variierende P-Rücklösung), Variabilität Endprodukt
	Umgang mit Reststoffen: Saurer schwefelhaltiger Schlamm (Entsorgungssicherheit);
	Endprodukt muss weiter aufbereitet werden (pelletieren)

Tabelle 134: Zusammenfassung Pro- und Contra keine Gruppenzuordnung: Aqua Reci®

Superkritische Wasseroxidation (Aqua Reci®)	
Pro	Contra
Vollständige Zerstörung der organischen Substanz, Deponiefähige Reststoffasche	Sehr komplexer Prozess (SCWO), der offenbar schwer zu beherrschen ist (in Schweden eingestellt)
Relatives hohes Rückgewinnungspotential bezogen auf Anlageninput (~70 %)	Hohe Kostenvariabilität (Nutzung Energie)
Keine weiteren Reststoffe	Geringes Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext (max. 35 %)
Nutzung des Energiepotentials des Klärschlammes	Endprodukt Calciumphosphat, damit schlechte Düngewirksamkeit
	Endprodukt muss weiter aufbereitet werden (pelletieren)

Tabelle 135: Zusammenfassung Pro- und Contra Beobachtungsgruppe: Nassoxidation PHOXNAN

Nassoxidatives Verfahren PHOXNAN	
Pro	Contra
Hohes Rückgewinnungspotential (~60%)	Technologie Geringes Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext (max. 30 %)
Vollständige Zerstörung der organischen Substanz (auch organische Verunreinigungen)	Beschränkt auf BioP-Anlagen, Probleme mit Eisen im Prozess
Reines Endprodukt, sehr gute Düngewirksamkeit	Komplexe Technologie, Kombination aus Nassoxidationsreaktor LOPROX® und mehrerer Filtrationsstufen (Ultra- bis Nanofiltration)
Nutzung des Energiepotentials des Klärschlammes	Schwermetallhaltige Rückstände aus der Nanofiltration
	Teures Verfahren, hohe Kostenvariabilität (Unsicherheit bei der Nutzung der Energie)

Tabelle 136: Zusammenfassung Pro- und Contra keine Gruppenzuordnung: Aqua Reci®

Nasschemisches Extraktionsverfahren (SESAL-Phos®)	
Pro	Contra
Sehr reines Endprodukt	Umstellung der Phosphorelimination auf Al-Fällung
Relatives hohes Rückgewinnungspotential bezogen auf Anlageninput (~60 %)	Entwicklungsstadium Labormaßstab, keine Weiterentwicklung erkennbar
Bei zentralem Ansatz, relative hohes Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext (~50 %)	Hohe Verfahrenskosten
Al-haltiger Überstand kann als Fällmittel zur P-Elimination auf KA wiederverwertet werden	Komplexe chemische Prozesse (saurer Aufschluss P-Umlagerung → alkalische Extraktion → Fällung → Neutralisierung)
	Endprodukt weist auf alkalischen Böden sehr schlechte Düngewirksamkeit auf
	Endprodukt muss weiter aufbereitet werden (pelletieren)

Verfahrensansätze die Grundlage der derzeitigen Erkenntnisse nicht für die Rückgewinnung von Phosphor aus dem Abwasser geeignet sind, werden der Vollständigkeit halber in Tabelle 137 angeführt.

Tabelle 137: Rückgewinnungsverfahren ohne Erkennbares zukünftiges Potential

Schlammwasser
Adsorptionsverfahren
elektrochem. Verfahren
HeatPhos
Magnetseparator
PHOSIDIE
Faul- und Klärschlamm
ATZ Eisenbadreaktor
CAMBI ®
KemiCond
KREPRO ®
Klärschlammasche
EPHOS
Inocre Verfahren
SEPHOS
Therm. Aufschluss Konverterschlacke



6 Zusammenfassung

Phosphor (P) ist eine essentielle und gleichzeitig endliche Ressource, deren Kreislaufführung in modernen Gesellschaften oftmals unterbrochen ist. Zur Aufrechterhaltung der landwirtschaftlichen Erträge sowie für die Erzeugung von phosphorhaltigen Chemikalien muss im Fall von Österreich und der EU der P-Bedarf in hohem Ausmaß über P-Erz- bzw. Mineraldüngerimporte gedeckt werden. Gleichzeitig sind in Österreich ungenutzte Stoffströme wie z.B. kommunales Abwasser oder tierische Abfälle mit beträchtlichem P-Potential vorhanden. Eine detaillierte österreichische Phosphorbilanz stellt neben der Abhängigkeit von Mineraldüngern (16.500 t/a bzw. ~ 2 kg P/E*a) unter anderem den hohen Stellenwert des abwasserbürtigen Phosphors (7.800 t/a bzw. ~ 1 kg P/E*a) im nationalen Kontext dar. Im kommunalen Klärschlamm liegt eine P-Fracht von rund 6.600 t P/a vor, was im Mittel etwa 40 % des jährlich eingesetzten Phosphors in Form von Mineraldüngern (Stand 2004–2008) entspricht. Bezogen auf aktuelle Daten (Wirtschaftsjahr 2011/12: ~ 11.400 t P/a) entspricht dies sogar 60 %. Mit Tiermehlen (4.400 t P/a bzw. $\sim 0,54$ kg P/E*a) steht eine weitere derzeit noch ungenützte P-reiche Abfallfraktion für ein zukünftiges Recycling zur Verfügung. Hinsichtlich des Klärschlammes wird nur rund ein Viertel direkt oder indirekt über Komposte bzw. Biogasgülle einer landwirtschaftlichen Nutzung zurückgeführt. Die Gründe dafür sind zahlreich und reichen von einer vielfach fehlenden Akzeptanz aufgrund möglicher Umweltrisiken bis hin zu hohen Anforderungen an die Entsorgungssicherheit. Gleichzeitig kann in der Abfallwirtschaft ein jährlicher Lagerzuwachs von (8.700 t/a bzw. $1,1$ kg P/E*a) lokalisiert werden, der nach derzeitigen technischen und ökonomischen Gesichtspunkten aufgrund zu geringer Konzentrationen nicht nutzbar ist.

In Anbetracht des großen, ungenutzten P-Potentials im Abwasser wurden in den letzten Jahren zahlreiche Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus den Stoffströmen von Kläranlagen (Schlammwasser, Faul- und Klärschlamm oder Klärschlammmasche) entwickelt. So unterschiedlich diese Stoffströme hinsichtlich ihrer P-Konzentration, der Charakteristik und ihrem Volumen sind, so zahlreich sind auch die Verfahrensansätze. Gemeinsames Ziel dieser Technologien ist eine möglichst hohe Rückgewinnungsquote bei gleichzeitiger Erzeugung eines möglichst pflanzenverfügbaren Endproduktes mit geringeren Umweltrisiken. Allerdings erschwerten bislang fehlende technische Beschreibungen und unzureichende Datengrundlagen dem Gesetzgeber und politischen Entscheidungsträgern fundierte Vorgaben für den Umgang mit der Ressource P zu erarbeiten. In vielen Fällen war unklar, welche Technologien mit welcher Leistungsfähigkeit hinsichtlich P-Wiedergewinnung, Schadstoffentfrachtung und –zerstörung sowie Energieausbeute zur Verfügung stehen, welche Reststoffe anfallen und wie deren gesicherte Entsorgung erfolgt, welche Endprodukte mit welchen landwirtschaftlich relevanten Kriterien anfallen (z.B. Düngewirksamkeit, Schadstoffgehalte) und mit welchen Kosten dabei zu rechnen ist. Diese komplexen Fragestellungen veranlassten die Entwicklung einer Methodik zur (vergleichenden) technischen, ökonomischen und ökologischen Bewertung von insgesamt 18 ausgewählten Verfahren zur Rückgewinnung des abwasserbürtigen Phosphors im Rahmen dieser Studie.

Es hat sich gezeigt, dass eine Vielzahl an Verfahren technisch soweit fortgeschritten und beherrschbar ~~ist~~ sind, dass eine großtechnische Umsetzung ohne Einschränkung möglich ist. Gleichzeitig wird deutlich, dass die Auswahl eines Verfahrens nicht auf Basis eines finalen einzelnen Bewertungskriteriums erfolgen kann. Vielmehr ergeben zahlreiche Kriterien ein Gesamtbild einer Technologie, das mit den zukünftigen

Anforderungen und Vorstellungen an eine gezielte P-Rückgewinnung aus dem Abwasser abgeglichen werden muss und auf dessen Basis eine Auswahl erfolgen kann.

Im Falle der Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser sind diese durchaus zu empfehlen, wenn dadurch Vorteile für den Kläranlagenbetrieb (Vermeidung von Inkrustationen, Reduktion der Nährstoffrückbelastung) zu erwarten sind. Als Schlüsseltechnologie sind Kristallisationsreaktoren anzusehen, deren Endprodukte ähnliche Eigenschaften wie ein handelsüblicher Mineraldünger (Körnung, Festigkeit) aufweisen. Zudem zeugen diese Produkte von einer hohen Reinheit im Hinblick auf Schwermetalle, organische Spurenstoffe und hygienisch relevante Keimbelastungen. Besonders hervorzuheben sind Produkte auf MagnesiumAmmoniumPhosphat (MAP)-Basis, für welche sowohl in einjährigen Topfversuchen als auch in mehrjährigen Feldversuchen auf sauren sowie basischen Böden eine Pflanzenverfügbarkeit auf dem Niveau von handelsüblichem Mineraldünger nachgewiesen wurde. Kostenkalkulationen zeigen, dass vor allem bei Anlagen >100.000 EW ein wirtschaftlicher Betrieb möglich ist. Andererseits sprechen in Österreich fehlende Voraussetzungen (Kläranlagen mit reiner biologischer Phosphorelimination (BioP)) und das geringe Rückgewinnungspotential des abwasserbürtigen Phosphors im nationalen Kontext (rund 16 %) gegen die Rückgewinnung von P aus dem Schlammwasser als Strategie für ein umfassendes Recycling von P aus dem Abwasser.

Mit den nasschemischen und nassoxidativen Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus dem Klärschlamm wird der Forderung einer weitgehenden Schwermetallentfrachtung und Herstellung eines gut pflanzenverfügbaren Endproduktes größtenteils Sorge getragen. Zusätzlich ermöglichen die nassoxidativen Verfahren eine nahezu vollständige Zerstörung der organischen Substanz und eine direkte Nutzung des Energiepotentials des Klärschlammes. Demgegenüber stehen für die nasschemischen Verfahren hohe Kosten pro kg $P_{\text{rückg}}$ im Vergleich zum Referenzsystem (Δ 8,5–12 €/kg P). Da die nasschemischen Verfahren hauptsächlich von den Betriebskosten und dabei in erster Linie von den Chemikalien dominiert werden, ist auch bei Berücksichtigung etwaiger Prozessoptimierungen und möglicher Einsparungen und Erlöse nicht davon auszugehen, dass diese Verfahren in Zukunft wirtschaftlich anwendbar sind. Für die nassoxidativen Verfahren gilt, dass abhängig vom Ausmaß der Nutzung des Energiepotentials des Klärschlammes ein wirtschaftlicher Betrieb möglich erscheint. Im Mittel liegen die zusätzlichen Kosten im Vergleich zum Referenzsystem bei 0,6–8,5 €/kg $P_{\text{rückg}}$. Gegen den Einsatz dieser Verfahren spricht vor allem die fehlende technische Reife. Ziel des metallurgischen MEPHREC® Verfahrens ist ebenfalls eine vollständige Zerstörung der organischen Substanz, die Erzeugung eines Synthesegases und eine Anreicherung von Phosphor sowie die gleichzeitige Abreicherung von Schwermetallen in der Schlackephase. Allerdings schwanken Massenflüsse und Pfade von Phosphor und Schwermetallen im Prozess deutlich, wodurch keine endgültigen Aussagen über ihren Verbleib getroffen werden kann. Verglichen mit den anderen Verfahren schneidet das Endprodukt hinsichtlich der Schwermetalle deutlich schlechter ab. Vorteil der Schmelzvergasung ist, dass gleichzeitig Klärschlamm und Klärschlammaschen aufbereitet werden können, jedoch die Produktion von Synthesegas nur im Falle des Klärschlammes möglich ist. Bei reiner Klärschlammnutzung ist für Anlagen >1 Mio. EW ein wirtschaftlicher Betrieb möglich. Die Pflanzenverfügbarkeit divergiert stark und reicht von sehr gut auf basischen Böden bis schlecht auf sauren Böden. Für eindeutigere Aussagen besteht für dieses metallurgische Verfahren noch Forschungsbedarf. Geht man davon aus, dass eher größere Kläranlagen mit einer Belastung >100.000 EW für diese Verfahren in Frage kommen, kann in Österreich von einem Rückgewinnungspotential im nationalen Kontext von 27 %



(nasschemisch), 32 % (nassoxidativ) bis zu 38 % (metallurgisch) ausgegangen werden. Hauptgründe für die Berücksichtigung von Kläranlagen >100.000 EW, sind die teils sehr komplexen, aufwändigen und damit teuren Ansätze, die auf kleineren Anlage noch unwirtschaftlicher wären.

Im Hinblick auf eine weitgehende Nutzung des vorhandenen P-Potentials aus dem Abwasser wird deutlich, dass eine Strategie zur Rückgewinnung des Phosphors aus der Klärschlammasche (verbrannt ohne Vermischung mit P-armer Asche) derzeit die besten Voraussetzungen bieten. Bedeutende Vorteile einer entsprechenden Strategie sind, dass keine Bindung an einen Kläranlagenstandort erforderlich ist, auch der Klärschlamm kleiner Kläranlagen behandelt werden kann, eine Umsetzung in großen Einheiten möglich ist, weitere P-reiche Abfälle (z.B. Tiermehl) mitbehandelt werden können und die anfallende Asche zwischengelagert werden kann (Aufbau einer „österreichischen Phosphormine“). Wird der Klärschlamm von allen österreichischen Kläranlagen mit einer Belastung >2.000 EW berücksichtigt, ergibt sich abhängig vom Verfahren ein theoretisches Rückgewinnungspotential von rund 63–81 % des abwasserbürtigen Phosphors.

Für die Rückgewinnung aus der Asche kommen Technologien mit vollständiger, teilweiser und fehlender Schwermetallentfrachtung in Frage. Mit dem Ziel der Schwermetall Entfrachtung sind höhere zusätzliche Kosten von 6,3–8,1 €/kg $P_{\text{rückg}}$ im Vergleich zum derzeitigen Referenzsystem zu erwarten. Die Pflanzenverfügbarkeit der zumeist über nasschemische Prozesse gewonnen Endprodukte ist tendenziell schlechter als z.B. ein handelsüblicher Mineraldünger und das Rückgewinnungspotential bezogen auf den Kläranlagenzulauf ist mit 65 % vergleichsweise gering. Bei Verfahren mit teilweiser Schwermetallentfrachtung liegen die Kosten nicht mehr weit von einem herkömmlichen Handelsdünger entfernt, allerdings ist auch hier die Pflanzenverfügbarkeit eher schlecht. Das Rückgewinnungspotential bezogen auf den Kläranlagenzulauf liegt jedoch bei 85 %. Neben den Verfahren zur SM-Abreicherung stehen auch Verfahren zur Verfügung, deren primäres Ziel eine Verbesserung der Pflanzenverfügbarkeit des Phosphors der Klärschlammasche bei gleichzeitiger P-Anreicherung ist (z.B. RecoPhos®). Die Schwermetalle finden sich vollständig im Produkt. Auch ein direkter Einsatz der Klärschlammasche in der Düngemittelindustrie ist denkbar und bereits erprobt (ICL Fertilizers, Holland). Die Zusatzkosten im Vergleich zum Referenzsystem, die für eine Implementierung dieser Verfahren erforderlich sind (z.B. Monoverbrennung statt Mitverbrennung, Verfahrenskosten) liegen im Bereich 1,7–3,7 €/kg $P_{\text{rückg}}$. Nachteil ist die fehlende Schwermetallentfrachtung. Eine weitere Option (thermoelektrischer Prozess, Thermphos®), die bei zahlreichen Bewertungskriterien v.a. hinsichtlich des Rückgewinnungspotentials und der Ökonomie gut abschneidet, ist der Einsatz eisenarmer Aschen zur Herstellung von reinem Phosphor (P_4). Nachteilig dabei ist die erforderliche flächendeckende Umstellung von einer Phosphorfällung mit Eisen auf eine Fällung mit Aluminium mit den bekannten negativen Effekten auf die Abwasserreinigung (schlechtere Schlammabsetzeigenschaften und Entwässerbarkeit, unerwünschte Schwefelsulfidbildung).

Zusammenfassend sind für Verfahren mit sehr guter SM-Entfrachtung zusätzliche volkswirtschaftliche Kosten im Vergleich zum Referenzsystem von rund 30 % zu erwarten, um rund 65 % des abwasserbürtigen Phosphors rückzugewinnen. Für Verfahren ohne bzw. teilweiser SM-Entfrachtung sind zusätzliche Kosten von 10 % zu erwarten, gleichzeitig ist dann aber 80 % des abwasserbürtigen Phosphor verfügbar. Welchem der unterschiedlichen, möglichen Verfahrensvarianten der Vorzug zu geben ist, hängt neben wirtschaftlichen Überlegungen auch von den Anforderungen an die Reinheit des Produktes und der Pflanzenverfügbarkeit ab. Eine grundlegende Frage dabei ist, welche Gesamtfrachten an Schwermetallen, die über


Recyclingprodukte auf die Böden gelangen, die Landwirtschaft längerfristig verträgt. Zwar können auch bei Verfahren ohne Schwermetallanreicherung Schwermetallgrenzwerte für Handelsdünger eingehalten werden, wenn es bei der Aufbereitung zur Vermischung mit anderen P-haltigen Düngern kommt. Dies ändert allerdings nichts an der zurückgeführten Fracht, deren Begrenzung als solche auf Basis entsprechender Untersuchungen ebenfalls erforderlich sein könnte. Im Hinblick auf die Pflanzenverfügbarkeit stellt sich die Frage, ob generell eine rasche Verfügbarkeit erforderlich ist, oder ob auch langsam verfügbare Endprodukte in der Landwirtschaft oder als Grundstoff in der Düngemittelindustrie Absatz finden. Wird ein Produkt mit weitgehender Schwermetallentfrachtung und guter Pflanzenverfügbarkeit als Sekundärrohstoffdünger aus der Klärschlammasche gefordert, können rein wirtschaftliche Überlegungen zurzeit jedenfalls nicht als Motor für eine Implementierung dieser Verfahren dienen.





7 Anhang

7.1 Weiterführende Informationen

Europa- und weltweit haben sich zahlreiche Interessengemeinschaften und Plattformen mit dem gemeinsamen Ziel der sinnvollen und nachhaltigen Nutzung der Ressource P formiert. Folgende Tabelle stellt die bekanntesten zusammenfassend dar.

	<p>Plattform zahlreicher Partner über die Gesamte P-Wertschöpfungskette.</p> <p>http://www.phosphorusplatform.eu/</p>
	<p>Interessensvertreter Forum mit Teilnehmern aus verschiedenen Bereichen und Ansichten im Hinblick auf eine verbesserte P-Nutzung. Bewertung aktueller Informationen, Wissenslücken und zukünftige Entwicklung.</p> <p>http://www.globaltraps.ch/</p>
	<p>Non-Profit Vereinigung zahlreicher Interessenvertretungen der Wasch- und Reinigungsmittelindustrie. Fokus: Nutzung der Phosphate in Wasch- und Reinigungsmittel.</p> <p>www.phosphate-forum.org/</p>
	<p>Konsortium zahlreicher Partner über die Gesamte P-Wertschöpfungskette mit dem Ziel der Förderung großtechnischer P-Rückgewinnungsverfahren. FP7 Projekt</p> <p>www.p-rex.eu/</p>
	<p>Zusammenarbeit zwischen unabhängigen Forschungsinstituten in Europa, Australien und Nordamerika. Gemeinsames Ziel ist die interdisziplinäre Forschung zur globalen P Versorgungssicherheit für die Nahrungsmittelproduktion.</p> <p>http://phosphorusfutures.net/</p>
	<p>Gemeinschaft für Teilnehmer mit professionellem Interesse an der Düngemittelproduktion, Marketing und Düngemittelanwendung.</p> <p>http://fertiliser-society.org/</p>

 <p>CEEP Centre Europeen d'Etudes des Polyphosphates</p>	<p>Zusammenschluss der westeuropäischen Hersteller von Polyphosphaten für Wasch- und Reinigungsmittel sowie für industrielle Anwendungen.</p> <p>http://www.ceep-phosphates.org/</p>
 <p>SNB PHOSPHATE RECOVERY</p>	<p>Klärschlammverbrenner aus den Niederlanden. Enge Zusammenarbeit mit Kläranlagenbetreibern und den weiteren Nutzern der Klärschlammasche z.B. ICL Fertilizer und Thermphos®</p> <p>http://www.phosphaterecovery.com/</p>

7.2 Referenzsystem

Stand der Technik zur Entfernung von P auf Österreichs Kläranlagen ist die simultane P-Elimination mit Fe-Fällmitteln. Der anfallende Klärschlamm wird zu einem Großteil thermisch behandelt. Deshalb wird die Verbrennung, in diesem Fall die Mitverbrennung als Referenzprozess als Behandlungsoption des Klärschlammes ausgewählt. Folglich setzt sich das Referenzsystem aus folgenden Prozessen zusammen (Abbildung 190):

- Abwasserreinigungsprozess mit simultaner Fällung (Fe-Fällung)
- Eindicken (5 % TS)
- Anaerobe Schlammbehandlung (Nutzung des energetischen Potentials)
- Eindicken und Entwässern auf 30 % TS (Polymer zur Konditionierung)
- Mitverbrennung inkl. Rauchgasreinigung (Abwasser -> Kläranlage, Rauchgas -> Atmosphäre) Nutzung energetisches Potential
- Abfallwirtschaft (Behandlung spezieller Reststoffe -> HDT, sulfidische Fällung; Flug- und Bettasche -> Reststoffdeponie; Filterkuchen -> untertägige Ablagerung)

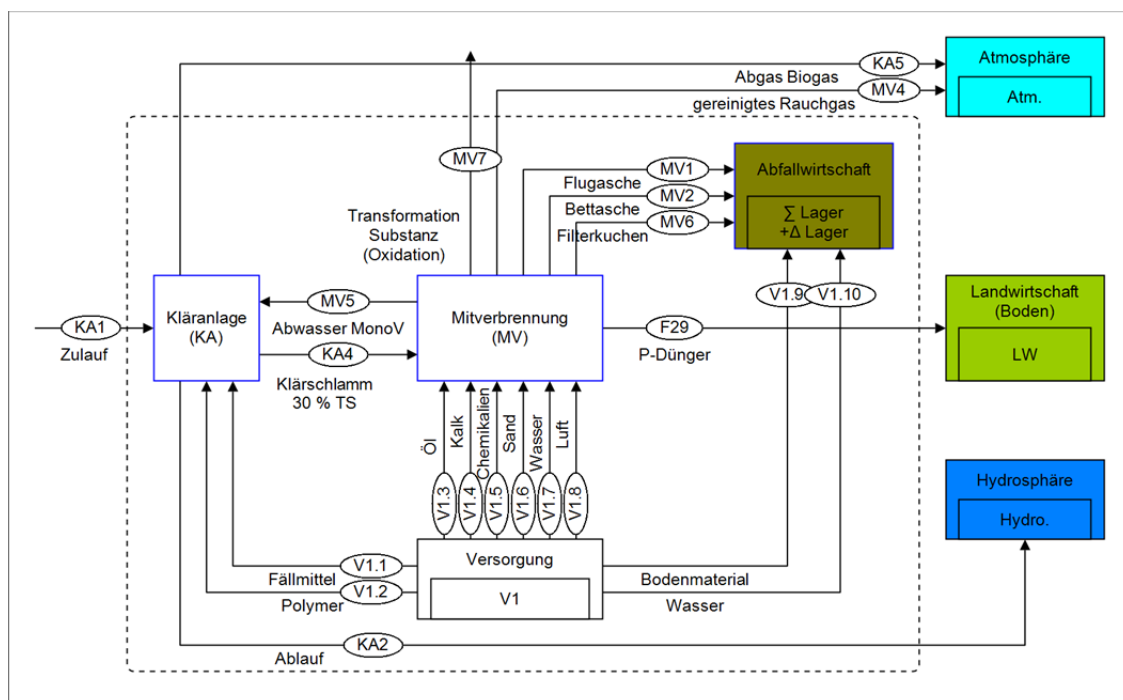


Abbildung 190: Referenzsystem Abwasserreinigung und thermische Klärschlammbehandlung

7.2.1 Güterflussanalyse

Die Güterflussanalyse zeigt die systeminternen Massenflüsse sowie der Bedarf an Hilfsmitteln für die einzelnen Prozesse. Der Hilfsmittelbedarf ist Teil der Sachbilanz zur Erfassung der indirekten Emissionen (Abbildung 191).

Tabelle 138: Systeminterne Flüsse und Hilfsmittel (Sachbilanz)

Massenflüsse	[t/a]	Hilfsmittel	[t/a]
Klärschlamm 30% TS	4.975	Fällmittel (KA)	606,5
Klärschlamm TS	1.492	Polymer (KA)	7,5
Klärschlammasche	671,6	Öl (Mitverbrennung)	27,3
Bettasche	44,8	Kalk (Mitverbrennung)	112,2
Filterkuchen	32,0	Chemikalien (Mitverbrennung)	44,0
Abwasser Mitverbrennung	313,0	Sand (Mitverbrennung)	20,4
Abgas Biogas	698	Wasser (Mitverbrennung)	918
Abgas Mitverbrennung	14.663	Bodenmaterial (AbfW.)	8,1
		Wasser (AbfW.)	406,3
		Treibstoff (Transport)	9,1

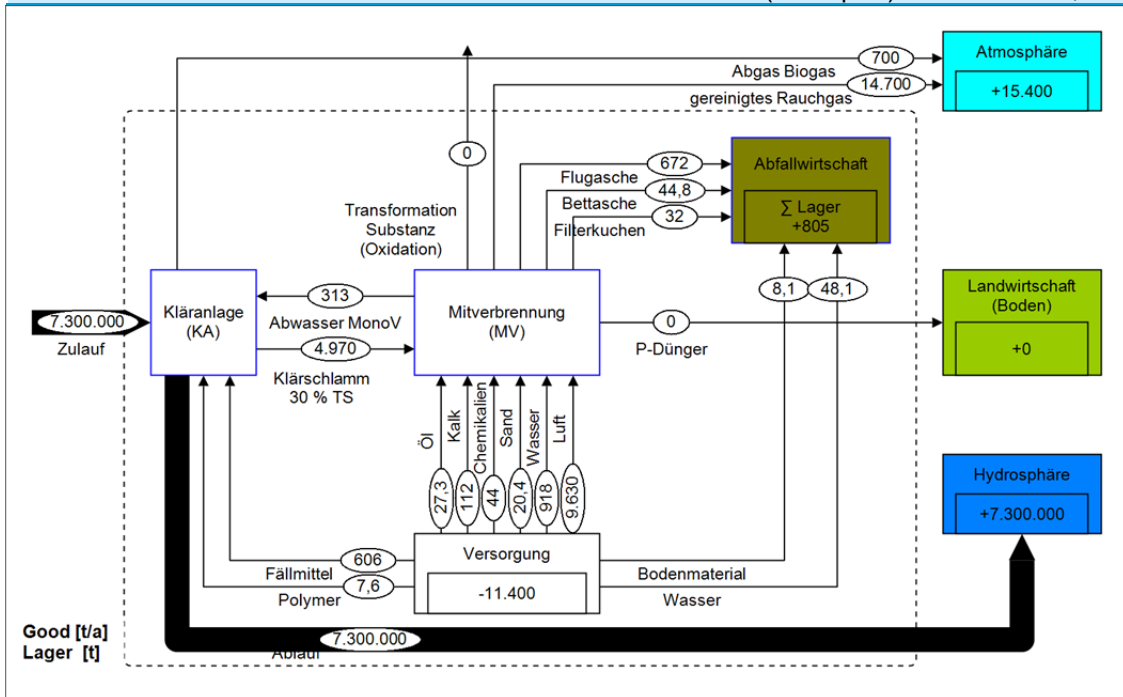


Abbildung 191: Ergebnis Güterflussanalyse Referenzsystem

7.2.2 Stoffflussanalyse

Mithilfe der in Kapitel 3.3.7 dargestellten Transferkoeffizienten der Referenzprozesse werden die Stoffflussanalysen für die ausgewählten Schwermetalle und org. Verunreinigungen ausgearbeitet. Anhand dieser SFA werden die direkten Emissionen in die Atmosphäre und Hydrosphäre erhoben. Abbildung 192 zeigt die SFA für P. Eine Gesamtübersicht der Ergebnisse wird in der Zusammenfassung dargestellt.

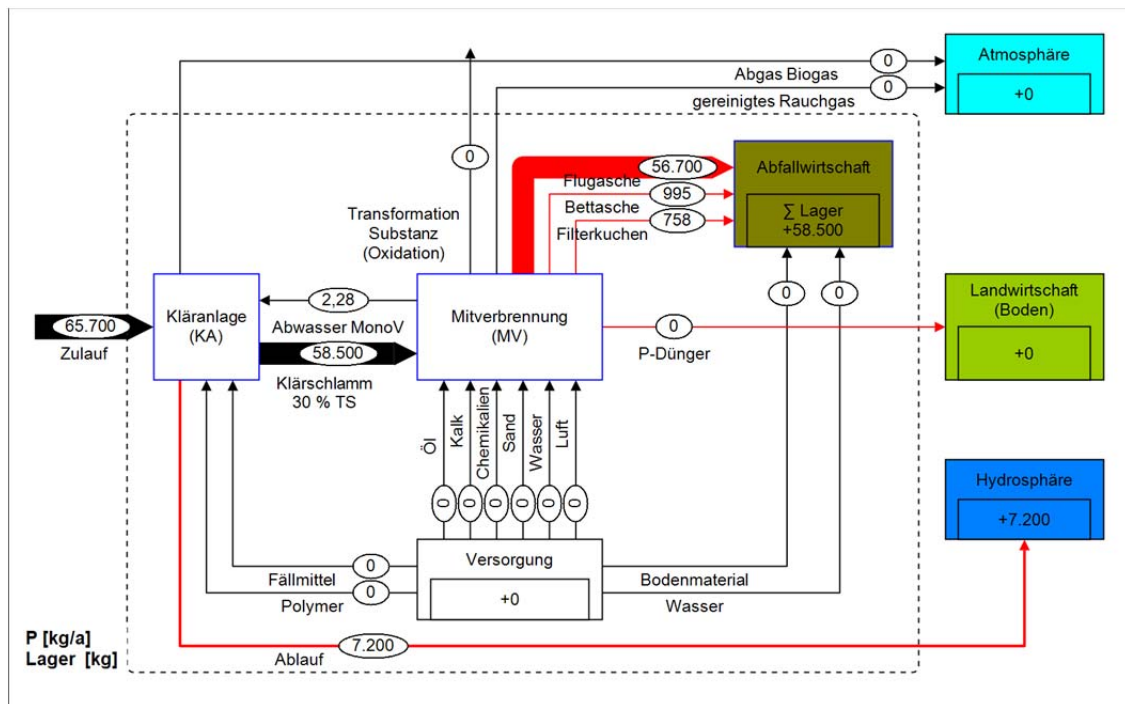


Abbildung 192: P-Stoffflussanalyse Referenzsystem

7.2.3 Energiebilanz

Tabelle 139: Energieerträge Referenzsystem

Energieertrag	elektrische Energie [GWh/a]	thermische Energie [GWh/a]
Kläranlage	0,79	0,99
MonoV	0,25	0,93

Während der Energieertrag der Faulung (elektrisch und thermisch) verwendet wird um den Energiebedarf von 2,2 GWh/a auf 0,5 GWh/a zu reduzieren, liefert die Verbrennung des Klärschlammes überschüssige Energie welche als Gutschrift in die Gesamtkalkulation eingeht.

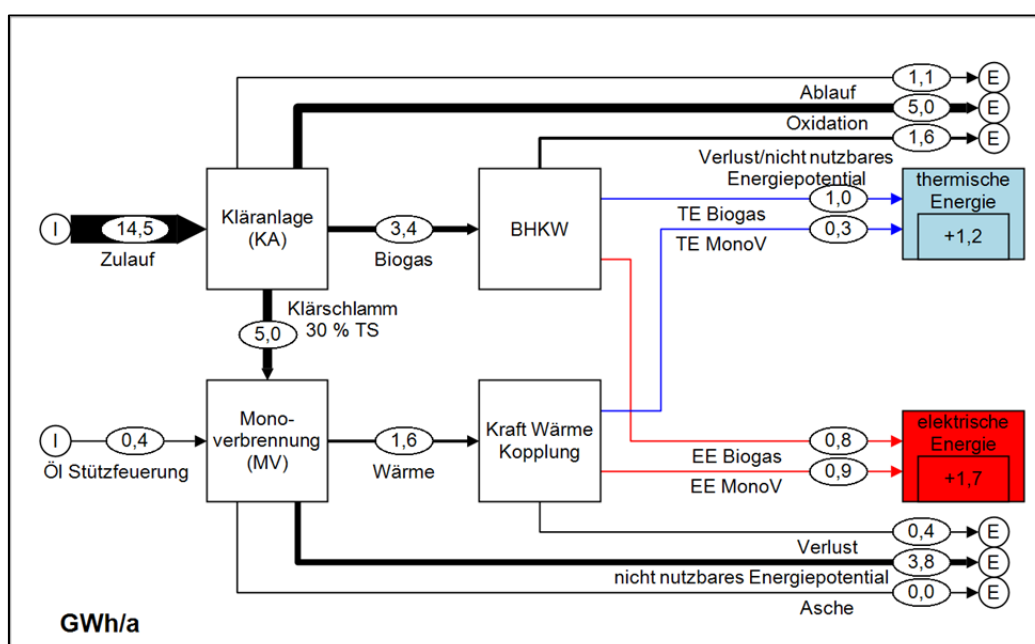


Abbildung 193: Energiebilanz Referenzsystem

7.2.4 Transport

Anhand der anfallenden Massenflüsse und der ausgewählten Transportstrecken zur Behandlung bzw. Entsorgung dieser Massenflüsse werden auf Basis der errechneten Tonnenkilometer (tkm) die Emissionen erfasst (GEMIS-Daten 1 tkm Gütertransport –Dienstleistung geliefert von LKW-Diesel-12t-Solo-DE-2010).

Tabelle 140: Zusammenfassung der Transportparameter und Emissionen für Referenzsystem

Transport	[t/a]	[km]	[tkm]	CO ₂ -Äquiv. [kg/a]	SO ₂ -Äquiv [kg/a]
Klärschlamm 30 % TS zu Verbrennung	4.975	140	696.493	27.569	81
Aschen/Schlacken zu Deponie	716	100	71.639	2.836	8
Filterkuchen zu Untertagedeponie	32	1000	32.049	1.269	4
Gesamt				31.673	93

7.2.5 Zusammenfassung Referenzsystem

7.2.5.1 Treibhauspotential

Tabelle 141: Zusammenfassung der gasförmigen Emissionen Referenzsystem

Gasemissionen (gerundet)	CO ₂ -Äquiv. [kg/a]	SO ₂ -Äquiv. [kg/a]
Kläranlage Biogas (direkt) *	689.300	480
Kläranlage indirekt	207.200	790
Mitverbrennung Öl	110.000	140
Mitverbrennung KS *	2.017.300	1.700
Mitverbrennung indirekt	300.400	790
Rückgewinnungsverfahren	-	-
Deponie	3.600	40
Transport	31.700	90
Gutschrift		
Strom	- 55.800	- 110
Wärme	- 284.400	- 490
Düngemittel	0	0
Gesamte Prozesskette **	368.600	1.260

*werden als CO₂-neutrale Emissionen betrachtet

**berechnet aus nicht CO₂-neutralen Emissionen abzüglich der Gutschriften

Emissionsgutschriften aus der Nutzung des Energiepotentials des Klärschlammes in der Monoverbrennung werden berücksichtigt.

7.2.5.2 Direkte und indirekte Schwermetallemissionen

Direkte Schwermetallemissionen bzw. Emissionen org. Verunreinigungen in die Hydrosphäre und Atmosphäre sind alleinig auf den Kläranlagenablauf bzw. die gereinigten Rauchgas der Monoverbrennung zurückzuführen. Im Vergleich zu den direkten Gewässeremissionen machen die indirekten SM-Emissionen nur einen geringen Anteil an den Gesamtgewässeremissionen aus. Die direkten SM-Emissionen in die Luft sind auf das gereinigte Rauchgas der Monoverbrennung zurückzuführen. Im Vergleich zu den indirekten SM-Emissionen ins Gewässer haben die indirekten SM-Emissionen einen wesentlichen höheren Anteil an den Gesamtemissionen in die Luft (Tabelle 142).

Tabelle 142: Zusammenfassung direkte und indirekte Emissionen Gewässer und Luft aus Referenzsystem

Direkte Emissionen	Gewässer [g/a]	Luft [g/a]	Indirekte Emissionen	Gewässer [g/a]	Luft [g/a]
As	2.100	4,0	As	0,06	0,004
Cd	1.210	3,5	Cd	0,002	0,002
Cr	25.900	39	Cr	0,00006	0,007
Cu	124.300	71	Cu		
Hg	480	45	Hg	0,00006	
Ni	66.800	7,6	Ni	-	0,07
Pb	25.000	9,2	Pb	0,17	0,02
Zn	731.000	1.020	Zn	-	
AOX	339.000	5.421,95	AOX	0,00075	
PAK	4.400,0	154,17	PAK	-	0,003
PCDD/F	0,0	0,00	PCDD/F	-	<0,00001

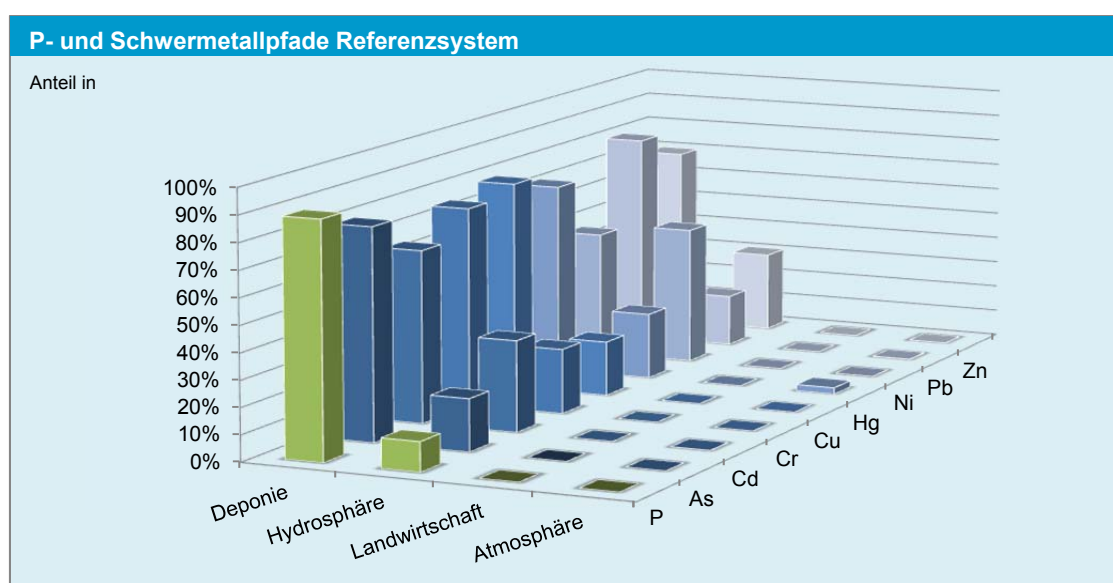


Abbildung 194: Ergebnisse P- und Schwermetallpfad aus SFA für Referenzsystem

7.2.5.3 Kumulierter Energieaufwand (KEA)

Tabelle 143: Zusammenfassung kumulierter Energieaufwand [kWh/(EW*a)] Referenzsystem

Kumulierter Energieaufwand [KEA/(EW*a)]	Rohstoffe	Energie	Gesamt [kWh/(EW*a)]
Kläranlage	0,71	1,00	1,71
MonoV	0,15	0,95	1,09
Deponie	-	-	0,015
Transport	-	-	0,15
Gutschrift			
Strom			-1,31
Wärme	-	-	-0,48
Düngemittel			0
Gesamte Prozesskette			11,32

7.2.5.4 Kosten

Die Kosten für die gesamte Prozesskette von der Abwasserreinigung, über die thermische Behandlung des anfallenden Klärschlammes bis hin zur endgültigen Ablagerung der anfallenden Reststoffe (Flugasche, Bettasche, Filterkuchen) wird in Tabelle 144 dargestellt.

Tabelle 144: Zusammenfassung Kosten Referenzsystem

Kostenstellen	[(€/EW*a)]
Kläranlage	
Abwasserreinigung	4,50
Schlammbehandlung	0,60
Entwässerung	0,90
Mitverbrennung	
Verbrennung	3,58
Entsorgung Asche	0,36
Entsorgung Filterkuchen	0,06
Rückgewinnungsverfahren	
Rückgewinnung	0,00
Kosten Reststoffbehandlung	0,00
Transport	
Klärschlamm zu Verbrennung	0,98
Asche zu Deponie	0,10
Filterkuchen zu Untertagedeponie	0,04
Einsparungen und Erlöse	
keine	0,00
Gesamte Prozesskette	11,12

Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der ökologischen Bewertung des Referenzsystems, sowie die Kosten.

Systemgrenze gesamte Prozesskette



Abbildung 195: Zusammenfassung Ergebnis der ökologischen Bewertung Referenzsystem

Kläranlage	Mit-verbrennung	Keine Rück-gewinnung	Entsorgung Asche, Filterkuchen	Transport	Einsparungen Keine Einsparungen
6,0 €	3,6 €	0,0 €	0,4 €	1,1 €	0,0 €
Gesamt: 11,1 €/EW*a					

Abbildung 196: Zusammenfassung der ökonomischen Bewertung Referenzsystem

7.3 GEMIS und ProBas Datenbank (indirekte Emissionen der eingesetzten Ressourcen)

Wenn nicht anders angegeben, werden die Emissionen auf 1 kg des reinen eingesetzten Rohstoffes bezogen. Bei Energieträger werden die Emissionen zumeist auf 1 TJ bezogen. In Einzelfällen werden zusätzlich zu der ProBas Datenbank, Daten der Ecolvent Datenbank dargestellt.

Calcium- und Magnesiumfällmittel und Calciumverbindungen zur Neutralisation

Ca(OH) ₂					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	6,472E-04	As	4,255E-10	AOX	-
CO	1,772E-02	Cd	2,710E-10	PAH	3,564E-13
CO2	8,018E-01	Cr	4,967E-10	PCDD/F	2,702E-15
HCl	9,977E-07	Cu	-	-	-
HF	7,636E-08	Hg	3,394E-10	-	-
NOX	4,633E-04	Ni	5,187E-09	-	-
N2O	7,488E-06	Pb	2,570E-09	-	-
NH3	1,807E-08	Zn	-	-	-
Staub	1,472E-04	-	-	-	-
SO2	7,143E-05	-	-	-	-
SO2 Aquiv.	3,950E-04	-	-	-	-
CO2 Aquiv.	8,202E-01	-	-	-	-

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	5,870E-17	AOX	3,939E-11
Cd	1,434E-16	PAH	-
Cr	1,418E-16	PCDD/F	-
Cu	-	-	-
Hg	7,169E-17	-	-
Ni	-	-	-
Pb	9,350E-16	-	-
Zn	-	-	-

KEA		TJ
KEA-andere	7,414E-09	-
KEA-erneuerbar	9,717E-09	-
KEA-nichtererneuerbar	3,634E-06	-
Gesamt	3,651E-06	-

CaCl ₂					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	4,315E-04	As	2,837E-10	AOX	-
CO	1,181E-02	Cd	1,807E-10	PAH	2,376E-13
CO2	5,345E-01	Cr	3,311E-10	PCDD/F	1,802E-15
HCl	6,650E-07	Cu	-	-	-
HF	5,090E-08	Hg	2,263E-10	-	-
NOX	3,089E-04	Ni	3,458E-09	-	-
N2O	4,992E-06	Pb	1,713E-09	-	-
NH3	1,204E-08	Zn	-	-	-
Staub	9,811E-05	-	-	-	-
SO2	4,762E-05	-	-	-	-
SO2 Aquiv.	2,600E-04	-	-	-	-
CO2 Aquiv.	5,450E-01	-	-	-	-

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	3,913E-17	AOX	2,626E-11
Cd	9,558E-17	PAH	-
Cr	9,454E-17	PCDD/F	-
Cu	-	-	-
Hg	4,779E-17	-	-
Ni	-	-	-
Pb	6,233E-16	-	-
Zn	-	-	-

KEA		TJ
KEA-andere	4,944E-09	-
KEA-erneuerbar	6,478E-09	-
KEA-nichtererneuerbar	2,423E-06	-
Gesamt	2,434E-06	-

CaCO ₃					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	6,430E-05	As	6,020E-10	AOX	-
CO	3,540E-05	Cd	3,160E-10	PAH	2,480E-13
CO2	4,110E-02	Cr	5,790E-10	PCDD/F	1,350E-15
HCl	9,500E-07	Cu	-	-	-
HF	6,960E-08	Hg	5,930E-10	-	-
NOX	1,420E-04	Ni	4,300E-09	-	-
N2O	1,520E-06	Pb	2,030E-09	-	-
NH3	1,300E-07	Zn	-	-	-
Staub	1,190E-05	-	-	-	-
SO2	3,360E-06	-	-	-	-
SO2 Aquiv.	1,330E-04	-	-	-	-
CO2 Aquiv.	4,300E-02	-	-	-	-

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	3,570E-16	AOX	2,700E-11
Cd	8,710E-16	PAH	-
Cr	8,620E-16	PCDD/F	-
Cu	-	-	-
Hg	4,360E-16	-	-
Ni	-	-	-
Pb	5,680E-15	-	-
Zn	-	-	-

KEA		TJ
KEA-andere	4,450E-08	-
KEA-erneuerbar	2,160E-08	-
KEA-nichtererneuerbar	6,240E-07	-
Gesamt	6,901E-07	-

CaO					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	7,074E-04	As	5,538E-10	AOX	0,000E+00
CO	2,338E-02	Cd	4,531E-10	PAH	5,660E-13
CO2	1,063E+00	Cr	8,995E-10	PCDD/F	4,354E-15
HCl	7,822E-07	Cu	-	-	-
HF	7,268E-08	Hg	6,027E-10	-	-
NOX	6,061E-04	Ni	7,309E-09	-	-
N2O	1,042E-05	Pb	3,937E-09	-	-
NH3	1,767E-06	Zn	-	-	-
Staub	-	-	-	-	-
SO2	7,669E-05	-	-	-	-
SO2 Aquivalenz	5,028E-04	-	-	-	-
CO2 Aquivalenz	1,084E+00	-	-	-	-

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	7,558E-15	AOX	4,951E-11
Cd	1,846E-14	PAH	-
Cr	1,826E-14	PCDD/F	-
Cu	-	-	-
Hg	9,230E-15	-	-
Ni	-	-	-
Pb	1,204E-13	-	-
Zn	-	-	-

KEA		TJ
KEA-andere	4,958E-06	-
KEA-erneuerbar	6,751E-08	-
KEA-nichtererneuerbar	2,743E-08	-
Gesamt	5,053E-06	-

Magnesiumchlorid (MgCl ₂)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	5,880E-04	As	2,160E-10	AOX	-
CO	1,040E-03	Cd	1,380E-10	PAH	2,220E-14
CO2	1,930E+00	Cr	9,960E-10	PCDD/F	9,910E-15
HCl	1,350E-04	Cu	-	-	-
HF	1,060E-06	Hg	-	-	-
NOX	2,800E-03	Ni	1,090E-09	-	-
N2O	4,550E-05	Pb	6,440E-09	-	-
NH3	1,560E-06	Zn	-	-	-
Staub	1,020E-03	-	-	-	-
SO2	8,520E-03	-	-	-	-
SO2 Aquiv.	1,070E-02	-	-	-	-
CO2 Aquiv.	1,960E+00	-	-	-	-

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	7,270E-18	AOX	2,600E-11
Cd	1,780E-17	PAH	-
Cr	1,760E-17	PCDD/F	-
Cu	-	-	-
Hg	8,880E-18	-	-
Ni	-	-	-
Pb	1,160E-16	-	-
Zn	-	-	-

Kumulierter Energieauf		TJ
KEA-andere	5,200E-07	-
KEA-erneuerbar	2,680E-06	-
KEA-nichtererneuerbar	2,150E-05	-
Gesamt	2,470E-05	-

Calciumsilikathydrat (CSH) - Klinker als Ersatz					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	4,264E-04	As	6,960E-10	AOX	-
CO	2,673E-04	Cd	9,223E-10	PAH	1,339E-12
CO2	8,821E-01	Cr	9,150E-10	PCDD/F	3,385E-15
HCl	3,611E-06	Cu	-	-	-
HF	1,835E-07	Hg	4,538E-10	-	-
NOX	1,963E-03	Ni	1,720E-08	-	-
N2O	1,964E-05	Pb	3,450E-09	-	-
NH3	1,184E-06	Zn	-	-	-
Staub	3,239E-04	-	-	-	-
SO2	1,736E-04	-	-	-	-
SO2 Aquiv.	1,546E-03	-	-	-	-
CO2 Aquiv.	8,987E-01	-	-	-	-

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	4,960E-15	AOX	1,600E-10
Cd	1,212E-14	PAH	-
Cr	1,198E-14	PCDD/F	-
Cu	-	-	-
Hg	6,058E-15	-	-
Ni	-	-	-
Pb	7,901E-14	-	-
Zn	-	-	-

KEA		TJ
KEA-andere	3,864E-06	-
KEA-erneuerbar	5,064E-08	-
KEA-nichtererneuerbar	1,736E-08	-
Gesamt	3,932E-06	-

Säuren und Oxidationsmittel

Salzsäure (HCl)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	1,580E-03	As	5,710E-08	AOX	-
CO	2,590E-04	Cd	2,630E-08	PAH	2,980E-08
CO2	8,420E-01	Cr	8,610E-08	PCDD/F	-
HCl	3,700E-04	Cu	2,370E-07		
HF	1,960E-05	Hg	6,290E-07		
NOX	1,520E-03	Ni	9,010E-07		
N2O	3,690E-05	Pb	2,640E-07		
NH3	2,860E-06	Zn	6,200E-07		
Staub					
SO2	5,110E-03	Datenbank Ecoinvent			
SO2 Äquiv.	6,505E-03	4,395E-03			
CO2 Äquiv.	8,925E-01	9,392E-01			

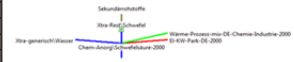
Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	6,760E-07	AOX	1,010E-08
Cd	2,940E-08	PAH	3,780E-08
Cr	7,140E-10	PCDD/F	-
Cu	2,350E-05		
Hg	3,740E-08		
Ni	1,690E-05		
Pb	2,020E-05		
Zn	3,530E-06		

Datenbank Ecoinvent		TJ	
KEA			
KEA-andere	5,753E-09		
KEA-erneuerbar	1,578E-08		
KEA-nichterneuerbar	-4,370E-06		
Gesamt	-4,348E-06	2,330E-05	

Schwefelsäure (H2SO4)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	-1,410E-03	As	-1,060E-08	AOX	-
CO	-3,300E-04	Cd	-1,070E-09	PAH	-1,800E-12
CO2	-3,680E-01	Cr	-5,240E-09	PCDD/F	-1,380E-14
HCl	-3,350E-05	Cu	-		
HF	-1,210E-06	Hg	-		
NOX	5,163E-04	Ni	-8,230E-09		
N2O	-1,350E-05	Pb	-3,210E-08		
NH3	2,120E-08	Zn	-		
Staub					
SO2	3,620E-03	Datenbank Ecoinvent			
SO2 Äquiv.	3,260E-03	0,015871			
CO2 Äquiv.	-4,050E-01	0,12395			

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	8,360E-17	AOX	-8,320E-12
Cd	2,040E-16	PAH	-
Cr	2,020E-16	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	1,020E-16		
Ni	-		
Pb	1,330E-15		
Zn	-		

Datenbank Ecoinvent		TJ	
KEA			
KEA-andere	5,753E-09		
KEA-erneuerbar	1,578E-08		
KEA-nichterneuerbar	-4,370E-06		
Gesamt	-4,348E-06	2,121E-06	



Essigsäure bzw. Oxalsäure					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	1,239E-02	As	5,940E-09	AOX	-
CO	1,582E-03	Cd	3,284E-09	PAH	4,782E-13
CO2	1,522E+00	Cr	1,175E-08	PCDD/F	6,560E-14
HCl	2,605E-05	Cu	-		
HF	1,552E-06	Hg	7,499E-09		
NOX	2,774E-03	Ni	1,153E-08		
N2O	3,866E-05	Pb	4,934E-08		
NH3	2,558E-06	Zn	-		
Staub					
SO2	6,087E-04	Datenbank Ecoinvent			
SO2 Äquiv.	2,573E-03	7,508E-03			
CO2 Äquiv.	1,832E+00	2,043E+00			

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	8,137E-16	AOX	1,371E-10
Cd	1,991E-15	PAH	-
Cr	1,973E-15	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	9,982E-16		
Ni	2,295E-08		
Pb	1,298E-14		
Zn	-		

Datenbank Ecoinvent		TJ	
KEA			
KEA-andere	4,892E-05		
KEA-erneuerbar	1,705E-07		
KEA-nichterneuerbar	3,172E-05		
Gesamt	8,082E-05	6,086E-05	



Phosphorsäure (H3PO4)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	8,988E-03	As	-1,774E-08	AOX	-
CO	1,708E-03	Cd	-1,684E-09	PAH	-3,038E-12
CO2	2,788E+00	Cr	-7,901E-09	PCDD/F	-1,332E-14
HCl	1,184E-03	Cu	-		
HF	1,251E-04	Hg	-1,687E-08		
NOX	1,374E-02	Ni	-1,297E-08		
N2O	1,030E-04	Pb	-4,813E-08		
NH3	1,294E-07	Zn	-		
Staub					
SO2	3,388E-02	Datenbank Ecoinvent			
SO2 Äquivalent	4,469E-02	-			
CO2 Äquivalent	3,044E+00	-			

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	1,428E-16	AOX	1,202E-11
Cd	3,488E-16	PAH	-
Cr	3,450E-16	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	1,744E-16		
Ni	2,275E-15		
Pb	-		
Zn	-		

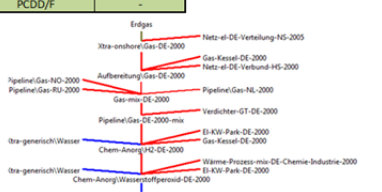
Datenbank Ecoinvent		TJ	
KEA			
KEA-andere	2,867E-05		
KEA-erneuerbar	3,332E-08		
KEA-nichterneuerbar	1,826E-08		
Gesamt	2,872E-05		



Wasserstoffperoxid (H2O2)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	9,140E-03	As	6,151E-08	AOX	-
CO	1,925E-03	Cd	7,698E-09	PAH	1,064E-11
CO2	8,604E+00	Cr	3,512E-08	PCDD/F	9,046E-14
HCl	1,644E-04	Cu	-		
HF	7,100E-06	Hg	5,766E-08		
NOX	3,609E-03	Ni	1,121E-07		
N2O	1,003E-04	Pb	1,935E-07		
NH3	1,113E-06	Zn	-		
Staub					
SO2	2,310E-03	Datenbank Ecoinvent			
SO2 Äquiv.	4,980E-03	-			
CO2 Äquiv.	8,862E+00	-			

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	3,515E-15	AOX	1,214E-10
Cd	8,585E-15	PAH	-
Cr	8,491E-15	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	4,292E-15		
Ni	-		
Pb	5,599E-14		
Zn	-		

Datenbank Ecoinvent		TJ	
KEA			
KEA-andere	4,492E-05		
KEA-erneuerbar	5,391E-07		
KEA-nichterneuerbar	3,813E-07		
Gesamt	4,584E-05		



Natriumverbindungen

Natriumhydroxid (NaOH)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	7,610E-04	As	5,890E-09	AOX	-
CO	2,390E-04	Cd	3,040E-09	PAH	6,000E-14
CO2	4,410E-01	Cr	7,490E-09	PCDD/F	1,380E-14
HCl	1,600E-05	Cu	-		
HF	9,760E-07	Hg	7,380E-09		
NOX	4,510E-04	Ni	7,280E-09		
N2O	1,340E-05	Pb	1,740E-08		
NH3	2,950E-06	Zn	-		
Staub	5,420E-05				
SO2	4,790E-04				
SO2 Äquiv.	8,150E-04				
CO2 Äquiv.	4,620E-01				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	5,390E-17	AOX	1,260E-11
Cd	1,320E-16	PAH	-
Cr	1,300E-16	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	6,580E-17		
Ni	-		
Pb	8,580E-16		
Zn	-		

Datenbank Ecoinvent		
	0,005	
	1,100	

Datenbank Ecoinvent		
KEA	TJ	TJ
KEA-andere	2,670E-07	
KEA-erneuerbar	1,350E-07	
KEA-nichterneuerbar	7,120E-06	
Gesamt	7,522E-06	2,286E-05

Soda (Na2CO3)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	4,479E-03	As	1,916E-09	AOX	-
CO	7,258E-03	Cd	5,445E-10	PAH	5,149E-13
CO2	1,036E+00	Cr	1,380E-09	PCDD/F	4,380E-15
HCl	2,445E-06	Cu	-		
HF	6,016E-08	Hg	1,870E-09		
NOX	2,158E-03	Ni	8,085E-09		
N2O	5,348E-06	Pb	7,394E-09		
NH3	1,288E-06	Zn	-		
Staub	2,710E-04				
SO2	2,136E-03				
SO2 Äquiv.	3,643E-03				
CO2 Äquiv.	1,149E+00				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	5,342E-15	AOX	4,708E-11
Cd	1,305E-14	PAH	-
Cr	1,291E-14	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	6,524E-15		
Ni	-		
Pb	8,509E-14		
Zn	-		

Datenbank Ecoinvent		
	1,295E-05	
	4,336E-08	
	7,148E-07	
Gesamt	1,371E-05	

Natriumsulfid (Na2S)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	6,712E-02	As	2,704E-08	AOX	0,000E+00
CO	9,596E-03	Cd	8,392E-09	PAH	5,350E-13
CO2	7,722E-01	Cr	2,416E-08	PCDD/F	4,600E-14
HCl	3,319E-05	Cu	-		
HF	1,115E-06	Hg	-		
NOX	8,094E-03	Ni	4,474E-08		
N2O	6,266E-05	Pb	8,637E-08		
NH3	7,761E-06	Zn	-		
Staub	-				
SO2	8,892E-03				
SO2 Äquiv.	1,389E-02				
CO2 Äquiv.	1,812E+00				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	2,791E-14	AOX	0,000E+00
Cd	6,822E-14	PAH	-
Cr	6,747E-14	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	3,405E-14		
Ni	-		
Pb	4,444E-13		
Zn	-		

Datenbank Ecoinvent		
	3,958E-05	
	5,344E-07	
	1,777E-04	
Gesamt	2,178E-04	

Natriumchlorid/Steinsalz (NaCl)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	1,374E-05	As	1,327E-10	AOX	-
CO	2,471E-05	Cd	1,113E-10	PAH	1,484E-13
CO2	1,266E-02	Cr	1,736E-10	PCDD/F	4,426E-16
HCl	1,750E-07	Cu	-		
HF	2,347E-08	Hg	1,467E-10		
NOX	5,419E-05	Ni	1,856E-09		
N2O	1,994E-06	Pb	5,850E-10		
NH3	5,388E-07	Zn	-		
Staub	4,286E-06				
SO2	7,399E-06				
SO2 Äquiv.	4,633E-05				
CO2 Äquiv.	1,363E-02				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	2,202E-15	AOX	1,082E-11
Cd	5,380E-15	PAH	0,000E+00
Cr	5,321E-15	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	2,690E-15		
Ni	-		
Pb	3,508E-14		
Zn	-		

Datenbank Ecoinvent		
	7,148E-09	
	1,758E-08	
	1,913E-07	
Gesamt	2,160E-07	

Phosphor- und Stickstoffdünger

Phosphordünger (1 kg P)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	1,601E-03	As	7,454E-09	AOX	-
CO	1,906E-03	Cd	7,649E-09	PAH	8,685E-10
CO2	1,195E+00	Cr	7,448E-09	PCDD/F	2,026E-13
HCl	1,967E-05	Cu	-		
HF	1,117E-06	Hg	4,701E-09		
NOX	9,799E-03	Ni	1,536E-07		
N2O	5,808E-05	Pb	3,177E-08		
NH3	1,272E-05	Zn	-		
Staub	1,732E-03				
SO2	1,192E-02				
SO2 Äquiv.	1,879E-02				
CO2 Äquiv.	1,235E+00				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	9,473E-16	AOX	1,376E-09
Cd	2,314E-15	PAH	-
Cr	2,289E-15	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	1,157E-15		
Ni	-		
Pb	1,509E-14		
Zn	-		

Datenbank Ecoinvent		
	1,838E-05	
	1,574E-07	
	1,053E-07	
Gesamt	1,864E-05	

Stickstoffdünger (1 kg N)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	6,016E-03	As	6,970E-09	AOX	-
CO	3,282E-03	Cd	1,097E-08	PAH	6,345E-10
CO2	2,917E+00	Cr	1,123E-08	PCDD/F	1,226E-12
HCl	6,474E-05	Cu	-		
HF	4,707E-07	Hg	4,693E-09		
NOX	1,604E-02	Ni	2,060E-07		
N2O	1,512E-02	Pb	4,856E-08		
NH3	6,718E-03	Zn	-		
Staub	2,432E-03				
SO2	4,497E-03				
SO2 Äquiv.	2,836E-02				
CO2 Äquiv.	7,575E+00				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	5,075E-14	AOX	1,992E-09
Cd	1,240E-13	PAH	-
Cr	1,226E-13	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	6,199E-14		
Ni	-		
Pb	8,085E-13		
Zn	-		

Datenbank Ecoinvent		
	5,075E-14	
	1,992E-09	
	1,950E-07	
Gesamt	5,195E-05	

Aluminium und Eisen bzw. Eisensulfat

Aluminium (Al)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	1,293E-02	As	1,006E-07	AOX	-
CO	2,045E-03	Cd	5,329E-08	PAH	5,997E-11
CO2	1,198E+01	Cr	1,311E-07	PCDD/F	3,282E-13
HCl	1,566E-04	Cu	-		
HF	5,812E-05	Hg	1,272E-07		
NOX	2,225E-02	Ni	7,353E-07		
N2O	4,167E-04	Pb	4,461E-07		
NH3	4,351E-04	Zn	-		
Staub	1,830E-02				
SO2	3,302E-02				
SO2 Äquivalenz	4,956E-02				
CO2 Äquivalenz	1,458E+01				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	1,865E-12	AOX	1,951E-09
Cd	4,556E-12	PAH	-
Cr	4,506E-12	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	2,278E-12		
Ni	0,000E+00		
Pb	2,971E-11		
Zn	-		

KEA	TJ
KEA-andere	1,589E-04
KEA-erneuerbar	1,480E-05
KEA-nichterneuerbar	6,120E-06
Gesamt	1,798E-04

Eisen (Fe)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	1,060E-02	As	-1,540E-11	AOX	-
CO	1,710E-02	Cd	9,120E-10	PAH	1,110E-12
CO2	1,620E+00	Cr	6,480E-10	PCDD/F	1,110E-14
HCl	-7,460E-07	Cu	-		
HF	-3,010E-07	Hg	-5,940E-11		
NOX	3,810E-03	Ni	1,410E-08		
N2O	1,150E-05	Pb	7,420E-09		
NH3	-9,420E-08	Zn	-		
Staub	-				
SO2	3,980E-03				
SO2 Äquivalent	6,646E-03				
CO2 Äquivalent	1,888E+00				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	-7,440E-16	AOX	6,000E-09
Cd	-1,820E-15	PAH	-
Cr	-1,800E-15	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	-9,090E-16		
Ni	-		
Pb	-1,190E-14		
Zn	-		

KEA	TJ
KEA-andere	3,890E-06
KEA-erneuerbar	6,200E-10
KEA-nichterneuerbar	1,980E-05
Gesamt	2,369E-05

Eisensulfat (FeSO4)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	2,080E-04	As	6,990E-09	AOX	-
CO	2,870E-05	Cd	2,620E-09	PAH	3,720E-09
CO2	1,110E-01	Cr	1,110E-08	PCDD/F	-
HCl	2,090E-05	Cu	3,110E-08		
HF	2,760E-06	Hg	6,610E-09		
NOX	1,920E-04	Ni	1,060E-07		
N2O	5,080E-06	Pb	3,040E-08		
NH3	4,070E-07	Zn	5,000E-08		
Staub	-				
SO2	6,770E-04				
SO2 Äquivalenz	8,306E-04				
CO2 Äquivalenz	1,177E-01				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	9,210E-08	AOX	1,210E-09
Cd	3,090E-09	PAH	4,570E-09
Cr	9,340E-11	PCDD/F	-
Cu	3,200E-07		
Hg	9,100E-11		
Ni	2,310E-07		
Pb	2,770E-07		
Zn	4,780E-07		

KEA	TJ
KEA-andere	-
KEA-erneuerbar	-
KEA-nichterneuerbar	-
Gesamt	0

Ecoinvent Datenbank	
KEA	TJ
KEA	3,655E-06

Energie

Elektrizität (1 TJ)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	1,401E+02	As	2,772E-05	AOX	-
CO	5,471E+01	Cd	1,857E-05	PAH	2,779E-07
CO2	5,721E+04	Cr	1,175E-04	PCDD/F	1,155E-09
HCl	2,354E+00	Cu	-		
HF	1,833E-01	Hg	3,238E-05		
NOX	1,238E+02	Ni	1,733E-04		
N2O	3,049E+00	Pb	7,949E-04		
NH3	1,383E+00	Zn	-		
Staub	6,178E+00				
SO2	2,984E+01				
SO2 Äquiv.	1,210E+02				
CO2 Äquiv.	6,162E+04				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	7,984E-12	AOX	3,347E-06
Cd	1,950E-11	PAH	-
Cr	1,929E-11	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	9,751E-12		
Ni	-		
Pb	1,272E-10		
Zn	-		

KEA		TJ
KEA-andere	4,786E-01	
KEA-erneuerbar	6,687E-01	
KEA-nichtererneuerbar	7,681E-01	
Gesamt	1,915E+00	

Erdgas (1 TJ)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	2,497E+02	As	2,049E-05	AOX	-
CO	2,520E+01	Cd	1,277E-05	PAH	7,570E-10
CO2	6,991E+03	Cr	1,005E-04	PCDD/F	1,013E-09
HCl	1,185E-02	Cu	-		
HF	9,583E-04	Hg	2,561E-05		
NOX	3,809E+01	Ni	8,657E-05		
N2O	2,890E-01	Pb	6,560E-04		
NH3	1,187E-03	Zn	-		
Staub	1,483E+00				
SO2	1,224E+00				
SO2 Äquiv.	2,776E+01				
CO2 Äquiv.	1,332E+04				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	3,169E-14	AOX	2,423E-06
Cd	7,741E-14	PAH	-
Cr	7,667E-14	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	3,870E-14		
Ni	-		
Pb	5,048E-13		
Zn	-		

KEA		TJ
KEA-andere	1,028E-03	
KEA-erneuerbar	1,085E-03	
KEA-nichtererneuerbar	1,180E+00	
Gesamt	1,182E+00	

Elektrizität geliefert von Öl (1 TJ Öl)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	8,139E+01	As	7,192E-05	AOX	-
CO	1,153E+02	Cd	4,425E-05	PAH	5,999E-09
CO2	2,166E+05	Cr	3,381E-04	PCDD/F	3,386E-09
HCl	9,745E-01	Cu	-		
HF	7,873E-02	Hg	8,811E-05		
NOX	1,925E+02	Ni	3,281E-04		
N2O	7,819E+00	Pb	2,200E-03		
NH3	5,618E-03	Zn	-		
Staub	-				
SO2	4,509E+02				
SO2 Äquiv.	5,860E+02				
CO2 Äquiv.	2,210E+05				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	5,017E-11	AOX	8,464E-06
Cd	1,225E-10	PAH	-
Cr	1,212E-10	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	6,127E-11		
Ni	-		
Pb	7,992E-10		
Zn	-		

KEA		TJ
KEA-andere	4,592E-03	
KEA-erneuerbar	1,380E-02	
KEA-nichtererneuerbar	2,699E+00	
Gesamt	2,717E+00	

Wärme geliefert von Öl (1 TJ Öl)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	2,230E+01	As	4,611E-04	AOX	-
CO	2,158E+01	Cd	1,112E-03	PAH	1,728E-06
CO2	8,707E+04	Cr	6,391E-04	PCDD/F	2,675E-09
HCl	4,759E-02	Cu	-		
HF	3,950E-03	Hg	8,731E-05		
NOX	5,975E+02	Ni	2,212E-02		
N2O	3,734E+00	Pb	2,490E-03		
NH3	1,640E-02	Zn	-		
Staub	3,349E+00				
SO2	7,511E+01				
SO2 Äquiv.	4,912E+02				
CO2 Äquiv.	8,874E+04				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	7,010E-11	AOX	2,358E-04
Cd	1,712E-10	PAH	-
Cr	1,694E-10	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	8,561E-11		
Ni	-		
Pb	1,117E-09		
Zn	-		

KEA		TJ
KEA-andere	1,126E+00	
KEA-erneuerbar	2,421E-03	
KEA-nichtererneuerbar	9,805E-04	
Gesamt	1,129E+00	

Koks (1 TJ)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	5,390E+02	As	2,080E-04	AOX	-
CO	7,600E+01	Cd	2,720E-05	PAH	9,210E-09
CO2	2,077E+03	Cr	1,160E-04	PCDD/F	2,590E-10
HCl	2,790E-01	Cu	-		
HF	3,000E-03	Hg	2,050E-04		
NOX	5,370E+01	Ni	3,090E-04		
N2O	3,970E-01	Pb	6,730E-04		
NH3	1,480E-02	Zn	-		
Staub	1,430E+00				
SO2	3,470E+01				
SO2 Äquiv.	7,240E+01				
CO2 Äquiv.	1,040E+04				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	2,230E-10	AOX	k.A.
Cd	5,450E-10	PAH	-
Cr	5,390E-10	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	2,720E-10		
Ni	-		
Pb	3,550E-09		
Zn	-		

KEA		TJ
KEA-andere	3,140E-01	
KEA-erneuerbar	2,000E-03	
KEA-nichtererneuerbar	1,350E+00	
Gesamt	1,666E+00	

Raumwärme (1 TJ)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	1,446E+02	As	2,199E-04	AOX	-
CO	1,572E+02	Cd	4,517E-04	PAH	3,554E-04
CO2	6,432E+04	Cr	4,237E-04	PCDD/F	3,093E-09
HCl	1,327E+00	Cu	-		
HF	3,876E-02	Hg	8,759E-05		
NOX	1,104E+02	Ni	8,659E-03		
N2O	1,534E+00	Pb	2,086E-03		
NH3	1,964E-01	Zn	-		
Staub	-				
SO2	6,678E+01				
SO2 Äquivalent	1,452E+02				
CO2 Äquivalent	6,840E+04				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	1,248E-08	AOX	8,362E-05
Cd	3,048E-08	PAH	-
Cr	3,015E-08	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	1,524E-08		
Ni	1,988E-07		
Pb	-		
Zn	-		

KEA		TJ
KEA-andere	1,014E+00	
KEA-erneuerbar	3,611E-01	
KEA-nichtererneuerbar	4,488E-02	
Gesamt	1,420E+00	

Kerosin (1 TJ)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	1,874E+01	As	5,749E-04	AOX	-
CO	1,246E+01	Cd	1,397E-03	PAH	2,177E-06
CO2	1,041E+02	Cr	7,827E-04	PCDD/F	3,172E-09
HCl	5,078E-02	Cu	-	-	-
HF	4,724E-03	Hg	1,029E-04	-	-
NOX	2,515E+01	Ni	2,783E-02	-	-
N2O	2,841E-01	Pb	2,999E-03	-	-
NH3	3,889E-02	Zn	-	-	-
Staub	3,573E+00	-	-	-	-
SO2	3,004E+01	-	-	-	-
SO2 Aquiv.	4,788E+01	-	-	-	-
CO2 Aquiv.	1,097E+04	-	-	-	-

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	5,581E-11	AOX	2,400E-04
Cd	1,358E-10	PAH	-
Cr	1,343E-10	PCDD/F	-
Cu	-	-	-
Hg	6,791E-11	-	-
Ni	-	-	-
Pb	8,858E-10	-	-
Zn	-	-	-

KEA	TJ
KEA-andere	1,148E+00
KEA-erneuerbar	2,480E-03
KEA-nichtererneuerbar	9,474E-04
Gesamt	1,149E+00

Transport (in Tonnenkilometer tkm)					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	1,949E-05	As	2,907E-10	AOX	-
CO	7,745E-05	Cd	6,507E-10	PAH	1,039E-12
CO2	3,819E-02	Cr	4,894E-10	PCDD/F	2,812E-15
HCl	7,567E-08	Cu	-	-	-
HF	5,924E-08	Hg	8,449E-11	-	-
NOX	1,251E-04	Ni	1,275E-08	-	-
N2O	2,205E-06	Pb	2,225E-09	-	-
NH3	4,784E-06	Zn	-	-	-
Staub	6,473E-06	-	-	-	-
SO2	1,979E-05	-	-	-	-
SO2 Aquiv.	1,161E-04	-	-	-	-
CO2 Aquiv.	3,958E-02	-	-	-	-

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	7,362E-17	AOX	1,121E-10
Cd	1,798E-16	PAH	-
Cr	1,779E-16	PCDD/F	-
Cu	-	-	-
Hg	8,991E-17	-	-
Ni	-	-	-
Pb	1,173E-15	-	-
Zn	-	-	-

KEA	TJ
KEA-andere	5,413E-07
KEA-erneuerbar	2,758E-08
KEA-nichtererneuerbar	7,733E-10
Gesamt	5,697E-07

Sonstige Rohstoffe

Quarzsand					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	6,250E-05	As	9,290E-11	AOX	-
CO	2,000E-05	Cd	5,260E-11	PAH	6,700E-14
CO2	2,990E-02	Cr	1,630E-10	PCDD/F	5,220E-16
HCl	2,410E-07	Cu	-	-	-
HF	2,200E-08	Hg	1,210E-10	-	-
NOX	3,660E-05	Ni	8,610E-10	-	-
N2O	8,050E-07	Pb	4,960E-10	-	-
NH3	1,090E-07	Zn	-	-	-
Staub	-	-	-	-	-
SO2	6,070E-06	-	-	-	-
SO2 Aquiv.	3,200E-05	-	-	-	-
CO2 Aquiv.	3,160E-02	-	-	-	-

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	1,630E-15	AOX	0,000E+00
Cd	3,980E-15	PAH	-
Cr	3,940E-15	PCDD/F	-
Cu	-	-	-
Hg	1,990E-15	-	-
Ni	-	-	-
Pb	2,600E-14	-	-
Zn	-	-	-

KEA	TJ
KEA-andere	8,990E-09
KEA-erneuerbar	1,530E-08
KEA-nichtererneuerbar	5,070E-07
Gesamt	5,313E-07

Tonerde					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	1,797E-03	As	3,143E-09	AOX	-
CO	2,708E-03	Cd	1,642E-09	PAH	1,008E-12
CO2	1,297E+00	Cr	6,355E-09	PCDD/F	3,860E-14
HCl	4,720E-06	Cu	-	-	-
HF	3,851E-07	Hg	4,014E-09	-	-
NOX	7,112E-03	Ni	1,520E-08	-	-
N2O	2,605E-05	Pb	3,026E-08	-	-
NH3	8,589E-06	Zn	-	-	-
Staub	1,069E-02	-	-	-	-
SO2	6,317E-03	-	-	-	-
SO2 Aquiv.	1,129E-02	-	-	-	-
CO2 Aquiv.	1,350E+00	-	-	-	-

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	3,533E-14	AOX	9,525E-11
Cd	8,628E-14	PAH	-
Cr	8,535E-14	PCDD/F	-
Cu	-	-	-
Hg	4,314E-14	-	-
Ni	-	-	-
Pb	5,627E-13	-	-
Zn	-	-	-

KEA	TJ
KEA-andere	1,998E-05
KEA-erneuerbar	3,030E-07
KEA-nichtererneuerbar	1,730E-07
Gesamt	2,045E-05

Wasser					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	6,981E-07	As	5,943E-12	AOX	-
CO	1,294E-07	Cd	1,037E-12	PAH	1,062E-15
CO2	3,771E-04	Cr	4,201E-12	PCDD/F	9,204E-18
HCl	9,524E-09	Cu	-	-	-
HF	7,139E-10	Hg	5,333E-12	-	-
NOX	3,755E-07	Ni	2,287E-11	-	-
N2O	1,309E-08	Pb	1,888E-11	-	-
NH3	3,724E-10	Zn	-	-	-
Staub	3,282E-08	-	-	-	-
SO2	2,466E-07	-	-	-	-
SO2 Aquiv.	5,182E-07	-	-	-	-
CO2 Aquiv.	3,988E-04	-	-	-	-

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	1,202E-18	AOX	2,174E-14
Cd	2,937E-18	PAH	-
Cr	2,905E-18	PCDD/F	-
Cu	-	-	-
Hg	1,468E-18	-	-
Ni	-	-	-
Pb	1,915E-17	-	-
Zn	-	-	-

KEA	TJ
KEA-andere	1,246E-10
KEA-erneuerbar	1,803E-10
KEA-nichtererneuerbar	5,857E-09
Gesamt	6,162E-09

Sauerstoff gasförmig (O2)					
Emissionen Luft					
Gase	kg	Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
CH4	1,295E-04	As	1,101E-09	AOX	-
CO	2,405E-05	Cd	1,923E-10	PAH	1,970E-13
CO2	6,994E-02	Cr	7,786E-10	PCDD/F	1,707E-15
HCl	1,779E-06	Cu	-	-	-
HF	1,335E-07	Hg	9,880E-10	-	-
NOX	6,977E-05	Ni	4,240E-09	-	-
N2O	2,428E-06	Pb	3,498E-09	-	-
NH3	6,955E-08	Zn	-	-	-
Staub	1,965E-03	-	-	-	-
SO2	4,605E-05	-	-	-	-
SO2 Aquiv.	9,654E-05	-	-	-	-
CO2 Aquiv.	7,392E-02	-	-	-	-

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	2,230E-16	AOX	4,065E-12
Cd	5,446E-16	PAH	-
Cr	5,386E-16	PCDD/F	-
Cu	-	-	-
Hg	2,723E-16	-	-
Ni	-	-	-
Pb	3,551E-15	-	-
Zn	-	-	-

KEA	TJ
KEA-andere	1,087E-06
KEA-erneuerbar	3,341E-08
KEA-nichtererneuerbar	2,320E-08
Gesamt	1,144E-06



Rohstoffe Elementar

Phosphor elementar (P ₂)					
Emissionen Luft		Emissionen Gewässer		org. Schadstoffe	
Gase	kg	Schwermetalle	kg	kg	kg
CH ₄	3,297E-02	As	1,195E-07	AOX	-
CO	2,928E+00	Cd	2,482E-08	PAH	2,566E-11
CO ₂	7,749E+00	Cr	9,600E-08	PCDD/F	2,204E-13
HCl	5,704E-04	Cu	-		
HF	3,452E-05	Hg	1,103E-07		
NOX	1,230E-02	Ni	8,282E-07		
N ₂ O	3,300E-04	Pb	4,144E-07		
NH ₃	3,511E-05	Zn	-		
Staub	7,938E-04				
SO ₂	6,731E-03				
SO ₂ Aquiv.	1,592E-02				
CO ₂ Aquiv.	8,673E+00				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	7,543E-13	AOX	9,011E-10
Cd	1,842E-12	PAH	-
Cr	1,822E-12	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	9,211E-13		
Ni	-		
Pb	1,201E-11		
Zn	-		

KEA	TJ
KEA-andere	1,731E-04
KEA-erneuerbar	7,735E-06
KEA-nichterneuerbar	1,536E-05
Gesamt	1,962E-04

Schwefel elementar (S)					
Emissionen Luft		Emissionen Gewässer		org. Schadstoffe	
Gase	kg	Schwermetalle	kg	kg	kg
CH ₄	2,892E-05	As	2,821E-13	AOX	-
CO	9,307E-05	Cd	3,929E-12	PAH	2,599E-15
CO ₂	3,022E-02	Cr	1,564E-11	PCDD/F	1,614E-16
HCl	6,634E-07	Cu	-		
HF	8,000E-08	Hg	7,274E-13		
NOX	3,438E-04	Ni	5,181E-11		
N ₂ O	3,966E-06	Pb	9,705E-11		
NH ₃	5,135E-08	Zn	-		
Staub	3,172E-05				
SO ₂	1,286E-04				
SO ₂ Aquiv.	3,687E-04				
CO ₂ Aquiv.	3,218E-02				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	4,230E-20	AOX	7,413E-13
Cd	1,033E-19	PAH	-
Cr	1,022E-19	PCDD/F	-
Cu	-		
Hg	5,166E-20		
Ni	-		
Pb	6,738E-19		
Zn	-		

KEA	TJ
KEA-andere	2,270E-10
KEA-erneuerbar	2,241E-09
KEA-nichterneuerbar	4,207E-07
Gesamt	4,229E-07

Emissionen Aschedeponie

Emissionen Schlackedeponie					
Emissionen Luft		Emissionen Gewässer		org. Schadstoffe	
Gase	kg	Schwermetalle	kg	kg	kg
CH ₄	4,630E-06	As	2,040E-11	AOX	0,000E+00
CO	5,900E-06	Cd	3,580E-11	PAH	1,280E-11
CO ₂	3,790E-03	Cr	2,890E-11	PCDD/F	6,700E-17
HCl	2,430E-07	Cu	0,000E+00		
HF	3,360E-08	Hg	-		
NOX	2,750E-05	Ni	1,490E-09		
N ₂ O	9,280E-08	Pb	-		
NH ₃	8,190E-09	Zn	-		
Staub	-				
SO ₂	8,520E-06				
SO ₂ Äquivalenz	7,827E-05				
CO ₂ Äquivalenz	3,933E-03				

Emissionen Gewässer			
Schwermetalle	kg	org. Schadstoffe	kg
As	1,130E-10	AOX	8,540E-09
Cd	2,760E-10	PAH	-
Cr	2,730E-10	PCDD/F	-
Cu	0,000E+00		
Hg	1,380E-10		
Ni	0,000E+00		
Pb	1,800E-09		
Zn	0,000E+00		

KEA	TJ
KEA-andere	5,989E-08
KEA-erneuerbar	4,380E-10
KEA-nichterneuerbar	-
Gesamt	6,032E-08

7.4 Kosten der eingesetzten Ressourcen

Hilfsmittel Kläranlage		
Polymere	6	€/kg WS
Fällmittel Eisen II Chlorid	80	€/t
Fällmittel Aluminium	330	€/t

Energie		
Elektrische Energie	0,1	€/kWh
Wärmeenergie (Fernwärme)	0,065	€/kWh
Erdgas	0,035	€/kWh
Treibstoff Diesel	1,4	€/L
Kerosin	0,26	€/L
Öl Schwer	0,5	€/L
Koks	360	€/t

Fällmittel		
Magnesiumfällmittel		
Magnesiumchlorid $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ (46 %)	110	€/t
Magnesiumchlorid $MgCl_2$ (100 %)	240	€/t
Magnesiumoxid MgO	350	€/t
Magnesiumhydroxid $Mg(OH)_2$	230	€/t
Calciumfällmittel		
Kalk $CaCO_3$	120	€/t
Kalkmilch $Ca(OH)_2$	140	€/t
Calciumchlorid $CaCl_2$	200	€/t
Calciumoxid CaO	60	€/t
Calciumsilicathydrat CSH	225	€/t

Entsorgung und Behandlung		
Abwasserentsorgung	2,0	€/m ³
Klärschlamm Landwirtschaft	125	€/t TS
Klärschlamm Mitverbrennung	290	€/t TS
Klärschlamm Monoverbrennung	400	€/t TS
Entsorgung Asche Reststoffdeponie	50	€/t
Entsorgung Filterstäube Untertagedeponie	200	€/t
Sulfidische Schwermetallfällung	200	€/t
HDT-Verfahren	250	€/t

Rohstoffe		
Wasser	1,5	€/m ³
Sauerstoff	80	€/t
Zement	40	€/t
Eisen Fe	410	€/t

Säuren		
Salzsäure HCl (30 %)	100	€/t
Salzsäure HCl (100 %)	260	€/t
Schwefelsäure H_2SO_4 (98 %)	150	€/t
Essigsäure $C_2H_4O_2$	550	€/t
Zitronensäure $C_6H_8O_7$	630	€/t
Oxalsäure $C_2H_2O_4$ (99 %)	600	€/t
Phosphorsäure H_3PO_4 (100 %)	820	€/t

sonstige Chemikalien und Rohstoffe		
Aktivkohle	900	€/t
Ammoniak NH_3 (99 %)	-	€/t
Harze R-Cl (Nymco Dryfloc)	3.300	€/t
Polyelektrolyte	2.200	€/t
Magnesiumcarbonat ($MgCO_3$)	100	€/t
Natriumcarbonat Na_2CO_3	180	€/t
Natriumhydrogencarbonat ($NaHCO_3$)	240	€/t
Natriumchlorid $NaCl$	80	€/t
Natriumhydroxid $NaOH$ (100%)	330	€/t
Natriumsulfid Na_2S 60%ig	341	€/t
Natriumsulfid Na_2S (100%)	680	€/t
Wasserstoffperoxid H_2O_2 (50%)	340	€/t
Wasserstoffperoxid H_2O_2 (100%)	680	€/t

Transport		
Tonnenkilometer tkm	0,14	€/tkm



8 Literatur

- Adam, C., Vogel, C., Wellendorf, S., Schick, J., Kratz, S., Schnug, E. (2009a) Phosphorus recovery by thermochemical treatment of sewage sludge ash - Results of the European FP6-project SUSAN. Ashley, K., Mavinic, D. and Koch, F. (eds), pp. 417-430, IWA Publishing, Vancouver, British Columbia, Canada.
- Adnan, A. (2002) Pilot-scale study of phosphorus recovery through struvite crystallization. Master Thesis. Faculty of Graduate Studies. Department of Civil Engineering. University of British Columbia.
- AEV (1996) Verordnung des Bundesministers für Land - und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser.
- Angel, R. (1999) Removal of Phosphate from Sewage as Amorphous Calcium Phosphate. *Environmental Technology* 20 (7), pp. 709-720.
- Ashley, K., Cordell, D., Mavinic, D. (2011) A brief history of phosphorus: From the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere* 84 (6), pp. 737-746
- AWG (2002) Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 - AWG 2002). Fassung vom 6.7.2013.
- ATV (1997) ATV-Handbuch: Biologische und weitergehende Abwasserreinigung - 4. Auflage 1997, Abwassertechnik Vereinigung. Ernst & Sohn.
- Bayerle, N. (2009) P-Recycling in Gifhorn mit dem modifizierten Seaborne-Prozess. *BALTIC 21 - Phosphorus Recycling and Good Agricultural Management Practice*, 28.–30. September 2009, Berlin.
- BAWP (2006) Bundesabfallwirtschaftsplan 2006. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VI/3. Wien.
- BAWP (2009) Bundesabfallwirtschaftsplan, Statusbericht 2009. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VI/3. Wien.
- Baumann, P. (2003) Phosphatelimination aus Abwasser. Oldenbourg Industrieverlag GmbH.
- Berg, U., Schaum, C. (2005) Recovery of phosphorus from sewage sludge and sludge ashes - applications in Germany and Northern Europe, *Proceedings of the 1. National sludge symposium*, 23.–25. March 2005, pp. 87-98, Izmir. Turkey.
- Berg, U., Donnert, D., Weidler, P.G., Kaschka, E., Knoll, G., Nüesch, R. (2006) Phosphorus Removal and Recovery from Waste Water by Tobermorite-seeded Crystallisation of Calcium Phosphate. *Water Science & Technology* 53 (3), pp. 131-138.
- Bilbao, J., Egener, S. (2012) Rückgewinnung von Nährstoffen zur Herstellung von Düngemitteln. Informationsbrochüre. Fraunhofer-Institut für Grenzflächen- und Bioverfahrenstechnik IGB.
- Blöcher, Chr., Niewersch, C., Schröder, Fr., Gebhardt, W., Melin, T. (2011) Optimierte Phosphor-Rückgewinnung aus Klärschlämmen durch Hybridverfahren aus Niederdruck-Nassoxidation und

Nanofiltration. In: Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, Band 228. Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor, Schlusspräsentation, 14.9.11 Berlin.

BMLFUW (2012) Kommunale Abwasserrichtlinie der EU - 91/271/EWG Österreichischer Bericht 2012 Gemäß Artikel 16 der Richtlinie 91/271/EWG über die Behandlung von kommunalem Abwasser für den Zeitraum 2009-2010. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft. Wien.

BMLFUW (2013) Grüner Bericht 2013 - Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft im Jahr 2012, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung II/5. Wien.

BMWFI (2011) Energiestatus Österreich 2011. Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend. Wien.

Brans, J. (2005) Das Schadeinheitenmodell zur Identifikation und Bewertung von Standorten mit schädlichen Bodenveränderungen am Beispiel Industriepark Höchst. Band 50 von Boden und Landschaft, Justus-Liebig-Universität 2008.

Brett, S., Guy, J., Morse, G., Lester, J.N. (1997) Phosphorus removal and recovery technologies. Environmental and Water Resource Engineering Section Imperial College of Science, Technology and Medicine, London SWU 2BU. Selper Publications. Great Britain.

Britton, A.T. (2009) P-Recovery in North America - Ostara's PEARL Process. BALTIC 21 - Phosphorus Recycling and Good Agricultural Management Practice, 28.–30. September 2009, Berlin.

Brunner, P.H., Rechberger, H. (2004) Practical Handbook of Material Flow Analysis. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida.

BUWAL (1991) Schwermetalle und Fluor in Mineraldüngern. Schriftenreihen Umwelt Nr. 162 Boden. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

Bühler, G. (2006) Verkehrsmittelwahl im Güterverkehr. Eine Analyse ordnungs- und preispolitischer Maßnahmen. Physica Verlag Heidelberg.

Böhm, R. (2006) Seuchenhygienische Anforderungen an organische Düngemittel - Schwerpunkt kommunale Klärschlämme. Präsentation, BMU-Fachtagung „Perspektiven der Klärschlammverwertung - Ziele und Inhalte einer Novelle der Klärschlammverordnung“ am 6.–7. Dezember 2006 in Bonn.

Bunge, R. (2012) Persönliche Mitteilung am 7.7.12 über das Projekt „Charakterisierung von Klärschlammaschen und deren Ablagerung in separaten Kompartimenten einer Reststoffdeponie“. Wissenschaftlich begleitet durch die Hochschule für Technik Rapperswil HSR, Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik UMTEC.

Carrère, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D.J., Delgenès, J.P., Steyer, J.P., Ferrer, I. (2010) Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. Journal of Hazardous Materials 183, pp. 1-15.

Cecchi, F., Battistoni, P., Boccadoro, R. (2003) Phosphate crystallisation process for P recovery applied at Treviso municipal wastewater treatment plant. Università Degli Studi Di Verona. Dipartimento Scientifico E Tecnologico. Verona. Italia.



- Cordell, D., White, S., Drangert, J.O. (2009) The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19, pp. 292-305.
- Cordell, D., Rosemarin, A., Schröder, J.J., Smit, A.L. (2011) Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere* 84 (6), pp. 747-758.
- Corella, J., Toledo, J.M. (2000) Incineration of doped sludges in fluidized bed. Fate and partitioning of six targeted heavy metals. I. Pilot plant used and results. *Journal of Hazardous Materials*, B80, pp. 81-105.
- Costner, P. (1998) Technical criteria for the destruction of stockpiled persistent organic pollutants. 7. October 1998. Greenpeace International Science Unit.
- Debellefontaine, H., Foussard, J.N. (2000) Wet air oxidation for the treatment of industrial wastes. Chemical aspects, reactor design and industrial applications in Europe. *Waste Management* 20, pp. 15-25
- Deng, W., Yan, J., Li, X., Wang, F., Chi, Y., Lu, S. (2009) Emission characteristics of dioxins, furans and polycyclic aromatic hydrocarbons during fluidized-bed combustion of sewage sludge. *Journal of Environmental Sciences* 21, pp. 1747-1752.
- DeponieVO (2004) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (DVO 2004).
- Dockhorn, T. (2007) Rückgewinnung von Phosphaten aus Abwasser und Klärschlamm mit dem PECO-Verfahren. *Müll und Abfall* 08/2007, pp. 380-386.
- Dockhorn (2009) Ökonomische Aspekte des Phosphor-Recyclings. Technische Universität Braunschweig. Institut für Siedlungswasserwirtschaft.
- DüngemittelVO (2004) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, mit der Bestimmungen zur Durchführung des Düngemittelgesetzes 1994 erlassen werden (Düngemittelverordnung 2004).
- EasyMining Sweden AB (2013) CleanMAP® Technology – efficient production of ammonium phosphates (MAP/DAP). EasyMining Sweden AB, Uppsala, Sweden.
- EAWAG (2007) EAWAG News. EAWAG: Das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs. Ausgabe 63d, März 2007, 36 Seiten.
- Ecoinvent (2013) Swiss Center for Life Cycle Inventory. Kompetenzzentrum Eidgenössische Institut für Technologie Zürich (ETH Zürich) und Lausanne (EPF Lausanne), Paul Scherrer Institut (PSI) Eidgenössische Laboratorien für Materialtests und –Forschung, Eidgenössische Station Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART). <http://www.ecoinvent.org/>
- Egle, L., Thaler, S., Rechberger, H., Zessner, M. (2014) Phosphorbilanz Österreich. Grundlagen für ein nachhaltiges Phosphormanagement – gegenwärtige Situation und zukünftige Entwicklung. Teilbericht des Forschungsprojektes „Phosphorrecycling aus dem Abwasser“. Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft. TU Wien.

- Egle, L., Zessner, M. (2013) NassPhos – Nasschemische Phosphorrückgewinnung. Technischer Bericht zu den Ergebnissen der Laborversuche für ein nasschemisches Rückgewinnungsverfahren und dessen Auswirkungen auf ausgewählte Parameter einer Kläranlage. Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft. TU Wien.
- Ehbrecht, A., Schönauer, T., Fuderer, T., Schuhmann, R. (2011) P-Recovery from sewage by seeded crystallisation in a pilot plant in batch mode technology. *Water Science & Technology* 63 (2), pp. 339-344.
- EMREG (2010) Emissionsregisterverordnung Oberflächenwasser. Auszug aus dem elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen (EmRegV-OW). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.
- EPA (2012) U.S. Environmental Protection Agency. Radiation Protection: About Phosphogypsum. <http://www.epa.gov/rpdweb00/neshaps/subpartr/about.html>. Zugriff am 4.6.2012.
- Esemen, T. (2012) Untersuchungen zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung der Nährstoffrückgewinnung aus Klärschlamm. Dissertation. Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig 83.
- Ewert, W. (2009) Verfahren zur Optimierung der anaeroben Schlammbehandlung bei Anwendung der biologischen Phosphatelimination. 6. Klärschlammstage in Fulda. 12.-14. Mail 2009. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA).
- FAO (2000) Fertiliser Requirements in 2015 and 2030, Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- Faulstich, M. (1996) Thermische Behandlungsverfahren. In: Perspektiven der Klärschlamm Entsorgung. Berichte aus Wassergüte und Abfallwirtschaft Nr. 126, Technische Universität München.
- Fehrenbach, H., Knappe, F. (2002) Ökobilanzielle Betrachtung von Entsorgungsoptionen für Klärschlamm im Land Schleswig-Holstein. Bericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein. Institut für Energie and Umweltwissenschaften (IFEU), Heidelberg.
- Feldmann, D.F. (2005) Modellberechnungen zum Verhalten und Verbleib von Arzneimittelrückständen im Krankenhausabwasser und Beurteilungsmöglichkeiten ihres ökotoxikologischen Gefährdungspotentials. Dissertation, Fakultät III–Prozesswissenschaften der Technischen Universität Berlin.
- Förstner, U. (2012) Umweltschutztechnik. 8., neu bearbeitete Auflage. Springer Heidelberg, Dordrecht, London, New York.
- Franz, M. (2007) Phosphate fertilizer from sewage sludge ash (SSA). *Waste Management* 28, pp. 1809–1818.
- Frossard, E. (2010) Tracking Nutrients in agro-ecosystems. Präsentation. Institute of Plant Sciences. Plant Nutrition. ETH Zürich.



- Frossard, E. (2013) in Phosphormining im Kanton Zürich. Projektblatt Nr.3, September 2013.
http://www.awel.zh.ch/internet/audirektion/awel/de/abfall_rohstoffe_atlasten/rohstoffe/rohstoffe_aus_abfaellen.html
- Gaastra, S., Schemen, R., Bakker, P., Bannink, M. (1998) Full Scale Phosphate Recovery at Sewage Treatment Plant Geestmerambacht, Holland. Publikation der "Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier". Netherlands.
- Gajic, D. (2011) Untersuchungen zur Optimierung der nasschemischen Aufbereitung von Klärschlammaschen bei der Phosphorrückgewinnung. Schriftenreihe zur Aufbereitung und Veredelung. Shaker Verlag.
- Gangl, M., Sattelberger, R., Scharf, S., Kreuzinger, N. (2001) Hormonell wirksame Substanzen in Klärschlämmen. Monographie, Band 136, Umweltbundesamt. Wien.
- GEMIS (2011) Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme. IINAS Internationales Institut für Nachhaltigkeitsanalyse und –strategien.
- Giesen, A. (1999) Crystallization Process Enables Environmental Friendly Phosphate Removal at Low Costs. *Environmental Technology* 20 (7), pp. 769-775.
- Giesen, A. (2002) The Crystalactor - Abwasserbehandlung mittels Kristallisation ohne Abfälle. DHV Water BV. Netherlands.
- Goldstone, M.E., Kirk, P.W.W., Lester, J.N. (1990a) The behavior of heavy metals during wastewater treatment - I. Cadmium, chromium and copper. *Science of the total environment* 95, pp. 233-252.
- Goldstone, M.E., Kirk, P.W.W., Lester, J.N. (1990b) The behavior of heavy metals during wastewater treatment - II. Lead, nickel and zinc. *Science of the total environment* 95, pp. 253-270.
- Goldstone, M.E., Atkinson, C., Kirk, P.W.W., Lester, J.B. (1990c) The behavior of heavy metals during wastewater treatment - III. Mercury and arsenic. *Science of the total environment* 95, pp. 271-294.
- Görner, K., Hübner, K. (2002) Gewässerschutz und Abwasserbehandlung. Springer- Verlag Berlin Heidelberg New York.
- Gujer, W. (2007) Siedlungswasserwirtschaft. 3., bearbeitete Auflage. Springer- Verlag Berlin Heidelberg.
- Günther, L., Dockhorn, T., Dichtl, N., Müller, J., Urban, I., Phan, L.C., Weichgrebe, D., Rosenwinkel, K.H., Bayerle, N. (2008) Technical and scientific monitoring of the large-scale seaborne technology at the WWTP Gifhorn. *Water Practice & Technology* 3 (1).
- Günther, L. (2011) Großtechnische Nährstoffrückgewinnung und Schadstoffausschleusung aus kommunalen Kläranlagen. Dissertation. Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig 79.
- Harold, F.M. (1966) Inorganic polyphosphates in biology structure, metabolism and function. *Bacteriological Reviews* 89, pp. 772-794.

- Hauer (2010) Technisches Büro Hauer Umweltwirtschaft GmbH. Tiroler Abfallwirtschaft. Grundlagen zur "Phase 3 - Thermische Abfallbehandlungsanlage in Tirol". Studie im Auftrag der Tiroler Landesregierung.
- Hedbrant, J., Sörme, L. (2000) Data vagueness and uncertainties in urban heavy-metal data collection. *Water, Air and Soil Pollution, Focus 1*: pp. 43–53.
- Heinzmann, B. (2009) P-Recycling in Berlin - from Pilot Scale Experiments to large Scale Application. Präsentation. Balitc 21 - Phosphorus Recycling and Good Agricultural Management Practice. 28.–30. September 2009, Berlin.
- Henze, M., Loosdrecht, M.v., Ekama, G., Brdjanovic, D. (2008) *Biological Wasterwater Treatment - Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing.
- Hermann, L. (2008) ASH-DEC Firmenpräsentation. P- und Mehrnährstoffdünger aus Klärschlamm; Industrial Process and Pilot Plant; Agriculture and Fertilizers, Analysis, Lesson, Solution; PhosKraft - Renewable P-Fertilizer. Wien.
- Hirota, R., Kuroda, A., Kato, J., Ohtake, H. (2010) Bacterial phosphate metabolism and its application to phosphorus recovery and industrial bioprocesses. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 109 (5), pp. 423-432.
- Hirschmann, G., Förstner, U. (2000) Langzeitverhalten von Schlackedeponien. Deponietechnik. Dokumentation der 2. Hamburger Abfallwirtschaftstage "deponietechnik 2000". Hamburger Berichte Band 16, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart.
- Hoffmann, E., Homa, J. (2011) Phosphorrückgewinnung mittels Ionenaustausch und Elektrodialyse. In: In: Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 228. Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp, Aachen.
- Hultman, B., Levlin, E., Plaza, E., Stark, K. (2003) Phosphorus recovery from sludge in Sweden - possibility to meet proposed goals in an efficient sustainable and economic way. Proceedings of a Polish-Swedish seminar, Report No 10. Joint Polish - Swedish Reports, Gdansk Poland, 23.–25. 3. 2003. TRITA.LWR REPORT 3004, pp. 19-28.
- ICIS (2012) <http://www.icis.com/> Zugriff am 3.2.12.
- IFA; (2011) Global phosphate rock production - Trends from 1961 to 2010. International Fertilizer Industry Association (IFA). France.
- IFDC (2010) International Fertiliser Development Center. <http://www.ifdc.org/Home>
- Ignitec (2009) Metallurgisches Phosphor-Recycling (MEPHREC) aus Klärschlämmen und Filterstäuben als Voraussetzung für die wirtschaftliche Erzeugung eines hochwertigen Phosphor-Düngemittels aus Abfällen. Abschlussbericht "Metallurgisches Phosphor-Recycling" AZ: 24557 - 23. Ignitec. Ingenieurbüro für Gießereitechnik GmbH.
- Inocre (2011) Internetzugriff auf die Homepage der Inocre organic technologies erfolgte am 9.8.2011. <http://inocre.eu/phosphatueckgewinnung>



- IPCC (2007) Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Fourth Assessment Report (AR4), Working Group 1, Chapter 2, Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg1_report_the_physical_science_basis.htm
- Jardin, N. (1995) Untersuchung zum Einfluss der erhöhten biologischen Phosphorelimination auf die Phosphordynamik bei der Schlammbehandlung. In: Schriftenreihe WAR Band 87, Institut für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der Technischen Hochschule Darmstadt.
- Kangala, B.C. (2003) Accumulation and fate of selected heavy metals in a biological wastewater treatment system. *Waste Management* 23, pp. 135-143.
- Kaschka, E., Weyrer, S. (1999) Phostrip Handbook - Biological elimination of Phosphorus from domestic sewage by applying the enhanced Phostrip Process. 4. Edition. Phostrip Abwassertechnik GmbH.
- Klik, A. (2001) Bodenerhaltung und Bodenschutz. Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft. Universität für Bodenkultur Wien.
- Kemira Kemwater AB. www.kemira.com. Zugriff am 5.7.2011.
- Knautz, H., Ramakrishan, C., Ramharter, P.M., Zweiler, R. (2006) Decentralized energy utilization in fluidized beds: Incineration of low calorific fuels (< 7 MJ/kg) in small to medium size plants. 52nd IEA-FBC Meeting Vienna, May 2006 Workshop on Co-Conversion (Combustion and Gasification) in Fluidized Beds.
- Kratz, S., Schnug, E. (2008) Agronomische Bewertung von Phosphat-Düngern. Vortrag. Ressourcen schonender Einsatz von Phosphor in der Landwirtschaft, Symposium am 10./11.11.2008 in Braunschweig.
- Kroiss, H., Svardal, K. (2009) Energiebedarf von Abwasserreinigungsanlagen. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 5 - 6/11. Wien.
- Kunst, S. (1991) Untersuchung zur biologischen Phosphoreliminierung im Hinblick auf ihre abwassertechnische Nutzung. Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 77, Hannover 1991.
- Kupper, T. (2000) Der Transfer von Schwermetallen vom Abwasser in den Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung von Nickel - Literaturstudie. Institut d'aménagement des terres et des eaux. Gestion des écosystèmes - écotoxicologie. École Polytechnique Fédérale de Lausanne
- 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. ÖWAV 60 (2-3), pp.45-54, Springer.
- Kuroda, A., Takiguchi, N., Takafumi, G., Kazutaka, N., Junichi, K., Tsukasa, I., Hisao, O. (2001) A simple method to release polyphosphate from activated sludge for phosphorus reuse and recycling. *Biotechnology and Bioengineering* 78 (3), pp. 333-338.

- Langeveld, K., Wolde, K.T. (2013) Nutzung von Recyclingphosphaten als Rohstoff zur Düngemittelproduktion: Rahmenbedingungen und Möglichkeiten. 4. Internationales Symposium "Re-Water Braunschweig", 6.–7.11.2013. Deutschland.
- Lederer, J., Rechberger, H. (2010) Comparative goal oriented assessment of conventional and alternative sewage sludge treatment options. *Waste Management* 30, pp. 1043-1056.
- Lefferts, M. (2012) Referenzanlagen zur Phosphorrückgewinnung SNB Moerdijk – Niederlande. ÖWAV-Klärschlammseminar, 22.–23.11.2012, Wels.
- Lemmer, H., Griebe, T., Flemming, H.C. (1996) *Ökologie der Abwasserorganismen*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York.
- Levin, G.V., Shapiro, J. (1965) Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms. *Water Pollution Control Journal* 37, pp. 800-821.
- LfU (2010) *Elektrokinetische Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche (EPHOS)*. Verbundvorhaben des Bayerischen Landesamtes für Umwelt und der LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Augsburg.
- Liberti, L., Laricchiuta, A., Lopez, A., Passino, R. (1986a) The RIM-NUT process at West Bari for removal of nutrients from wastewater: First demonstration. *Resources and Conservation* 12, pp. 125-136.
- Liberti, L., Limoni, N., Lopez, A., Passino, R. (1986b) The RIM-NUT process at West Bari for removal of nutrients from wastewater: Second demonstration. *Resources and Conservation* 15, pp. 95-111.
- Liberti, L., Limoni, N., Lopez, A., Passino, R., Boari, G. (1986c) The 10 m³/h RIM-NUT demonstration plant at West Bari for removing and recovering N and P from wastewater. *Water Research* 20 (6), pp. 735-739.
- Liberti, L., Petruzzelli, D., De Florio, L. (2001) REM-NUT Ion Exchange Plus Struvite Precipitation Process. *Environmental Technology* 22 (11), pp. 1313-1324.
- Maier, J., Scheffknecht, G. (2007) *Systematische Untersuchung zur Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm unter besonderer Berücksichtigung von Feuerungsparametern*. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS. Universität Stuttgart. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen IVD. Stuttgart.
- Marchioretto, M.M. (2002) Optimization of chemical dosage in heavy metals precipitation in anaerobically digested sludge. XXXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancun, Mexico, 27 - 31. Oktober 2002.
- Marchioretto, M.M., Rulkens, W., Bruning, H. (2005) Heavy metals precipitation in sewage sludge. *Separation Science and Technology* 40 (16), pp. 3393-3405.
- Marti, N., Pastor, L., Bouzas, A., Ferrer, J. (2010) Seco, A.Marti, Phosphorus recovery by struvite crystallization in WWTPs - Influence of the sludge treatment line operation. *Water Res.* 44 (7), pp. 2371-9.



- Matsuo, Y. (1996) Release of Phosphorus from ash produced by incinerating waste activated sludge from enhanced biological phosphorus removal, 18th Biennial Intern. Conf. 23.–28. June 1996, Singapore, Conf. Preprint Book 1: Nutrient Removal, pp. 329–335.
- Matsuo, T. (2007) Zero Sludge Discharge Technology - Technology Evaluation concerning Phosphorus Recovery from Sewage Sludge Incinerator Ash. Sewerage Technology Development Project (SPIRIT21). Lead to Outstanding Technology for Utilization of Sludge Project (LOTUS Project).
- Metzner, G. (2006) Phosphate aus Wasch- und Reinigungsmitteln im kommunalen Abwasser der Bundesrepublik Deutschland. Bericht für die Gesellschaft der Deutschen Chemiker. www.gdch.de/strukturen/fg/wasch/had/phosphate.pdf
- Meyer, C., Preyl, V., Steinmetz, H. (2011) Pilotanlage zur großtechnischen Phosphorrückgewinnung (MAP) aus Klärschlämmen von Kläranlagen mit simultaner Phosphat-Elimination mittels Eiseneinsatz. In: 3. Internationales Symposium „Re-Water Braunschweig“. 21 - 22 November 2011. Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig 81.
- Mew, M. (o.J.) Future Phosphate Rock Production - Peak or Plateau?. Michael Mew, Director of Fertecon Research Centre Limited.
- Mocker, M., Löh, I., Stenzel, F. (2010) Wertstoffrückgewinnung aus Verbrennungsrückständen. Chemie Ingenieur Technik 82, No. 11.
- Moerman, W., De Windt, W., Grootaerd, H., Verstraete, W. (2007) Influence of reagent choice on strategies of nutrient recovery by struvite crystallisation. Presented in Session PP7C - Anaerobic Nutrient Removal. 11 th IWA World Congress on Anaerobic Digestion, 22 - 27.9.2007, Brisbane Australia.
- Moerman, W., Carballa, M., Vandekerckhove, A., Derycke, D., Verstraete, W. (2009) Phosphate removal in agro-industry: pilot and full-scale operational considerations of struvite crystallisation. International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams. Edited by Ken Ashley, Don Mavinic and Fred Koch. ISBN: 9781843392323. IWA Publishing, London, UK.
- Montag, D. (2008) Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung - Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunalen Kläranlagen. Dissertation an der Fakultät für Bauingenieurwesen der Rheinischen-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen.
- Montag, D. (2009) The PASH process for P-recovery and overview of the German Funding Programme "Recycling management of plant nutrients, especially phosphorus". Baltic 21 - Phosphorus Recycling and Good Agricultural Management Practice. Symposium 28-30 September 2009, Berlin.
- Morf, L. (2012) Klärschlammstrategie des Kantons Zürich und der Schweiz. ÖWAV-Klärschlammseminar, 22.–23.11.2012, Wels.
- Morishima, Y. (2009) National Project Leading to the Recycling Society with Sewage Sludge in Japan "LOTUS Project". Proceedings of Japan - United States Joint Conference on Drinking Water Quality Management and Wastewater Control, March 2009.

- Nawamura, Y., Kumashiro, K., Ishiwatari, H. (2001) A pilot plant study on using seawater as a magnesium source for struvite precipitation. Proceedings cd, 2nd International Conference on Recovery of Phosphates from Sewage and Animal Wastes, Holland, CEEP.
- Nowak, B., Aschenbrenner, P., Winter F. (2011) Heavy metal removal from sewage sludge ash and municipal solid waste fly ash — A comparison. *Fuel Processing Technology* 105 (1), pp. 195-201.
- Olsson, P.E., Borg, B., Brunström, B., Hakansson, H., Klasson-Wehler, E. (1998) Endocrine disrupting substances - Impairment of reproduction and development. Swedish Environmental Protection Agency. Stockholm.
- ÖNORM (2005a) ÖNORM S 2096-1. Stoffflussanalyse Teil 1: Anwendung in der Abfallwirtschaft - Begriffe. Österreichisches Normungsinstitut. Wien.
- ÖNORM (2005b) ÖNORM S 2096-2. Stoffflussanalyse Teil 2: Anwendung in der Abfallwirtschaft – Methodik. Österreichisches Normungsinstitut. Wien.
- Ottosen, L.M., Kirkelund, G.M., Jensen, P.E. (2013) Extracting phosphorous from incinerated sewage sludge ash rich in iron or aluminum. *Chemosphere* 91, pp. 963-969.
- ÖWAV (2008) Öffentlicher Bericht, Benchmarking für Kläranlagen - Geschäftsjahr 2007. ÖWAV, IWAG TU Wien, Quantum, k2W Ingenieurbüro kaltesklareswasser, BOKU Wien.
- Park, J.M., Lee, S.B., Kim, J.P., Kim, J.M., Kwon, O.S., Jung, D.I. (2008) Behavior of PAHs from sewage sludge incinerators in Korea. *Waste Management* 29, pp. 690-695.
- Patyk, A., Reinhardt, G.A. (1997) Düngemittel- und Energie- und Stoffstrombilanzen. Vieweg Verlagsgesellschaft.
- P.C.S. (2010) Pollution Service Control GmbH. Rock Away®. <http://pcs-consult.de/html/rockaway5.html>. Zugriff am 5.4.2010.
- Petruzzelli, D., De Florio, L., Liberti, L., Notarnicola, M., Sengupta, A.K. (2003) A new phosphate-selective sorbent for the REM-NUT® process. Laboratory investigation and field experience at a medium size wastewater treatment plant. *Water Science and Technology* 48 (1), pp. 179-184.
- Petzet, S., Cornel, P. (2010a) Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojektes ProPhos: "Phosphorrückgewinnung aus Abwasser, Klärschlamm und Rückständen thermischer Klärschlammbehandlung", Teilprojekt B Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm und Klärschlammaschen. Institut IWAR, Technische Universität Darmstadt.
- Petzet, S., Cornel, P. (2010b) Neue Wege des Phosphorrecyclings aus Klärschlammaschen, Korrespondenz Abwasser, Abfall (57) Nr.4, pp. 357-365.
- Petzet, S., Cornel, P. (2011) Towards a complete recycling of phosphorus in wastewater treatment–options in Germany. *Water Science and Technology* 64 (1), pp. 29-35.
- Pinnekamp, J., Montag, D., Gethke, K., Goebel, S., Herbst, H. (2007) Rückgewinnung eines schadstofffreien, mineralischen Kombinationsdüngers „Magnesiumammoniumphosphat–MAP“ aus Abwasser und



- Klärschlamm, Text 25/07. Abschlussbericht für das Umweltbundesamt. Institut für Siedlungswasserwirtschaft RWTH Aachen.
- Pinnekamp, J., Montag, D., Heil, J., Gajic, D., Rath, W., Dittrich, C., Pfennig, A., Kröckel, J., Dott, W., Zimmermann, J., Doetsch, P., Van Norden, H., Grömping, M., Seyfried, A. (2011) Rückgewinnung von Pflanzennährstoffen, insbesondere Phosphor aus der Asche von Klärschlamm. Schlussbericht zur BMBF/BMU Förderinitiative "Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor".
- Pinnekamp, J. (2013) ZwiPhos - Entwicklung eines Zwischenlagerungskonzepts für Klärschlammmonoverbrennungaschen für Deutschland mit dem Ziel einer späteren Phosphorrückgewinnung. RWTH Aachen.
- ProBas (2011) Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement Instrumente. Umweltbundesamt und Ökoinstitut <http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php>
- Rapf, M., Raupenstrauch, H., Thomanetz, E., Edlinger, A. (2010) Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm. DepoTech 2010. 3.-5.11.2010. Montanuniversität Leoben.
- 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.
- Rex, M., Kühn, M. (2008) Phosphat-Düngewirkung von Tiermehlasche vor und nach thermischem Aufschluss in Konverterschlacke. Institut für Baustoffforschung.
- Römer, W., Samie, I.F. (2001) Phosphordüngewirkung eisenhaltiger Klärschlämme. Institut für Agrikulturchemie, Universität Göttingen. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165, pp. 83-91.
- Römer, W. (2003) P-Düngewirkung von Klärschlämmen mit unterschiedlichen Eisengehalten. Korrespondenz Abwasser, Abfall. (50), Nr.4, pp. 476-482.
- Römer, W. (2005) Vergleichende Untersuchung der Phosphatverfügbarkeit von Produkten des P-Recyclings und bekannter Phosphatdünger. Korrespondenz Abwasser, Abfall. (53) Nr. 5, pp. 483-489.
- Römer, W. (2006) Vergleichende Untersuchungen zur Pflanzenverfügbarkeit von Phosphat aus verschiedenen P-Recycling-Produkten im Keimpflanzenversuch. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169, pp.826-832.
- Römer, W. (2013) Phosphor-Düngewirkung von P-Recyclingprodukten. Korrespondenz Abwasser, Abfall 60 (3), pp. 202-215.
- Röske, I., Uhlmann, D. (2005) Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung. Ulmer Stuttgart.
- Sattelberger, R. (1999) Arzneimittelrückstände in der Umwelt - Bestandsaufnahme und Problemdarstellung. Report 162, Umweltbundesamt. Wien.
- Schaum, C., Cornel, P., Jardin, N. (2004) Possibility for a Phosphorus Recovery from Sewage Sludge Ash. Management of Residues Emanating from Water and Wastewater Treatment, 9.-12. August 2005, Johannesburg, South Africa.

- Schaum, C. (2007) Verfahren für eine zukünftige Klärschlammbehandlung - Klärschlammkonditionierung und Rückgewinnung von P aus Klärschlammasche (Process for future sewage sludge treatment - sewage sludge conditioning and phosphorus recovery from sewage sludge ash). Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007. Germany.
- Scharf, S., Schneider, M., Zethner, G. (1997) Zur Situation der Verwertung und Entsorgung des kommunalen Klärschlammes in Österreich. Monographien, Band 095, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- Scheidig, K. (2002) Entwicklung der Schmelzvergasung von Abfällen zu einem kostengünstigen Verwertungsverfahren. Umweltmagazin 4/5 2002.
- Schipper, W.J., Klapwijk, A., Potjer, B., Rulkens, W.H., Temmink, B.G., Kiestra, F.D.G, Lijmbach, A.C.M. (2001) Phosphate recycling in the phosphorus industry. *Environmental Technology* 22 (11), pp. 1337.
- Schmidt, M. (1995) Reststoff- und Abfallverfestigung. Immobilisierung von Schadstoffen - Recycling - Verbesserung der Deponiefähigkeit. Expert-Verlag. Renningen-Malmsheim.
- Schmitt, T.G., Steinbrück, C., Welker, A., Dierschke, M. (2007) Perspektiven einer zukunftsfähigen Klärschlamm Entsorgung in Rheinland-Pfalz. Schlussbericht. Technische Universität Kaiserslautern. Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft.
- Schulze-Rettmer, R., Blank, R. (1992) Chemische Fällung von Ammonium mit Magnesiumphosphat unter Kreislaufführung des Fällmittels. *Korrespondenz Abwasser*, 4/92, pp. 550-559.
- Schröder, J.J., Smit, A.L., Cordell, D., Rosemarin, A. (2011) Improved phosphorus use efficiency in agriculture: A key requirement for its sustainable use. *Chemosphere* 84, pp. 822-831.
- Seyfried, C.F., Hartwig, P. (1991) Möglichkeiten und Grenzen der biologischen Phosphorelimination bei gleichzeitiger Nitrifikation und Denitrifikation. In: BÖHNKE, B. (Hrsg.): Gewässerschutz, Wasser, Abwasser (GWA) Band 126 zum Symposium "Weitergehende Abwasserreinigung in ein- und zweistufigen biologischen Kläranlagen–Stickstoff- und Phosphorelimination" in Aachen, 12.–13. März 1991, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, 1991, ISSN 0342-6068.
- Sievers, M., Bormann, H., Ewert, W. (2005) Klärschlammhydrolyse (CAMBI) mit anschließender Sauerstoffstrippung und basischer Phosphorextraktion. 75. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 12./13.12.2005 in Darmstadt.TU Darmstadt.
- Silva, G.A., Kulay, A. (2003) Application of life cycle assessment to the LCA case studies single superphosphate production. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8 (4), pp. 209-214.
- Silva, G.A., Kulay, A. (2005) Environmental performance comparison of wet and thermal routes for phosphate fertilizer production using LCA e A Brazilian experience. *Journal of Cleaner Production* 13, pp.1321-1325.
- Silva, E.F., Mlayah, A., Gomes, C., Noronha, F., Charef, A., Sequeira, C., Esteves, V., Marques, A.R.M. (2010) Heavy elements in the phosphorite from Kalaat Khasba mine (North-western Tunisia): Potential implications on the environment and human health. *Journal of Hazardous Materials* 182, pp. 232–245.



- Smidt, S. (2010) Wirkungen von Luftschadstoffen auf Pflanzen unter besonderer Berücksichtigung von Waldbäumen. BFW-DOKUMENTATION 8/2010. Schriftenreihe des Bundesforschungs- und Ausbildungszentrums für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien, 2010, Nr. 8, 267 S.
- Smil, V. (2000) Feeding the World: A challenge for the 21st Century. The MIT PRESS, Cambridge.
- Stendahl, K., Jaäferstroöm, S. (2004) Recycling of sludge with the Aqua Reci process. Water Science and Technology 49, pp. 233-240.
- Stenmark, L. (2003) Supercritical fluid technologies within Chematur Engineering AB. Presented at the 3rd Disposal Conference, Karlskoga, Sweden, November 10-11, 2003
- Stössel, E. (2013) Das Budenheimer-Kohlensäure-Verfahren – Eine umweltfreundliche Lösung zur Phosphatrückgewinnung aus Klärschlamm. 4. Internationales Symposium "Re-Water Braunschweig", 6.–7.11.2013. Deutschland.
- Stubenvoll, J., Böhmer, S., Szednyi, I. (2002) Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen. Studie im Auftrag des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- Tagesspiegel (2012) Verlag Der Tagesspiegel GmbH. Berlin. Onlineartikel vom 8.2.12. <http://www.tagesspiegel.de/meinung/gastkommentar-niederlage-fuer-china-im-rohstoffstreit/6186466.html>. Zugriff am 7.1.13.
- Takaoka, M., Kazuyuki, O., Cui, X.S., Matsukawa, K., Fujiwara, T. (2010) Phosphorus Material Flow and its recovery from wastewater and solid waste. UNEP-DTIE-IETC, Regional Workshop on Waste Agricultural Biomass, March 2.–5th 2010 at Global Environmental Centre Foundation in Osaka.
- Takiguchi, N., Kuroda, A., Kato, J., Nukanobu, K., Ohtake, H. (2003) Pilot plant test on the novel process of phosphorus recovery from municipal wastewater. Journal of Chemical Engineering of Japan 36 (10) pp. 1143-1146.
- Thompson, L.B. (2013) Field evaluation of the availability for corn and soybean of phosphorus recovered as struvite from corn fiber processing for bioenergy. Master Thesis. Iowa State University.
- UBA (2004) Kügler, I., Öhlinger, A., Walter, B. Dezentrale Klärschlammverbrennung. BE-260, Umweltbundesamt.
- UBA (2012) Klimaschutzbericht 2012. Report. REP-0391. Umweltbundesamt Wien.
- UBA Deutschland (2012) Uran in Boden und Wasser. Dienemann, C., Utermann, J. Umweltbundesamt Dessau-Roßlau
- Ueno, Y., Fujii, M. (2003) 3 years operating experience selling recovered struvite from full-scale plant. Environment and Technology 22 (11) pp.1373-81.
- UN (2008). World Population Prospects: The 2006 Revision Population Database, Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations (UN) Secretariat, New York, USA. Available online: < <http://www.un.org/en/development/desa/population/> > (Zugriff am 11.6.13).
- UNEP (2001) Environmental Aspects of Phosphate and Potash Mining. United Nations Environment Programme (UNEP) and International Fertilizer Industry Association.

- USGS (2010) U.S. Geological Survey, Mineral commodity summaries 2010. U.S. Geological Survey, 193p.
- USGS (2012) U.S. Geological Survey, Mineral commodity summaries 2012. U.S. Geological Survey, 198p.
- Van Kauwenbergh, S.J. (2002) Cadmium content of phosphate rocks and fertilizers. IFA Technical Conference. 24.9.-27.9.2002, Chennai, India. International Fertilizer Industry Association.
- Wagner (2005) Rohphosphat - Verfügbarkeit und Verbrauch. 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 2005 in Aachen. In: Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 198. Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp, Aachen.
- Wang, J., Song, Y., Yuan, P., Peng, J., Fan, M. (2006) Modeling the crystallization of magnesium ammonium phosphate for phosphorus recovery. *Chemosphere* 65, pp. 1182–1187.
- Weidehlehner, A. (2010) Phosphorrückgewinnung aus kommunalem Klärschlamm als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP). Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 202, Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft E.V. Stuttgart.
- Weigand, H., Bertau, M., Bohndick, F., Bruckert, A. (2011) Recophos: Full-scale recovery of phosphate from sewage sludge ash. In: Sardinia 2011, Proceeding of the thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium.
- Weigand, H., Bertau, M., Hübner, K. (2012) P-Düngerproduktion aus Klärschlammasche - Erfolge und Hemmnisse bei der ressourceneffizienten Nutzung eines Abfallstromes. *Müll und Abfall* 5, pp. 248-253.
- Weinfurter, K. (2011) Bewertung von Sekundärrohstoffen aus Abwasser, Klärschlamm und Klärschlammasche hinsichtlich Wirkung auf Bodenparameter und technische Produktqualität. In: Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, Band 228. Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor, Schlusspräsentation, 14.9.2011 Berlin.
- Werther, J., Ogada, T. (1999) Sewage sludge combustion. *Progress in Energy and Combustion Science* 25, pp. 55–116.
- Wiesenberger (2002) State-of-the-art for the production of fertilisers with regard to the IPPC-Directive. Umweltbundesamt, Monographie Band 105. Wien.
- Weltbank (2013) World Bank GEM Rohstoffdatenbank für Phosphatgestein, DAP und TSP. <http://data.worldbank.org/data-catalog/commodity-price-data>. Zugriff am 2.9.2013.
- Deng, W., Yan, J., Li, X., Wang, F., Chi, Y., Lu, S. (2009) Emission characteristics of dioxins, furans and polycyclic aromatic hydrocarbons during fluidized-bed combustion of sewage sludge. *Journal of Environmental Sciences* 21, pp. 1747–1752.
- Van de Velden, M., Dewil, R., Baeyens, J., Jossen, L., Lanssens, P. (2008) The distribution of heavy metals during fluidized bed combustion of sludge (FBSC). *Journal of Hazard Mater* 151 (1), pp. 96-102.



- Zessner, M. (1999) Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers. In: Kroiss, H. (1999) Wiener Mitteilung: Wasser - Abwasser - Gewässer. Band 157. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Wien.
- Zhang, H.J., Ni, Y.W., Chen, J.P., Zhang, Q., Thang, H. (2008) Influence of variation in the operating conditions on PCDD/F distribution in a full-scale MSW incinerator. Chemosphere 70, pp. 721-730.