

Einsatzmöglichkeiten für Nährstoffrezyklate im Ökolandbau (nurec4org)

Abschlussbericht, Berlin den 07.06.2019

von

Fabian Kraus, Malte Zamzow, Carlotta Hoffmann

Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH, Cicerostr. 24, 10709 Berlin

Ann-Kathrin Bessai, Dr. Stephanie Fischinger,

Bioland Beratung GmbH, Kaiserstraße 18, 55116 Mainz

Dr. Andreas Muskolus,

Institut für Agrar- und Stadtökologische Projekte, Philippstrasse 13 Haus 16, 10115 Berlin

Dr. Christian Kabbe,

P-REX® Environment, Am Goldmannpark 43, 12587 Berlin

Diese Studie wurde finanziert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt unter dem
Aktenzeichen 33651/01



KOMPETENZZENTRUM
WasserBerlin



iASP



Important Legal Notice

Disclaimer: The information in this publication was considered technically sound by the consensus of persons engaged in the development and approval of the document at the time it was developed. KWB disclaims liability to the full extent for any personal injury, property, or other damages of any nature whatsoever, whether special, indirect, consequential, or compensatory, directly or indirectly resulting from the publication, use of application, or reliance on this document. KWB disclaims and makes no guaranty or warranty, expressed or implied, as to the accuracy or completeness of any information published herein. It is expressly pointed out that the information and results given in this publication may be out of date due to subsequent modifications. In addition, KWB disclaims and makes no warranty that the information in this document will fulfill any of your particular purposes or needs. The disclaimer on hand neither seeks to restrict nor to exclude KWB's liability against all relevant national statutory provisions.

Wichtiger rechtlicher Hinweis

Haftungsausschluss: Die in dieser Publikation bereitgestellte Information wurde zum Zeitpunkt der Erstellung im Konsens mit den bei Entwicklung und Anfertigung des Dokumentes beteiligten Personen als technisch einwandfrei befunden. KWB schließt vollumfänglich die Haftung für jegliche Personen-, Sach- oder sonstige Schäden aus, ungeachtet ob diese speziell, indirekt, nachfolgend oder kompensatorisch, mittelbar oder unmittelbar sind oder direkt oder indirekt von dieser Publikation, einer Anwendung oder dem Vertrauen in dieses Dokument herrühren. KWB übernimmt keine Garantie und macht keine Zusicherungen ausdrücklicher oder stillschweigender Art bezüglich der Richtigkeit oder Vollständigkeit jeglicher Information hierin. Es wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die in der Publikation gegebenen Informationen und Ergebnisse aufgrund nachfolgender Änderungen nicht mehr aktuell sein können. Weiterhin lehnt KWB die Haftung ab und übernimmt keine Garantie, dass die in diesem Dokument enthaltenen Informationen der Erfüllung Ihrer besonderen Zwecke oder Ansprüche dienlich sind. Mit der vorliegenden Haftungsausschlussklausel wird weder bezweckt, die Haftung der KWB entgegen den einschlägigen nationalen Rechtsvorschriften einzuschränken noch sie in Fällen auszuschließen, in denen ein Ausschluss nach diesen Rechtsvorschriften nicht möglich ist.

Impressum

Dieser Bericht wurde nach den Vorgaben des Qualitätsmanagements gemäß DIN EN ISO 9001:2008 erarbeitet.

Titel

Einsatzmöglichkeiten für Nährstoffzyklate im Ökolandbau (nurec4org)

Abschlussbericht, Berlin den 07.06.2019

Autoren

Fabian Kraus, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Malte Zamzow, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Carlotta Hoffmann, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Ann-Kathrin Bessai, Bioland Beratung GmbH

Dr. Stephanie Fischinger, ehemalig Bioland Beratung GmbH, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL)

Dr. Andreas Muskulus, Institut für Agrar- und Stadtökologische Projekte

Dr. Christian Kabbe, ehemalig Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH, P-REX Environment

Endversion

Datum: 07.06.2019

Version	Veranlassung Erstellung/Änderung	Ausgeführt durch
v1.0	Abschlussbericht Vorabgabe	Fabian Kraus
v2.0	Abschlussbericht Endabgabe	Fabian Kraus

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	33651/01	Referat	31	Fördersumme	247.184 EUR
Antragstitel		Einsatzmöglichkeiten für Nährstoffrezyklate im Ökolandbau (nurec4org)			
Stichworte		Phosphorrückgewinnung, Nährstoffrecycling, Ökolandbau, Kreislauf			
Laufzeit		Projektbeginn		Projektende	
27 Monate		01.01.2017		31.03.2019	
Zwischenberichte		Nach 12 Monaten			
Bewilligungsempfänger		Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH Cicerostraße 24, 10709 Berlin		Tel 030 53653 842 Fax 030 53653 888 Projektleitung: Fabian Kraus	
Kooperationspartner		Bioland Beratung GmbH Kaiserstraße 18, 55116 Mainz		Ansprechpartner: Ann-Kathrin Bessai	
		Institut für Agrar- und Stadtökologische Projekte Philipphstraße 13 Haus 16, 10115 Berlin		Ansprechpartner: Dr. Andreas Muskolus	

Zielsetzung und Anlass des Vorhabens

Ein Anliegen des Ökologischen Landbaus ist, den Verbrauch von endlichen Ressourcen zu minimieren. Hierbei ist das „Wirtschaften in Kreisläufen“ ein zentrales Element und der Kreislaufgedanke nicht nur auf der Betriebsebene anzuwenden.

Beim Nährstoff Phosphor (P) ist der Kreislaufgedanke im ökologischen Landbau derzeit nur unzureichend umgesetzt. Das Ausbringen von Klärschlämmen ist aus Gründen der Vorsorge vor möglichen Schadstoffbelastungen EU-weit verboten. Entsprechende Materialien sind nicht im Anhang I der Verordnung (EG) Nr. 889/2008 (EG-Öko-Verordnung) aufgeführt und dürfen daher nicht verwendet werden. Die sich derzeit als marktnah abzeichnenden P-Recyclingprodukte sind neue Produkte und daher bisher nicht in dem oben genannten Anhang der EG-Öko-Verordnung aufgeführt und dürfen somit auch nicht eingesetzt werden. Die aktuellen Rückgewinnungs- und Recyclingverfahren sowie ihre Produkte auf Zulassungswürdigkeit im Ökologischen Landbau zu prüfen und hinsichtlich der ökolandbauspezifischen Kriterien zu charakterisieren, ist demnach ein für den Ökologischen Landbau wichtiger Schritt zur Realisierung einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft. Der Ökolandbau könnte dabei eine Schlüsselrolle bei der Erhöhung der Akzeptanz solcher Rezyklate spielen. Das vorliegende Projekt leistet hierfür besonders auch durch die Einbeziehung der relevanten Akteure (Landwirte, Handel, Wissenschaft) einen entscheidenden Beitrag.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

- **Erfassung des Marktpotentials der P-Recyclingprodukte im ökologischen Landbau.** Hierbei wird auf der einen Seite das Absatzpotential erfasst, sowie nach der Identifikation zulassungswürdiger Rezyklate auch deren potentielle Verfügbarkeit.
- **Erfassung der Akzeptanzkriterien sowie Aufklärung.** Durch Einbeziehung der Akteure des Ökologischen Landbaus in Veranstaltungen sollen kritische Punkte, welche für eine Akzeptanz relevant sind, in die Bewertung der Produkte als auch der Verfahren einfließen. Durch eine intensive Öffentlichkeitsarbeit soll darüber hinaus die breite Öffentlichkeit über P-Recyclingprodukte und -verfahren aufgeklärt werden und so eine Akzeptanz geschaffen werden.
- **Bewertung von Produkten und Verfahren hinsichtlich der Akzeptanzkriterien.** Neben den chemisch-physikalischen Eigenschaften der Produkte wird in Gefäßversuchen die potentielle Pflanzenverfügbarkeit einer Auswahl geeigneter marktfähiger Serien-Rezyklate getestet. Mittels Ökobilanzierung werden die marktnahen Prozesse der Rezyklat- und Rohphosphatherstellung sowie deren Anwendung miteinander

verglichen. Durch eine quantitative Risikobewertung werden potentielle Risiken für Mensch und Umwelt beider Produktklassen im Hinblick auf eine mögliche Risikominimierung miteinander verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

In einem partizipativen Stakeholder-Dialog wurden sechs essentielle Akzeptanzkriterien definiert:

- Wirksamkeit/ Nutzungseffizienz,
- Transparenz,
- Rechtliche Rahmenbedingungen,
- geringe Schadstoffbelastung der Produkte,
- geringe Umweltwirkungen bei der Produktion und
- vertretbare Kosten.

Es wurden verschiedene potentielle Rezyklate und das einzig verfügbare Serienprodukt, das Struvit, hinsichtlich dieser Akzeptanzkriterien bewertet. Das Struvit – der Frontrunner des P-Recyclings erfüllt als einziges Produkt nahezu alle Akzeptanzkriterien. Lediglich die rechtlichen Rahmenbedingungen sind derzeit für eine Anwendung im Ökolandbau nicht gegeben. Diesbezüglich wurde das weitere Vorgehen aufgezeigt, sodass in naher Zukunft ein Recycling von P-Rezyklaten im Ökolandbau möglich ist.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Über den Projektzeitraum wurden 16 Schriftliche Beiträge in Form von Buchartikeln, Fachzeitschriftbeiträgen, schriftlichen Konferenzbeiträgen, Online-Beiträgen und Studienarbeiten veröffentlicht. Zusätzlich wurden 16 weitere Vorträge ohne Schriften auf Veranstaltungen mit den Zielgruppen Ökolandbau und Abwasserwirtschaft gehalten, um die Thematik öffentlich wirksam zu verbreiten.

Im Projekt wurden zusätzlich verschiedene Informationsmaterialien erstellt:

- Ein Erklär-Video hinsichtlich des Projektes und der Herstellung von Struvit, auffindbar auf: <https://vimeo.com/299397820> bzw. <https://www.youtube.com/watch?v=hK6XL4Rk0p8>
- Ein Phosphor-Wiki welches neben Informationen zu P im Ökolandbau, P-Mangel und P-Düngung einen Schwerpunkt auf das P-Recycling legt, abrufbar unter: <https://nutrip.wiki.zoho.eu/>
- Eine Broschüre „Einsatzmöglichkeiten für Nährstoffrezyklate im Ökolandbau“, welche das Recycling-Thema für den Ökolandbau vertieft und Hintergründe und Prozesse ausführlich erklärt, verfügbar auf: https://www.kompetenz-wasser.de/wp-content/uploads/2018/11/nurec4org_broschuere.pdf

Zudem wurden im Projekt fünf Informationsveranstaltungen - darunter zwei partizipative Akteurs-Workshops – durchgeführt je mit 15-100 Teilnehmern:

- Eine Informationsveranstaltung in Berge (Nauen) am 09.08.2017 zu den Topfversuchen mit 15 Teilnehmern
- Der erste Akteurs-Workshop in Frankfurt am Main am 16.11.2017 mit 32 Teilnehmern auf dem die Akzeptanzkriterien diskutiert und festgelegt wurden
- Der zweite Akteurs-Workshop in Leipzig am 12.11.2018 mit 32 Teilnehmern auf dem die Bewertung der Produkte und Verfahren bezüglich der Akzeptanzkriterien vorgestellt und diskutiert wurden
- Eine Informationsveranstaltung auf der BIOFACH in Nürnberg am 14.02.2019 mit etwa 25 Teilnehmern, vornehmlich aus der Zielgruppe des Ökolandbaus
- Und letztlich zum Projektabschluss in Berlin am 26.03.2019 die Berliner Wasserwerkstatt (KWB-Kolloquium) mit etwa 100 Teilnehmern vorwiegend aus dem Bereich der Wasserwirtschaft, auf der das Projekt nochmals als Ganzes vorgestellt wurde.

Fazit

Letztlich bestehen hinsichtlich dem Recycling vom Struvit im Ökolandbau nur rechtliche Barrieren, welche allerdings, vorausgesetzt es besteht der politische Wille, ausgeräumt werden können. Bezüglich anderer Rezyklate ist deren eigentliche mengenmäßig relevante Produktion nicht gegeben und somit eine Zulassung nicht akut und kann bei Bedarf später erfolgen. Somit ist nun die Politik gefordert, nicht nur P-Rückgewinnungsgebote den Kläranlagen vorzuschreiben, sondern auch potentiellen Abnehmern von entsprechenden P-Rezyklaten den Einsatz in der Landwirtschaft zu erlauben!

Inhaltsverzeichnis

Kapitel 1	Einleitung.....	11
Kapitel 2	Phosphorbedarf im ökologischen Landbau.....	14
2.1	Wie ist die Versorgungssituation mit Phosphor im ökologischen Ackerbau derzeit?	15
Kapitel 3	Möglichkeiten der Phosphorrückgewinnung aus Abwässern.....	19
3.1	Struvitfällung im Faulschlamm ohne eine forcierte Rücklösung.....	23
3.2	Struvitfällung im Zentrat ohne eine forcierte Rücklösung	25
3.3	Struvitfällung im Zentrat mit einer forcierten Rücklösung	26
3.4	Das nasschemische TetraPhos-Verfahren (Klärschlammasche).....	27
3.5	Das thermochemische AshDec-Verfahren (Klärschlammasche).....	28
Kapitel 4	Definition von Akzeptanzkriterien für den Einsatz sekundärer Phosphordünger im Ökolandbau	29
Kapitel 5	Anwendung von Bewertungsmethoden zur Evaluation der Performance von Produkten und Verfahren hinsichtlich der Akzeptanzkriterien	32
5.1	Charakterisierung der Produkte	32
5.1.1	Nährstoffgehalte und Handhabung der Produkte.....	32
5.1.2	Schadstoffgehalte der Produkte	33
5.2	Düngewirksamkeit der Produkte.....	35
5.2.1	Methodik	35
5.2.2	Ergebnisse.....	39
5.2.3	Die Wirkung der Rezyklate auf die Stickstoffversorgung des Weizens	44
5.2.4	Diskussion der Ergebnisse	45
5.3	Evaluation der Schadstoffbelastung der Produkte.....	47
5.3.1	Definition des Umweltrisikos.....	47
5.3.2	Dünger-, Schadstoffauswahl und Schadwirkung	49
5.3.3	Schadstoffexposition	53
5.3.4	Risikocharakterisierung	57
5.3.5	Zusammenfassung der Risikobewertung	64
5.4	Evaluation der potentiellen Umweltwirkung bei Produktherstellung	65
5.4.1	Methodik der Ökobilanz	65
5.4.2	Ziel und Untersuchungsrahmen	66

5.4.3	Eingangsdaten (Sachbilanz)	72
5.4.4	Ergebnisse (Wirkungsabschätzung)	76
5.4.5	Interpretation	84
5.5	Evaluation der Kosten für P-Rezyklate	85
5.5.1	Struvit (bzw. Verfahren auf der Kläranlage)	85
5.5.2	Produkte aus Klärschlammasche	86
5.6	Rechtliche Rahmenbedingungen	86
5.6.1	Roadmap zur Zulassung	87
5.6.2	Weiteres Vorgehen und Ausblick zur rechtlichen Entwicklung	88
Kapitel 6	Diskussion der Ergebnisse im Hinblick auf die Akzeptanzkriterien	90
Kapitel 7	Schlussfolgerungen und Ausblick	93
Kapitel 8	Literaturverzeichnis	95
Kapitel 9	Anhang	101
9.1	Veröffentlichungen	101
9.2	Weitere Vorträge	102
9.3	Weitere Informationsmaterialien	103
9.4	Veranstaltungen im Rahmen des Projektes nurec4org	103
9.4.1	Informationsveranstaltung in Berge (Nauen) am 09.08.2017	103
9.4.2	Erster Akteurs-Workshop in Frankfurt am Main am 16.11.2017	104
9.4.3	Zweiter Akteurs-Workshop in Leipzig am 12.11.2018	105
9.4.4	Informationsveranstaltung auf der BIOFACH in Nürnberg am 14.02.2019	106
9.4.5	Wasserwerkstatt (KWB-Kolloquium) in Berlin am 26.03.2019	106
9.5	Muster für ein Zulassungsdossier	108

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Offener Nährstoffkreislauf im ökologischen Ackerbau	15
Abbildung 2: Schema der Kläranlage, Ansatzpunkte für die Phosphorrückgewinnung und Verfahren	20
Abbildung 3: Schematische Integration der Struvitfällung im Faulschlamm	24
Abbildung 4: Schematische Integration der Struvitfällung im Zentrat	25
Abbildung 5: Schematische Integration der Struvitfällung im Zentrat mit forcierter Rücklösung	26
Abbildung 6: Schematische Darstellung des TetraPhos-Verfahrens	27
Abbildung 7: Schematische Darstellung des AshDec-Verfahrens	28
Abbildung 8: Gefäße nach dem Befüllen mit Boden. Mit der Gießwaage werden die Gefäße samt Unterschale angehoben und gegossen	38
Abbildung 9: Gefäßversuch mit Ackerbohnen im Jahr 2017	38
Abbildung 10: Vor Vogelfraß geschützte Gefäße bewachsen mit Sommerweizen im Milchreife-Stadium (2018)	39
Abbildung 11: Trockenmasseerträge der Ackerbohnen im Gefäßversuch	40
Abbildung 12: Kornerträge von Sommerweizen im zweiten Jahr des Gefäßversuches	41
Abbildung 13: Stroherträge Sommerweizen in zweiten Jahr des Gefäßversuches	41
Abbildung 14: Weizenähren ausgewählter Varianten nach der Ernte des Gefäßversuches im zweiten Versuchsjahr	42
Abbildung 15: Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor im Boden nach den Ackerbohnen	43
Abbildung 16: Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor im Boden nach der Ernte des Weizens	44
Abbildung 17: Blattfarben des Weizens während des Längenwachstums im Mai/Juni 2018	45
Abbildung 18: Schema zur Umweltrisikobewertung	48
Abbildung 19: Dünger- und Schadstoffauswahl, Wirkpfade und Schutzgüter.	50
Abbildung 20: Eintrags- und Austragspfade des Expositionsmodells	54
Abbildung 21: Risiko durch anorganische Schadstoffe für das Schutzgut Bodenorganismen	59
Abbildung 22: Risiko durch anorganische Schadstoffe für das Schutzgut Grundwasser	61
Abbildung 23: Risiko durch anorganische Schadstoffe für das Schutzgut Mensch	63

Abbildung 24: Prinzipieller Rahmen einer Ökobilanz in der Abwasserbehandlung	65
Abbildung 25: System und Systemgrenzen der Kläranlagen-Perspektive	67
Abbildung 26: System und Systemgrenzen der Landwirtschafts-Perspektive.....	70
Abbildung 27: kumulierter Energieaufwand fossiler und nuklearer Ressourcen in der Kläranlagen-Perspektive	77
Abbildung 28: kumulierter Energieaufwand fossiler und nuklearer Ressourcen in der Landwirtschafts-Perspektive	78
Abbildung 29: Treibhausgaspotential in der Kläranlagen-Perspektive.....	79
Abbildung 30: Treibhausgaspotential in der Landwirtschafts-Perspektive	80
Abbildung 31: terrestrisches Versauerungspotential in der Kläranlagen-Perspektive	81
Abbildung 32: terrestrisches Versauerungspotential in der Landwirtschafts-Perspektive	81
Abbildung 33: Süßwassereutrophierungspotential in der Kläranlagen-Perspektive.....	82
Abbildung 34: Meerwassereutrophierungspotential in der Kläranlagen-Perspektive	82
Abbildung 35: Süßwassereutrophierungspotential in der Landwirtschafts-Perspektive	83
Abbildung 36: Meerwassereutrophierungspotential in der Landwirtschafts-Perspektive.....	83
Abbildung 37: Ergebnisse der Normalisierung.....	84
Abbildung 38: Instanzen, die unmittelbar eine tragende Rolle für die Zulassung von Nährstoffzyklaten aus dem Abwasserpfad im Ökolandbau spielen.	88
Abbildung 39: Programm der 47. Berliner Wasserwerkstatt im Rahmen des Projektes nurec4org	107

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Überblick über die Umsetzung verschiedener Phosphorrückgewinnungsverfahren (ausschließlich kommerzielle Anlagen im Großmaßstab) und geschätzte Produktmengen (aus kommunalen und industriellen Anlagen)	21
Tabelle 2: Gewichtetes Ranking der Kriterien (Jedelhauser et al., 2015)	29
Tabelle 3: Nährstoffgehalte und Handhabung der Produkte.....	33
Tabelle 4: Mittlerer Schadstoffgehalt von weicherdigem Rohphosphat, Struvit aus Klärschlamm sowie aus Zentrat und einem mit dem AshDec-Prozess behandelte Asche in mg/kg P ₂ O ₅ ...	35
Tabelle 5: Phosphorgehalte der zur Gewinnung von Boden für die Gefäßversuche untersuchten Flächen.....	36
Tabelle 6: PNEC der Schwermetalle und unpolaren organischen Schadstoffe.....	52
Tabelle 7: PNEC der Pharmazeutika und Hormone.....	52
Tabelle 8: Spannweite, verwendete Verteilungsfunktion und Datenherkunft der variablen Umweltbedingungen.	55
Tabelle 9: Mit Mittelwerten belegte substanzunabhängige Modelleingangsgrößen.....	56
Tabelle 10:Hintergrundgehalte und atmosphärische Deposition der ausgewählten Schadstoffe	57
Tabelle 11: Ausgewählte Wirkungskategorien und Normalisierungsfaktoren	69
Tabelle 12: Datenqualität der Eingangsdaten für die Phosphorrückgewinnung	69
Tabelle 13: Datenqualität der Eingangsdaten für die Produktion von Rohphosphat und DAP und den Transport	72
Tabelle 14: Eingangsdaten für das Referenzsystem und die Struvitfällung im Faulschlamm bzw. Zentrat	73
Tabelle 15: Eingangsdaten für die Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche	73
Tabelle 16: Angenommene Pflanzenverfügbarkeiten in der Ökobilanz	75
Tabelle 17: Hintergrundprozesse (RoW: Rest der Welt (meist ohne Schweiz), DE: Deutschland, GLO: Global, RER: Europa)	76
Tabelle 18: Teilnehmerliste der Informationsveranstaltung in Berge (08.09.2017).....	103
Tabelle 19: Teilnehmerliste der Akteursveranstaltung in Frankfurt am Main (16.11.2017)	104
Tabelle 20: Teilnehmerliste der Akteursveranstaltung in Leipzig (12.11.2018)	105

Kapitel 1 Einleitung

Der ökologische Landbau stellt einen Sektor der Agrarwirtschaft, welcher das Ziel verfolgt die Ressourcen nachhaltig zu bewirtschaften. Hierzu gehört u.a. die Kreislaufführung des Nährstoffes Phosphor, welcher im ökologischen Landbau durch betriebsinterne Kreisläufe effizient genutzt wird. Nichtsdestotrotz entsteht durch den Austrag landwirtschaftlicher Produkte (z.B. dem menschlichen Verzehr) im ökologischen Landbau ein Phosphordefizit. Dieses wird derzeit vorwiegend durch die primäre Ressource Rohphosphat ausgeglichen. Hierbei ergeben sich mehrere Probleme:

- Die Verwendung einer nicht erneuerbaren Ressource widerspricht dem Ziel der Kreislaufwirtschaft
- Rohphosphat kann je nach Ursprungsort in hohem Maße mit toxischen Schwermetallen wie Cadmium und Uran belastet sein
- Abbau, Verarbeitung und Vertrieb von Rohphosphat sind für den Landwirt und den Endverbraucher ebenso wie damit verbundene Umweltemissionen nicht transparent darstellbar, welches die Akzeptanz des Ökolandbaus gegenüber dieser Primärressource schwächt

Auf der anderen Seite wird seit kürzerer Zeit zunehmend die Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasserpfad forciert. So gibt es seit ca. 10 Jahren erste Kläranlagen, welche Phosphat in Form von Struvit gezielt aus der Kläranlage ausschleusen, um möglichen Inkrustationen in Rohren und Aggregaten vorzubeugen. Dies führt zu betrieblichen Vorteilen auf der Kläranlage, welche für die Implementierung dieser Verfahren entscheidend sind. Die Herstellung eines Düngers stellt hierbei momentan nur einen positiven Nebeneffekt dar. Die Erlöse für entsprechend rückgewonnene Phosphordünger liegen weit unter den Preisen für konventionelle Phosphordünger, sofern kein adäquates Marketing-Konzept existiert. Gründe hierfür sind neben den noch geringen Produktionsmengen (geringer Bekanntheitsgrad und begrenzte Verfügbarkeit), die politische Fokussierung auf die Angebotsseite, sowie mangelnde Akzeptanz auf der Nachfrageseite sowohl beim konventionellen als auch beim ökologischen Landbau. Zudem machen im ökologischen Landbau rechtliche Hindernisse eine Verwendung rückgewonnener Phosphordünger derzeit unmöglich.

Das Ziel des Projektes nurec4org lag in der transparenten Kommunikation der Produktionsprozesse von Rohphosphat und rückgewonnenen Phosphordüngern, wie Struvit, sowie in der transparenten Bewertung von Umweltwirkungen beider Produkte entlang der gesamten Wertschöpfungskette – von Abbau/Produktion bis hin zur Anwendung im ökologischen Landbau. Dieser Kommunikationsprozess wurde partizipativ gestaltet, sodass Ökolandwirte und Verbände auf die Wichtung einzelner Akzeptanzkriterien Einfluss nehmen

können. Dieses Vorgehen hat zu verstärkter Akzeptanz auf der Nachfrageseite geführt, welches die Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche Kreislaufwirtschaft für Phosphor und andere Nährstoffe darstellt.

Der Bericht stellt die Projektergebnisse gebündelt dar und beantwortet die folgenden Leitfragen:

- Wie hoch ist der Phosphorbedarf im Ökolandbau und wie wird er sich entwickeln?
- Welche Verfahren der Phosphorrückgewinnung sind soweit fortgeschritten, dass für den Ökolandbau relevante Produktmengen bereitgestellt werden könnten und was sind die relevanten Serienprodukte?
- Wie passen Phosphorbedarf im Ökolandbau und Phosphordargebot der Kläranlagen zum jetzigen Zeitpunkt zusammen?
- Wie funktionieren entsprechende Verfahren der Phosphorrückgewinnung?
- Welche Kriterien sind den Akteuren des Ökolandbaus wichtig und müssen für das Recycling von Phosphorrezyklaten aus dem Abwasserpfad im Ökolandbau erfüllt sein?
- Welche (rechtlichen) Hindernisse gibt es?
- Wie sind die Phosphorrezyklate und andere P-Produkte hinsichtlich Ihrer Nährstoffstoffgehalte und Handhabung (Düngestreuer etc.) charakterisiert?
- Wie wirken die Dünger unter „Ökolandbaubedingungen“?
- Wie hoch sind die Schadstoffgehalte der Produkte und ein damit verbundenes Risiko für Mensch oder Umwelt?
- Wie viel Energie und Chemikalien werden für die P-Rückgewinnung aus dem Abwasserpfad benötigt und wie verhält sich das gegenüber der Herstellung von Rohphosphat und konventionellen Düngern?
- Welche Rolle spielt der Transport von Rohphosphat über weite Strecken?
- Welche Umweltaufwendungen bzw. –entlastungen sind mit der Phosphorrückgewinnung verbunden?
- Welche Kosten sind mit der Phosphorrückgewinnung verbunden und welche Produktpreise sind für Phosphorrezyklate zu erwarten?
- Wie geht es weiter?

Im Folgenden wird der Inhalt der einzelnen Kapitel kurz dargestellt:

- **Kapitel 2** gibt einen Überblick über den Phosphorbedarf im ökologischen Landbau. Es werden die Prinzipien des Ökolandbaus dargestellt und auf die Versorgungssituation mit

Phosphor eingegangen. Letztlich wird auf verschiedene externe Quellen für Phosphat und die damit verbundenen Probleme eingegangen.

- **Kapitel 3** gibt einen Überblick über die Möglichkeiten der Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasserpfad, sowie den aktuellen Stand der Implementierung. Es wird eine Abschätzung hinsichtlich der zukünftigen Produktmengen des Rezyklats Struvit für Europa getroffen. Schlussendlich werden fünf Verfahren ausführlicher beschrieben.
- **Kapitel 4** widmet sich dem im Projekt nurec4org veranstalteten partizipativen Diskussionsprozess der Akzeptanzkriterien und stellt eine Zusammenfassung des 1. Akteurs-Workshops am 16.11.2017 in Frankfurt am Main dar. Es wurden sechs essentielle Kriterien identifiziert, welche für eine Nutzung von P-Rezyklaten im Ökolandbau erfüllt sein müssen. Der kommunikative Charakter des Projektes, die Veröffentlichungen, weitere Vorträge, zusätzliche Informationsmaterialien und die Veranstaltungen im Rahmen des Projektes sind darüber im Anhang (**Kapitel 9**) gelistet.
- **Kapitel 5** greift die Akzeptanzkriterien aus **Kapitel 4** auf und unterfüttert diese anhand wissenschaftlicher Methoden, so wird beispielsweise die Düngewirksamkeit der Produkte, die Schadstoffgehalte der Produkte und das daraus resultierende Risiko für Mensch und Umwelt, die Umweltaufwendungen durch den Energie- und Chemikalienverbrauch und rechtliche Aspekte diskutiert.
- **Kapitel 6** führt die Akzeptanzkriterien aus **Kapitel 4** und die wissenschaftlichen Erkenntnisse aus **Kapitel 5** zusammen und diskutiert sie methodenübergreifend mit Blick auf das weitere Vorgehen für den Ökolandbau und stellt eine Zusammenfassung des 2. Akteurs-Workshop am 12.11.2018 in Leipzig dar.
- Abschließend führt **Kapitel 7** die Erkenntnisse und Schlussfolgerungen des Projektes kurz zusammen, gibt einen Ausblick auf die weitere Entwicklung hinsichtlich des Phosphorreyclings im Ökolandbau und adressiert klar aktuelle Hindernisse.

Kapitel 2 Phosphorbedarf im ökologischen Landbau

Ein geschlossener Betriebskreislauf stellt im Hinblick auf die Nährstoffversorgung und Bodenfruchtbarkeit im ökologischen Landbau ein wichtiges Grundprinzip dar, welches in der landwirtschaftlichen Praxis angestrebt wird. Der traditionelle Blickwinkel richtet sich auf den innerbetrieblichen Kreislauf, das heißt auf die Kopplung von Ackerbau und Viehhaltung. Dabei werden auf der Ackerfläche neben Marktfrüchten auch Futterpflanzen für die Tierhaltung erzeugt. Die pflanzlichen Abfälle und der tierische Dung werden entweder frisch oder kompostiert auf die Ackerflächen, von denen sie letztlich stammen, zurückgeführt. Damit es nicht zu einem Nährstoffüberschuss kommt, ist die Tieranzahl pro landwirtschaftliche Nutzfläche limitiert (flächengebundene Tierhaltung).

Ziel beim Wirtschaften im innerbetrieblichen Kreislauf ist es, das ganzheitliche System so zu gestalten, dass wenige Nährstoffe von außen zugeführt werden müssen und dennoch keine Mangelzustände in den Böden entstehen. Dazu zählt die Minimierung der Verwendung von nicht erneuerbaren Ressourcen und von außerbetrieblichen Produktionsmitteln und die Wiederverwertung von Abfallstoffen und Nebenerzeugnissen pflanzlichen und tierischen Ursprungs in der pflanzlichen und tierischen Erzeugung (Deumlich et al., 2016).

Die zunehmende Spezialisierung auch in ökologisch bewirtschafteten Betrieben und die daraus entstandene Zunahme viehschwacher und viehloser Biobetriebe hat die Frage, ob und wie der Betriebskreislauf im ökologischen Landbau geschlossen bleiben kann, neu aufgeworfen. Auch in viehhaltenden Marktfrucht-Betrieben verlassen Nährstoffe mit dem Verkauf von ackerbaulich erzeugten Produkten den Betriebskreislauf und werden nicht zurückgeführt (vgl. Abbildung 1). Die Nährstoffe gelangen zu einem großen Teil über den menschlichen Verzehr in das Abwasser oder in den Abfall.

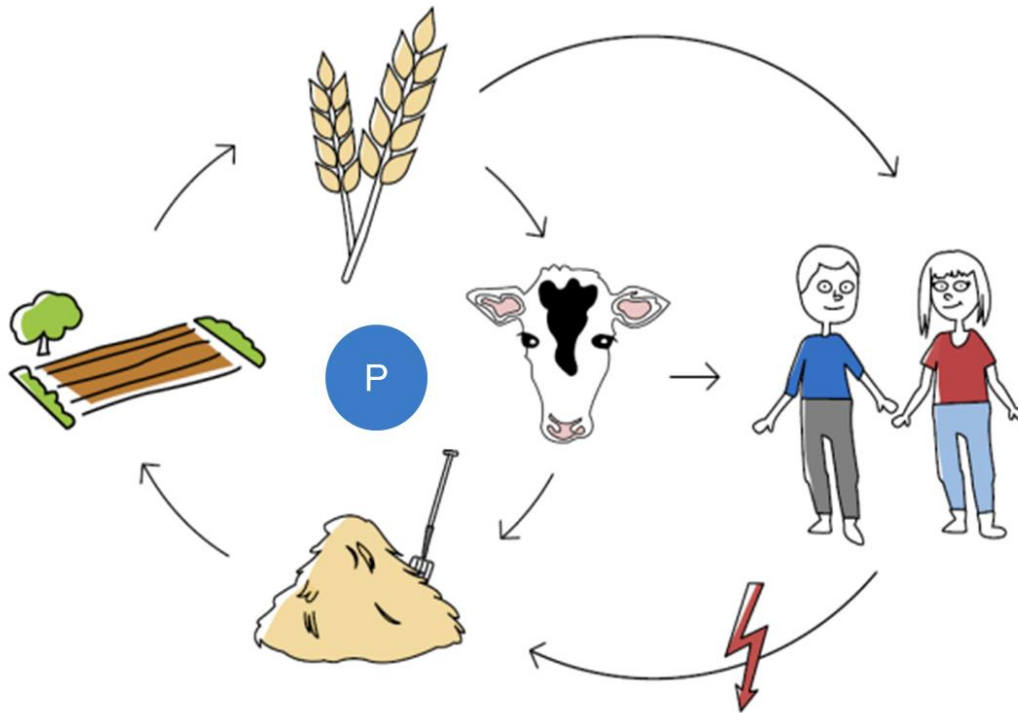


Abbildung 1: Offener Nährstoffkreislauf im ökologischen Ackerbau

2.1 Wie ist die Versorgungssituation mit Phosphor im ökologischen Ackerbau derzeit?

Phosphor wird in der Pflanze für zahlreiche zentrale Prozesse und Strukturen benötigt (Energiestoffwechsel, Zellwandaufbau, DNA-Aufbau). Phosphormangel ist jedoch für den Landwirt schwer zu identifizieren, da die Symptome oft unspezifisch sind. Darüber hinaus treten Ertragseinbußen meist erst langfristig auf. Besonders kritisch ist eine P-Unterversorgung der Leguminosen im ökologischen Ackerbau anzusehen, da sich dies negativ auf die N_2 -Fixierleistung auswirkt. Die symbiotische N_2 -Fixierung stellt jedoch die wichtigste N-Quelle in der ökologischen Fruchtfolge dar. (Römer und Lehne, 2004) haben gezeigt, dass die N_2 -Fixierleistung von Rotklee unter P-Mangel um bis zu 60 % reduziert ist, dadurch weniger N für die Folgefrucht bereitsteht und somit auch deren Ertrag abnimmt.

Untersuchungen auf ökologisch bewirtschafteten Ackerflächen in Deutschland zeigten in den letzten Jahren häufig negative P-Bilanzsalden verbunden mit abnehmenden P-Bodengehalten. Die Nährstoffversorgung der Böden wird durch eine Einordnung in Gehaltsklassen von A bis E beschrieben. Hierbei ist A eine Unter- und E eine Überversorgung. Im konventionellen Landbau wird im Allgemeinen die Gehaltsklasse C angestrebt. Aufgrund des vergleichsweise niedrigen Ertragsniveaus im ökologischen Landbau werden P-Gehalte im Bereich der Gehaltsklasse B als für den ökologischen Landbau ausreichend angesehen (Kolbe, 2015). Studien von (Kolbe, 2015) ergaben, dass sich bereits 13 % aller untersuchten ökologisch bewirtschafteten Flächen in Gehaltsklasse A befinden, 27 % in Gehaltsklasse B. Die restlichen 60 % befinden sich in den Gehaltsklassen C und höher. Auf Flächen mit Gehaltsklasse B oder niedriger sollte zumindest ein Ausgleich der Nährstoffabfuhr stattfinden, um einer weiteren Abnahme der Gehalte

vorzubeugen. Somit besteht für 40 % der ökologisch bewirtschafteten Standorte in Deutschland akuter Handlungsbedarf hinsichtlich der P-Rückführung (Kolbe, 2015). Zusätzlich berechnete (Kolbe, 2015) ein durchschnittliches P-Defizit von 5 kg je Hektar und Jahr für ökologisch bewirtschaftete Ackerflächen. (Schmidtke et al., 2016) ermittelten nach einer Untersuchung der Ackerflächen von 32 sächsischen Öko-Betrieben sogar ein durchschnittliches Defizit von 9 kg P je Hektar und Jahr. Auf Basis dieses Defizits lässt sich der Bedarf an P-Düngemitteln für den ökologischen Landbau abschätzen. Diese Zahl ist insbesondere für potenzielle Produzenten neuer P-Düngemittel für den Ökolandbau interessant, um mögliche Absatzmengen abschätzen zu können.

Der zusätzliche P-Bedarf für den ökologischen Landbau wurde über die Hochrechnung des durchschnittlichen P-Defizits und der ökologisch bewirtschafteten Gesamtfläche ermittelt. Derzeit werden in Deutschland etwa 1.500.000 Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche ökologisch bewirtschaftet. Dies entspricht einem Anteil von 8,9 % an der Gesamtfläche (BÖLW, 2019). Ausgehend von einem durchschnittlichen P-Defizit von 5 kg je Hektar und Jahr ergibt sich auf die Gesamtfläche berechnet, ein P-Gesamtbedarf von etwa 7.400 t pro Jahr um die Nährstoffabfuhr aus den landwirtschaftlichen Betrieben auszugleichen und die Bilanzlücke wieder zu schließen.

Jährlich steigt der Anteil ökologisch bewirtschafteter Fläche deutlich. Von 2016 auf 2017 nahm er um 10 %, von 2017 auf 2018 um 8 % zu (BÖLW, 2017, 2018). Im Jahr 2002 formulierte die Bundesregierung im Rahmen der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie erstmals das Ziel die ökologisch bewirtschaftete Fläche in Deutschland auf 20 % zu erhöhen. In der Neuauflage der Strategie von 2016 war für das Erreichen dieses Flächenanteils kein konkretes Jahr mehr angegeben. Das Ziel an sich bleibt jedoch bestehen. Bei einem Anteil von 20 % würden in Zukunft 3.300.000 Hektar landwirtschaftliche Fläche ökologisch bewirtschaftet, was in etwa einer Verdopplung der derzeitigen Fläche entspricht. Unter der Annahme, dass das durchschnittliche P-Defizit von 5 kg je Hektar und Jahr bestehen bleibt, erhöht sich dann der P-Bedarf auf etwa 16.600 t pro Jahr.

Den derzeit bestehenden Bedarf gilt es zu decken. Weiterhin muss auch dafür Sorge getragen werden, dass bei einer künftigen Ausweitung des Ökolandbaus genügend geeignete P-Düngemittel zur Verfügung stehen.

Im ökologischen Ackerbau kommen derzeit verschiedene Maßnahmen und Entwicklungsbemühungen zum Einsatz, um einen P-Mangel respektive einer P-Unterversorgung der Kulturpflanzen gegenzusteuern. Zum einen wird verstärkt auf die **Nutzung der im Boden vorhandenen P-Vorräte** gesetzt. Im Rahmen einer vielfältigen Fruchtfolge werden Pflanzenarten angebaut, die besonders gut P mobilisieren können. Diese Pflanzen sind in der Lage, durch morphologische und physiologische Veränderungen des Wurzelsystems und Ausscheidung von Säuren, die im Boden vorhandenen P-Verbindungen für die Pflanzenaufnahme verfügbar zu

machen (Gerke, 2015). Dieser Ansatz kann zwar die Versorgung der aktuell wachsenden Kultur ggf. sicherstellen, nachhaltig ist er aber nicht, da lediglich die vorhandenen Vorräte weiter ausgenutzt werden, aber keine Rücklieferung von P in den Boden erfolgt. Schwierig ist es auch, betriebsindividuell abzuschätzen bis wann die Abreicherung der Vorräte möglich ist und ab wann eine Mangelsituation auftritt. Auch die **Optimierung der internen P-Nutzungseffizienz der Pflanzen** steht im Blickfeld des Ökosektors. Hier sind Züchtungsanstrengungen notwendig und ackerbauliche Kulturen entsprechend zu optimieren. Da Pflanzenzüchtung ein zeitintensiver Prozess ist, werden hier wohl erst mittelfristig Lösungen zur Verfügung stehen.

Eine Zufuhr von außen, zum Ausgleich der Nährstoffabfuhr, kann im ökologischen Landbau derzeit über den **Zukauf von organischen Düngemitteln**, wie Wirtschaftsdünger anderer Betriebe, gütegesicherte Komposte, Gärreste oder einige biogene Reststoffe aus der Lebensmittelverarbeitung, sowie Futtermitteln erfolgen. Die P-Verfügbarkeit aus Wirtschaftsdüngern und biogenen Abfällen wird verglichen mit Rohphosphaten als günstiger eingeschätzt (Bünemann, 2015).

Die Menge anfallender organischer Reststoffe und sind in Deutschland jedoch begrenzt (Deumlich et al., 2016). Zusätzlich herrscht besonders in Gebieten mit wenig Tierhaltung und intensivem Acker- oder Gemüsebau ein großer Bedarf und es entsteht eine Konkurrenz um die organischen Düngemittel. Der Phosphor aus organischen Düngemitteln ist zudem nur sehr langsam verfügbar und die P-Aufnahme durch die Pflanzen ist je nach Höhe der Boden-Gehalte nur sehr gering. Neben der regionalen Verfügbarkeit ist auch die Zufuhrmenge dieser Düngemittel eingeschränkt. Mit ihrer Gabe wird in der Regel nicht nur P, sondern auch N dem Boden zugeführt. Die Zufuhr von N auf ökologisch bewirtschaftete Flächen ist durch die EG-Ökoverordnung pro Hektar und Jahr auf 170 kg N begrenzt (in den Richtlinien der deutschen Bio-Anbauverbände sogar auf 112 kg pro Hektar und Jahr), wodurch auch der P-Düngung über diese Düngemittel Grenzen gesetzt sind.

Als einziger mineralischer P-Dünger ist laut Verordnung (EG) Nr. 889/2008 (EG-Ökoverordnung), Anhang I das **weicherdige Rohphosphat** für den ökologischen Anbau zugelassen. Dieser reine P-Dünger ist aber mit einer Reihe an Problemen behaftet. Zunächst ist weicherdiges Rohphosphat eine fossile und somit endliche Ressource. Rohphosphat, das für den Einsatz im ökologischen Landbau in Frage kommt, wird aus Lagerstätten sedimentären Ursprungs abgebaut, die langfristig zur Neige gehen und Schadstoffbelastungen aufweisen. Besonders herauszustellen sind hier die beiden Schwermetalle Cadmium und Uran, die häufig in hohen Konzentrationen in sedimentären Rohphosphaten nachgewiesen werden (Kratz et al., 2015).

Deutschland verfügt über keine eigenen Phosphat-Lagerstätten und ist deshalb vollständig vom Import abhängig. Deutsche Düngemittelfirmen, die auch weicherdige Rohphosphate für den ökologischen Landbau vertreiben, beziehen den Rohstoff vor allem aus den Maghreb-Staaten

Marokko, Algerien, Tunesien und Ländern des Nahen Ostens wie Jordanien, Syrien, Israel (Elsner, 2008).

Aus agronomischer Sicht ist das weicherdige Rohphosphat für die Verwendung als P-Düngemittel auf den meisten landwirtschaftlichen Flächen in Deutschland ungeeignet. Der Grund dafür ist, dass für den Aufschluss der enthaltenen Calcium-Phosphatverbindungen und damit die Herstellung der Pflanzenverfügbarkeit des enthaltenen Phosphats saure Bedingungen notwendig sind, sich die meisten ackerbaulich genutzten Flächen jedoch eher im neutralen pH-Wert-Bereich befinden. So stehen die Phosphorverbindungen aus diesen Produkten nicht in einem annehmbaren Zeitraum für die Pflanzenernährung zur Verfügung und tragen auch nicht zur Aufstockung der von Pflanzen nutzbaren P-Vorräte im Boden bei (Schnug et al., 2003). Die Pflanzen nehmen deshalb auch bei Rohphosphat-Düngung P aus dem verfügbaren Bodenvorrat auf, was zur weiteren Abnahme der entsprechenden Gehalte führt. Im Hinblick auf die Prinzipien des Ökolandbaus lässt sich die Verwendung von weicherdigem Rohphosphat nur noch schwer rechtfertigen und nachhaltige und wirksame Alternativen werden dringend benötigt.

Auch die oben diskutierten Optionen „Nutzung der im Boden vorhandenen P-Vorräte“, „Optimierung der internen P-Nutzungseffizienz der Pflanzen“ sowie „Zufuhr von außen durch organische Düngemittel“ vermögen nicht den zum Verbraucher offenen Kreislauf zu schließen.

Ein relativ neuer Blickwinkel im Ökolandbau ist es, den Kreislauf auf höherer Ebene zu betrachten, das heißt zum Betriebskreislauf nicht nur den betriebseigenen Pflanzenbau und die betriebseigene Tierhaltung hinzuzuzählen. So stellt sich zunehmend die Frage, ob Nährstoffkreisläufe im Ökolandbau nicht auch auf höherer Ebene geschlossen werden müssen. Bioabfallkomposte aus der getrennten Sammlung sind unter strengen Auflagen im ökologischen Anbau inzwischen zugelassen.

Insbesondere in Bezug auf den Nährstoff Phosphor kann die Erschließung von Recyclingprodukten aus kommunalen Abwässern eine regionale und praktikable Option zur Schließung des Nährstoffkreislaufs sein.

Es ist anzustreben, dass der Einsatz von weicherdigem Rohphosphat im ökologischen Landbau aufgrund der oben genannten Problematik vollständig durch alternative Düngeprodukte, wie z.B. P-Rezyklate aus dem Abwasser, ersetzt wird. Gleichzeitig bedarf es eines Produkts, das eine mindestens vergleichbare, möglichst aber höhere Düngewirksamkeit als Rohphosphat aufweist und somit eine gezielte und kurzfristige P-Versorgung im ökologischen Landbau möglich macht.

Kapitel 3 **Möglichkeiten der Phosphorrückgewinnung aus Abwässern**

Das durch den Menschen über die Nahrung aufgenommene Phosphat wird zum großen Teil mit Urin und Fäzes wieder ausgeschieden und gelangt in das Abwasser. In größeren Kläranlagen werden insgesamt etwa 90 % des im Abwasser enthaltenen Phosphats in den Schlamm „eliminiert“. Etwa 15 % des Phosphats sind im Abwasser partikulär gebunden und werden in der Vorklärung über den Primärschlamm abgetrennt. 45-50 % des Phosphats werden in der biologischen Behandlung beim Zellaufbau der Organismen eingebunden und über den Überschussschlamm in der Nachklärung entfernt. Zur weiteren Phosphatentfernung aus dem Abwasser werden entweder chemische Fällmittel (CHEM-P) simultan zur biologischen Behandlung zugegeben oder durch die erweiterte biologische Phosphatelimination (BIO-P) aus dem Abwasser abgetrennt. Diese Fraktion macht etwa 25-30 % des Phosphats aus. Bei der CHEM-P werden i.d.R. Eisen- oder Aluminiumsulfate oder -chloride zugegeben. Die Metalle fällen Phosphat als Eisen- oder Aluminiumphosphat, welche mit dem Überschussschlamm über die Nachklärung abgezogen werden. Bei der BIO-P werden durch die Prozessführung polyphosphat-akkumulierende Mikroorganismen in der biologischen Behandlung angereichert, welche das gelöste Orthophosphat als Polyphosphat in ihre Zellen einlagern.

Im Fall der BIO-P wird das in die Zellen eingelagerte Polyphosphat in der Schlammbehandlung wieder zurückgelöst. Anschließend kann Phosphat im Schlamm oder Zentrat unter Zugabe von Magnesiumsalzen als Struvit gefällt werden. Durch eine forcierte Rücklösung kann die Ausbeute gesteigert werden. Von diesen Fällungsverfahren wurden bereits verschiedene Ansätze mehrfach großtechnisch umgesetzt.

Alternativ kann Phosphat theoretisch weitgehend unabhängig von der Art der Phosphatentfernung nach der Entwässerung und der Monoverbrennung aus Klärschlammasche zurückgewonnen werden. Hier gibt es verschiedene nasschemische und thermische Ansätze. Die Produkte reichen von technischer Phosphorsäure hin bis zu asche-ähnlichen Derivaten. Eine großtechnische Umsetzung dieser Route steht noch aus.

Die im Jahr 2017 beschlossene Klärschlammverordnung (AbfKlärV) sieht für Kläranlagen größer 100.000 Einwohnerwerte (EW) ab dem Jahr 2029 und für Kläranlagen größer 50.000 EW ab dem Jahr 2032 eine verpflichtende Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm bzw. dessen Verbrennungasche vor. Klärschlamm ist nach seiner juristischen Definition i.d.R. als entwässerter Klärschlamm (vgl. Abbildung 2) zu verstehen. Somit gelten Ansätze, welche in der Schlammlinie der Kläranlage integriert werden, wie die großtechnisch umgesetzten Fällungsverfahren nicht als Phosphorrückgewinnung im Sinne der AbfKlärV. Bis zur Entwässerung in der Kläranlage gilt das Wasserrecht, welches nicht durch die AbfKlärV (Abfallrecht) geändert wurde. Für die Phosphorrückgewinnung aus entwässertem Klärschlamm ist nach AbfKlärV eine Verringerung der Phosphorkonzentration auf mindestens 20 g P/kg TM oder eine

Konzentrationsreduktion um 50 % vorgeschrieben. Ist dies erfolgt ist eine beliebige thermische Entsorgung denkbar, und die erhaltene P-ärmere Asche kann deponiert werden.

Bei Gehalten von mehr als 20 g P/kg TM muss Phosphat aus der Klärschlammverbrennungsasche zurückgewonnen werden. Die Klärschlammverordnung sieht hier eine Quote von 80 % vor, welche sich nach Artikel 5 Abschnitt 1 der Klärschlammverordnung ebenfalls auf eine Konzentrationsreduktion bezieht. Da die Formulierungen nicht eindeutig auslegbar sind, ist noch nicht genau klar welche Verfahren die Klärschlammverordnung erfüllen und welche nicht.

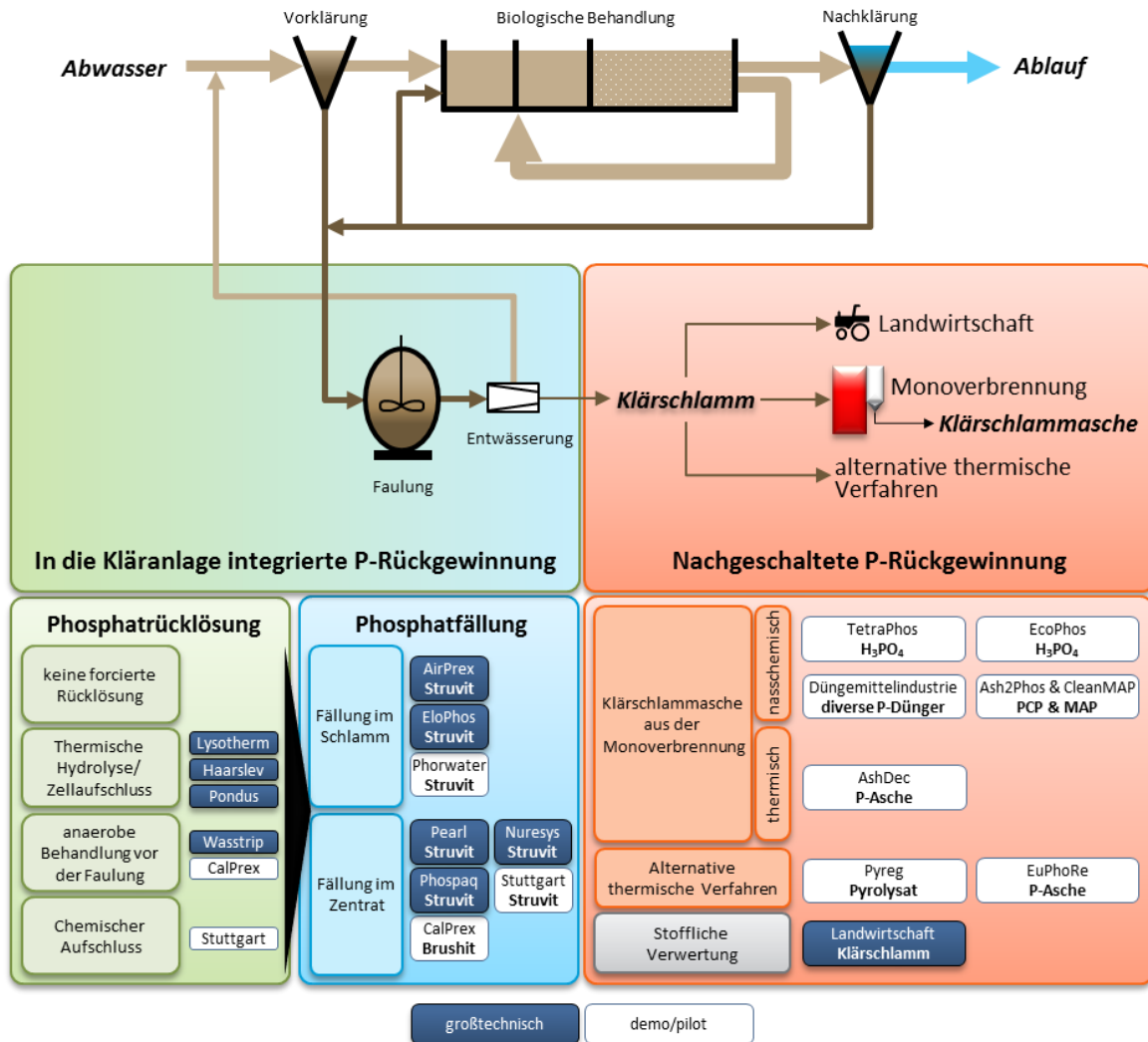


Abbildung 2: Schema der Kläranlage, Ansatzpunkte für die Phosphorrückgewinnung und Verfahren

Nach aktuellem Kenntnisstand sind Fällungsverfahren im Faulschlamm oder Zentrat keine Phosphorrückgewinnungsverfahren im Sinne der Klärschlammverordnung, sie können jedoch angewandt werden, um den P-Gehalt im Klärschlamm unter 20 g P/kg TM zu senken und bieten dann die Möglichkeit Klärschlamm in einer beliebigen thermischen Verwertung zu entsorgen. Durch die Faulung der Phosphorgehalt pro TM jedoch aufkonzentriert, da der TR während der Faulung abnimmt. Bei einem Betrieb mit Faulung ist deshalb derzeit nicht davon auszugehen, dass dieser Grenzwert eingehalten werden kann. Mit Blick auf die Verfahren zur

Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche gilt allgemein das Einhalten der AbfKlärV als gesichert, da i.d.R. hohe Rückgewinnungsraten erreicht werden.

Es sei darauf hingewiesen, dass Abbildung 2 nur eine Auswahl von zahlreichen Verfahren zeigt, welche in den vergangenen Jahrzehnten im Rahmen verschiedener Forschungsprojekte aber auch durch die Privatwirtschaft entwickelt wurden. Die Anzahl der Verfahren, welche tatsächlich umgesetzt wurden oder eine reale Chance auf Umsetzung haben ist bedeutend geringer. Viele der bereits umgesetzten Verfahren sind zudem relativ ähnlich und zielen auf ähnliche operative Vorteile im Kläranlagenbetrieb ab. Für diese Studie wurde in einem ersten Screening die Auswahl von Verfahren und Produkten reduziert. Ein besonderes Augenmerk wurde hierbei auf die Fällungsverfahren im Schlamm bzw. Zentrat zur Fällung von Struvit gelegt. Bei diesen Verfahren handelt es sich nicht nur um die Verfahren welche großtechnisch bereits mehrfach (> 50 Anlagen weltweit) umgesetzt wurden, es handelt sich bei Struvit auch um das derzeitige einzige verfügbare Serienprodukt im Bereich anorganischer Recyclingdünger. Dieses momentane Alleinstellungsmerkmal ist durchaus relevant, da es fraglich ist, inwieweit Akzeptanz für Produkte und Verfahren geschaffen werden kann, welche bislang nur auf dem Papier konzipiert wurden. Zudem sind durch die voranschreitende Implementierung in verschiedenen Kläranlagen im Gegensatz zu den Produkten anderer Verfahren eher relevante Marktmengen vorhanden (über 11.000 t Struvit/a bzw. über 1.200 t P/a in Europa). Eine Aufstellung verschiedener Anlagen in Europa ist Tabelle 1 zu entnehmen. Auffällig ist hier die geographische Verteilung der Anlagen vor allem auf die Niederlande, Belgien, Nordwestdeutschland bzw. Dänemark, welche z.T. in starken Nährstoffüberschüssen in diesen Regionen begründet ist.

Tabelle 1: Überblick über die Umsetzung verschiedener Phosphorrückgewinnungsverfahren (ausschließlich kommerzielle Anlagen im Großmaßstab) und geschätzte Produktmengen (aus kommunalen und industriellen Anlagen)

Verfahren (Produkt)	Ort	Betrieb seit	Status	Produktmenge [t TR/a]
In die Kläranlage integrierte P-Rückgewinnung (Faulschlamm und Zentrat)				
AirPrex (Struvit)	Berlin, DE	2009	Vollmaßstab in Betrieb	375
	Mönchengladbach, DE	2009		350
	Echten, NL	2013		Keine Angabe
	Amsterdam, NL	2014		500
	Uelzen, DE	2015		Kein Austrag
	Salzgitter, DE	2015		50
	Wolfsburg, DE	2017		z.Z. kein Austrag; 50 geplant
	Göppingen, DE	2020	Vollmaßstab geplant	Keine Angabe
Anphos (Struvit)	Kruiningen, NL	2003	Vollmaßstab in Betrieb	650
	Well, NL	2005		Keine Angabe
	Odiliapeel, NL	2006		400
	Budrio, IT	2010		150
	Haps, NL	2011		Keine Angabe
	Oosterbierum, NL	2016		580
	Bergen op Zoom, NL	2016		290
	Den Bosch, NL	2018		Keine Angabe
	Asturias, ES	2018		Keine Angabe

	Tiel, NL	2019	Status nicht bekannt	Keine Angabe
EloPhos (Struvit)	Lingen, DE	2016	Vollmaßstab in Betrieb	z.Z. kein Austrag
Naesko (Struvit)	Castres, FR	2015	Vollmaßstab in Betrieb	25
Nuresys (Struvit)	Geel, BE	k. A.	Vollmaßstab in Betrieb	80
	Comines-Warneton, BE	k. A.		675
	Harelbeke-Hulste, BE	2008		250
	Nieuwkerke, BE	2009		650
	Wasten, BE	2012		Keine Angabe
	Aartselaar, BE	2013		20
	Leuven, BE	2013		50
	Land van Cuijk, NL	2015		150
	Apeldorn, NL	2016		550
	Braunschweig, DE	2019	z.Z. Inbetriebnahme	350 geplant
Ostara Pearl (Struvit)	Slough, UK	2012	Vollmaßstab in Betrieb	130
	Amersfoort, NL	2015		500
	Madrid, ES	2016		500
	Jarocin, PL	2019	z.Z. in Bau	130 geplant
Phospforce (Struvit/ DCP)	Schönebeck, DE	2019	z.Z. in Bau	Keine Angabe
Phospaq (Struvit)	Olburgen, NL	2006	Vollmaßstab in Betrieb	400
	Lomm, NL	2007		260
	Nottingham, UK	2012		730
	Hünfeld, DE	2014		730
	Tilburg, NL	2016		340
PhosphoGreen (Struvit)	Aarny, DK	2013	Vollmaßstab in Betrieb	110
	Herning, DK	2016		110
	Marselisborg, DK	2018		300
	Villiers Saint Frederic, FR	2019	Status nicht bekannt	40
	Sausheim, FR	2019	Status nicht bekannt	80
Rephos (Struvit)	Altentreptow, DE	2006	Vollmaßstab in Betrieb	200
Struvia (Struvit)	Helsingor, DK	2015	Vollmaßstab in Betrieb	40
Nachgeschaltete P-Rückgewinnung (Asche)				
Ash2Phos (PCP)	Helsingborg, SE	2022	z.Z. in Planung	Keine Angabe
	Bitterfeld, DE	2022	z.Z. in Planung	Keine Angabe
AshDec (P-Asche)	Altenstadt, DE	?	z.Z. in Konzeption	Keine Angabe
EcoPhos (H ₃ PO ₄)	Dukerque, FR	2020	z.Z. in Bau	Keine Angabe
TetraPhos (H ₃ PO ₄)	Hamburg, DE	2020	z.Z. in Bau	Keine Angabe

Mit Blick auf die AbfKlärV ist für Deutschland jedoch nicht von einer starken weiterführenden Implementierung entsprechender Struvitfällungsverfahren auszugehen, da nach aktueller Einschätzung die nachgeschaltete P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche durch die AbfKlärV forciert wird. Entsprechende Verfahren zur Struvitrückgewinnung werden höchstwahrscheinlich wenn überhaupt nur in „kleineren“ von der AbfKlärV betroffenen Kläranlagen < 150.000 EW in ländlich geprägten Gebieten umgesetzt. Diese Kläranlagen verfügen allein und ggf. auch mit benachbarten Kläranlagen zusammen nicht über eine ausreichende Schlammmenge um eine Monoverbrennung in einer vernünftigen Größenordnung zu betreiben. Die zusätzliche

Limitierung der Struvitfällungsverfahren auf den Betrieb einer BIO-P verringert abermals die Anzahl wirtschaftlich zu betreibenden Anlagen. Letztlich wird (bei etwa 500 von der AbklärV betroffenen Kläranlagen) von maximal 20 zusätzlichen Anlagen zur Rückgewinnung von Struvit ausgegangen. Da dies „kleinere“ Kläranlagen < 150.000 EW betreffen wird, fallen in etwa zusätzlich 2.000 t Struvit/a an, was etwa 500 t P/a entspricht. Dies wäre gegenüber dem heutigen Stand maximal eine Verdopplung der Struvitmenge in Deutschland. Allerdings ist hierbei das Potential industrieller Kläranlagen im Bereich der Lebensmittelverarbeitung nicht erfasst. Für diese werden höhere Struvitmengen prognostiziert, da die AbklärV lediglich den kommunalen Kläranlagen die nachgeschaltete P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche nahelegt.

Im Folgenden sind auf Basis dieser Überlegung, repräsentative Verfahren ausgewählt worden. Hierbei wurden für die Rückgewinnung von Struvit drei verschiedene Ansätze unterschieden:

- Die Struvitfällung im Faulschlamm ohne eine forcierte Rücklösung
- Die Struvitfällung im Zentrat ohne eine forcierte Rücklösung
- Die Struvitfällung im Zentrat mit einer möglichen forcierten Rücklösung

Da auch zukünftige Entwicklungen (wie die nachgeschaltete P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche) in der Betrachtung nicht vernachlässigt werden sollten, wurden zusätzlich ein nasschemisches Verfahren und ein thermochemisches Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche betrachtet:

- Das TetraPhos-Verfahren zur Rückgewinnung technischer Phosphorsäure (H_3PO_4) aus Klärschlammasche
- Das AshDec-Verfahren zur Umwandlung der Klärschlammasche in einen pflanzenverfügbaren P-Dünger

3.1 Struvitfällung im Faulschlamm ohne eine forcierte Rücklösung

Im Fall der BIO-P wird das in den Zellen der polyphosphatakkumulierenden Bakterien eingelagerte Polyphosphat als Orthophosphat in der anaeroben Schlammbehandlung zurückgelöst. Dies geschieht bereits relativ zügig sofern leichtflüchtige Kohlenstoffverbindungen z.B. durch den Primärschlamm zur Verfügung gestellt werden. In diesem Zuge werden auch Kationen, wie z.B. Magnesium, Calcium und Kalium zurückgelöst. In der Faulung werden im Schlamm enthaltene Amine zu Ammoniak und Kohlendioxid ammonifiziert, wobei der Ammoniak mit Wasser zu Ammonium und Hydroxidionen reagiert. Somit sind prinzipiell relevante Fraktionen aller für die Struvitfällung relevanten Ionen (Ammonium, Magnesium und Orthophosphat) in Lösung. Durch die pH-Wert-Erhöhung während der acetogenen und methanogenen Faulung wird das Löslichkeitsgleichgewicht von Struvit überschritten und es bilden sich Struvitmikrokristalle, wobei hierfür i.d.R. Magnesium limitierend ist.

Bei der Struvitfällung und -abscheidung im Faulschlamm (vgl. Abbildung 3) wird der pH-Wert weiter angehoben, um die Bildung von Struvitkristallen weiter zu begünstigen. Im AirPrex-Reaktor geschieht dies durch Belüftung (d.h. Austreiben von Kohlendioxid), wodurch zusätzlich die Durchmischung gefördert wird. Da Magnesium für die Struvitbildung limitiert ist, wird eine externe Magnesiumquelle z.B. eine Magnesiumchlorid-Lösung zu dosiert, sodass Orthophosphat der limitierende Faktor ist. Während der Verweilzeit (6-8 h) im Reaktor werden schließlich Makrokristalle gebildet, welche im kegelförmigen Reaktor sedimentieren können. Die sedimentierten Makrokristalle werden in regelmäßigen Abständen aus dem Reaktor abgezogen und anschließend gewaschen, um ebenfalls sedimentierte Organik und Sand abzutrennen.

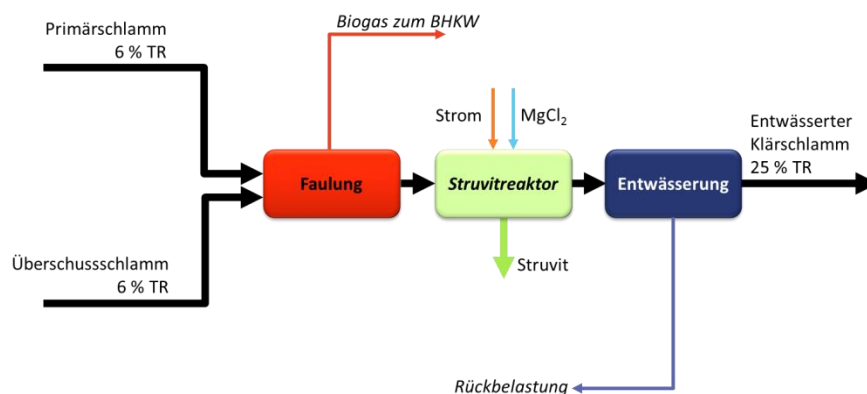


Abbildung 3: Schematische Integration der Struvitfällung im Faulschlamm

Die Fällungseffizienz bezogen auf gelöstes Phosphat beträgt etwa 90-95 %. Magnesium wird deutlich überproportional molar dosiert (etwa 2 Mol Magnesium pro 1 Mol Orthophosphat). Jedoch wachsen nicht alle Kristalle ausreichend, um abgetrennt zu werden. Viele der Makrokristalle und insbesondere Mikrokristalle verbleiben im Faulschlamm. Im mehrstufigen Reaktorsystem können nach Herstellerangaben Abscheiderate von bis zu 50 % erreicht werden. In Großanlagen beträgt die Abscheiderate meist etwa 30-40 %. Unter Berücksichtigung, dass nur etwa 25-30 % des gesamten Phosphats gelöst vorliegt (nämlich das, was zuvor als Polyphosphat in polyphosphatakkumulierende Bakterien eingelagert wurde), errechnen sich auf den Rohschlamm bezogene Rückgewinnungsraten zwischen 5 und maximal 15 %. Dies wird durch P-Bilanzen zahlreicher großtechnischer Anlagen bestätigt.

Die Entstehung des Produkts Struvit ist jedoch nur ein Nebeneffekt des Verfahrens. Durch die Fällung bzw. Abscheidung von Orthophosphat ergeben sich verschiedene operative und monetär wesentlich entscheidendere Vorteile für den Kläranlagenbetrieb:

- Die Klärschlammmentwässerbarkeit wird verbessert, wodurch die zu entsorgende Schlammmenge und somit die Entsorgungskosten sinken
- Der Bedarf an teuren, synthetischen Polymeren, welche in der Klärschlammmentwässerung eingesetzt werden sinkt

- Die sogenannte Rückbelastung der Kläranlage (Zentratwasser welches bei der Klärschlammmentwässerung entsteht) wird bezogen auf Phosphat verringert. Dieses Phosphat muss nun nicht mehr bei der Abwasserreinigung entfernt werden, wodurch die gesamte Kläranlage entlastet wird
- Potentiellen Struvitinkrustationen in Rohren und Aggregaten wird durch die gezielte Fällung und Abscheidung in einem Reaktor vorgebeugt, was sich in Einsparungen für teure Antiinkrustationsmittel und einem geringeren Reinigungs- und Wartungsaufwand niederschlägt

3.2 Struvitfällung im Zentrat ohne eine forcierte Rücklösung

Alternativ kann Struvit auch im Zentrat gefällt werden (vgl. Abbildung 4), da gelöstes Ammonium, Magnesium und Orthophosphat bei der Entwässerung zu großen Teilen ins Entwässerungswasser überführt werden. Struvit wird ebenfalls durch Zugabe einer externen Magnesiumquelle wie etwa Magnesiumchlorid gefällt. Durch die Zugabe von geringeren Mengen an Natronlauge wird der pH-Wert leicht erhöht, sodass das Löslichkeitsgleichgewicht von Struvit gesenkt wird.

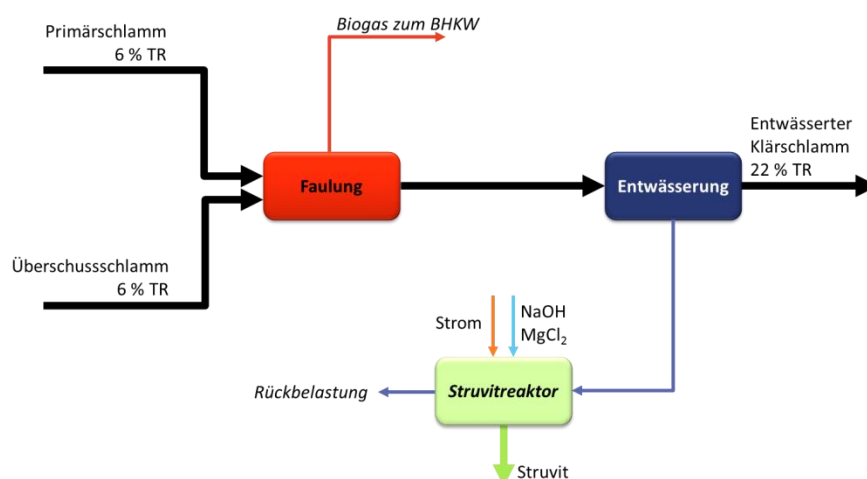


Abbildung 4: Schematische Integration der Struvitfällung im Zentrat

Das Reaktordesign ist je nach Fahrweise und Auslegung zwischen verschiedenen Verfahrensanbietern teilweise unterschiedlich. Aufgrund der besseren Fließeigenschaften des Zentratwassers gegenüber dem Faulschlamm ist die Aufenthaltszeit im Reaktor wesentlich geringer (0,5-1 h). Zudem kann Magnesium nahezu äquimolar zu Orthophosphat dosiert werden und es wird i.d.R. eine leicht höhere Fällungseffizienz von etwa 95 % bezogen auf Orthophosphat erreicht. Deutlich unterschiedlich zur Fällung im Faulschlamm ist allerdings die Abscheideeffizienz. Sie liegt mit 70 bis 90 % wesentlich höher, sodass sich Rückgewinnungsraten von 65 bis 85 % bezogen auf das Orthophosphat im Zentrat ergeben. Dies hat zur Folge, dass die Rückgewinnungsraten bezogen auf den Rohschlamm zwischen 10 und 25 % liegen.

Hinsichtlich der Implementierung sind neben der Rückgewinnung eines pflanzenverfügbaren Düngers ebenfalls operative Gründe ausschlaggebend (siehe oben), allerdings sind keine Vorteile hinsichtlich der Klärschlammmentwässerbarkeit und des Polymerbedarfs beobachtet worden, da die Verfahren zur Struvitfällung im Zentrat ohne eine forcierte Rücklösung erst nach der Klärschlammmentwässerung ansetzen.

3.3 Struvitfällung im Zentrat mit einer forcierten Rücklösung

Hinsichtlich einer forcierten Rücklösung von Phosphat gibt es verschiedenste Möglichkeiten (vgl. Abbildung 2). In dieser Studie wird die anaerobe Behandlung des Überschussschlammes vor der Faulung (sog. „Wasstrip“ der Firma Ostara) vertiefend betrachtet (vgl. Abbildung 5).

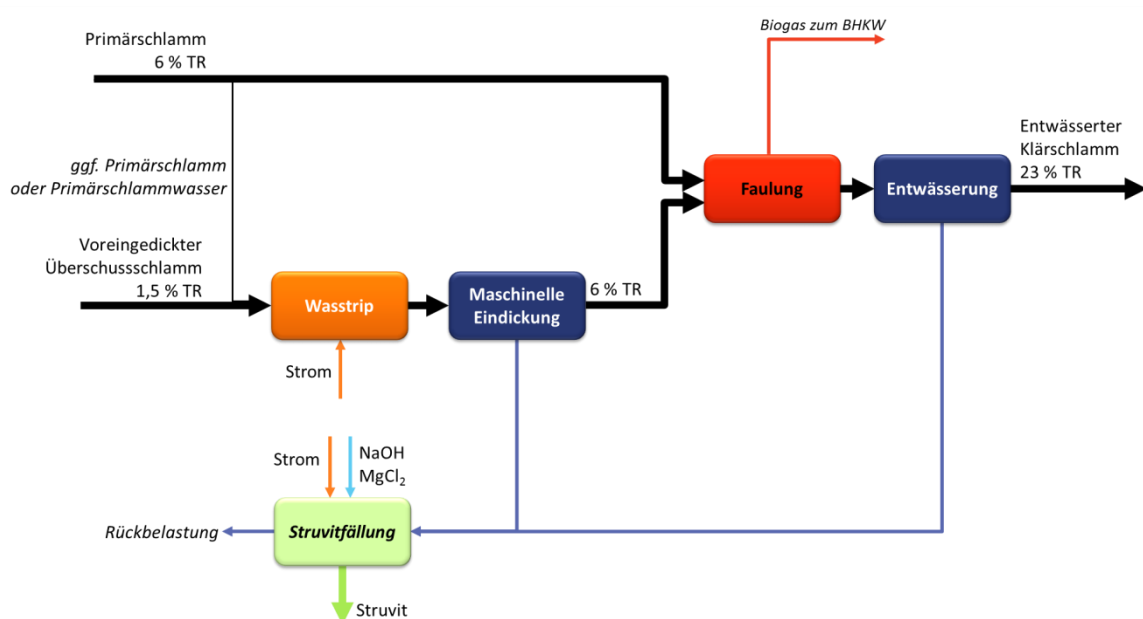


Abbildung 5: Schematische Integration der Struvitfällung im Zentrat mit forcierter Rücklösung

Der Überschussschlamm wird entweder allein, mit Abwasser der Primärschlamm-Eindickung oder Teilen des Primärschlammes in einen Anaerob-Reaktor – den Wasstrip-Reaktor – gegeben. Der Primärschlamm liefert leichtabbaubare Kohlenstoffverbindungen, welche im Reaktor von polyphosphatakkumulierenden Bakterien im Tausch gegen das eingelagerte Polyphosphat aufgenommen werden. D.h. das Polyphosphat wird in Orthophosphat umgewandelt. Im Anschluss an diese Rücklösung wird der Überschussschlamm eingedickt, wobei ein orthophosphatreiches Zentrat entsteht. Dieses wird mit dem ammoniumreichen Zentrat der finalen Klärschlammmentwässerung nach der Faulung vereint und einem Reaktor zur Struvitfällung zugegeben. Somit werden die gelösten Phosphat- und Ammonium-Frachten separat aus dem Schlamm abgetrennt und erst unmittelbar vor der Fällung vereint. Neben vergleichbaren operativen Vorteilen zur Struvitfällung im Zentrat ohne eine forcierte Rücklösung, wird durch die vorzeitige Überführung von Phosphat die Bildung von Mikrokristallen während der Faulung vermindert, was sich letztlich in höheren Rückgewinnungsraten niederschlägt. Diese befinden

sich üblicherweise zwischen 25 und 30 %, können je nach Kläranlage allerdings auch höher liegen.

3.4 Das nasschemische TetraPhos-Verfahren (Klärschlammasche)

Wird der entwässerte Klärschlamm vorgetrocknet und monoverbrannt, entsteht eine Klärschlammasche, welche vorwiegend aus Phosphat, Silikat, Calcium, Eisen und Aluminium besteht. Diese Asche weist keine bzw. vernachlässigbare Organik-Gehalte auf, was eine nasschemische Verarbeitung begünstigt.

Beim TetraPhos-Verfahren (vgl. Abbildung 6) wird Klärschlammasche in 25 % technischer Phosphorsäure aufgelöst. Hierbei gehen vor allem Phosphat und Calcium, sowie teilweise Eisen, Aluminium und Schwermetalle in Lösung. Durch die Zugabe eines sulfidischen Additivs werden die Schwermetalle gefällt und mit dem Silikat (Sand) als Rückstand abgeschieden.

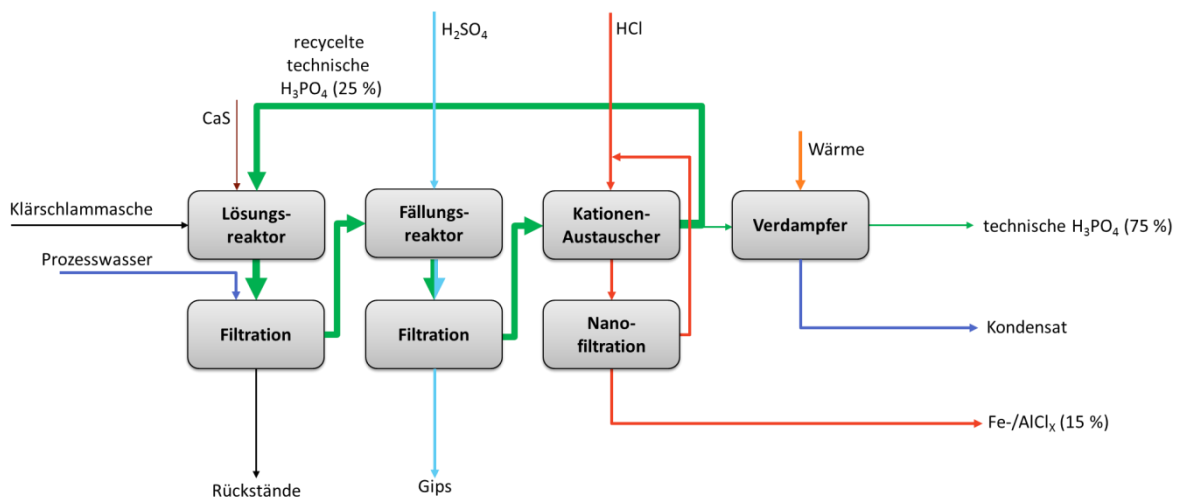


Abbildung 6: Schematische Darstellung des TetraPhos-Verfahrens

Im nächsten Schritt wird Schwefelsäure zugegeben um das Calcium als Gips zu fällen und abzutrennen. Nach einer weiteren Filtration bleiben das Phosphat, Eisen und Aluminium in der Phosphorsäure. Eisen und Aluminium werden in einem Kationenaustauscher sorbiert, sodass eine technische Phosphorsäure entsteht, welche zu großen Teilen wiederum zum Aufschluss verwendet wird. Der Kationenaustauscher wird mit Salzsäure regeneriert. Das Regenerat ist eine mit Eisen- und Aluminiumchloriden verunreinigte Salzsäure. Diese wird mit einer Nanofiltration aufgereinigt und die Salzsäure wird wiederum zur Regeneration der Kationenaustauscher verwendet. Die bei der Nanofiltration abgeschiedene Eisen- und Aluminiumchlorid-Lösung kann im Idealfall als Fällmittel in der Kläranlage eingesetzt werden. Ein geringer Teil (äquivalent zum Phosphat aus der Klärschlammasche) der verdünnten technischen Phosphorsäure wird abgetrennt und aufkonzentriert. Das Kondensat kann wiederum als Prozesswasser dienen. Als Endprodukt entsteht eine technische Phosphorsäure, welche nahezu Futtermittelqualität aufweist.

3.5 Das thermochemische AshDec-Verfahren (Klärschlammasche)

Beim AshDec-Verfahren (vgl. Abbildung 7) wird die Klärschlammasche thermochemisch behandelt, sodass gezielt die Pflanzenverfügbarkeit erhöht und der Schwermetallgehalt der Asche verringert wird.

Die erwärmte Klärschlammasche wird mit einem alkalischen Additiv (z.B. NaHCO_3) und einem Reduktionsmittel (z.B. getrockneten Klärschlamm) vor dem Drehrohrofen versetzt. Die Mischung wird auf $900\text{-}1000\text{ }^\circ\text{C}$ über eine Retentionszeit von 20 Minuten erhitzt. Das nur gering pflanzenverfügbare Phosphat der Klärschlammasche wird in eine Calciumnatriumphosphatverbindung überführt, welche eine hohe Löslichkeit in neutralem Ammoniumcitrat aufweist und pflanzenverfügbar ist. Einige Schwermetalle in der Klärschlammasche (insbesondere Arsen, Cadmium und Blei) gehen teilweise durch die reduzierende Atmosphäre in die Gasphase über und werden als separater Abfall abgeschieden. Dieser Abfall macht lediglich etwa 3 % der Masse der ursprünglichen Klärschlammasche aus. Das AshDec-Produkt ähnelt im Wesentlichen der stofflichen Zusammensetzung der Klärschlammasche inkl. höherer Natriumanteile. Es enthält wie die Klärschlammasche höhere Gehalte an Chrom, Kupfer, Nickel und Zink, da diese Schwermetalle nicht bzw. kaum im Prozess entfernt werden und ist hinsichtlich seiner exakten Schadstoffbelastung sehr stark von der Belastung der Klärschlammasche abhängig.

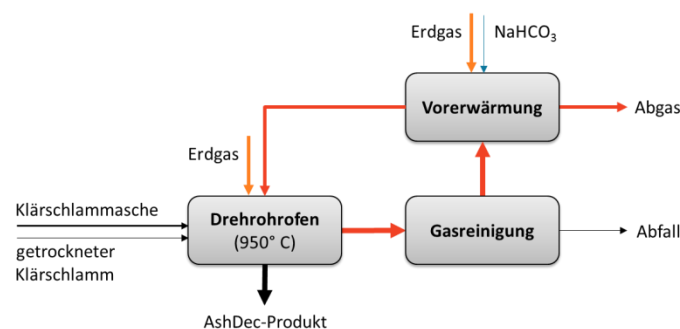


Abbildung 7: Schematische Darstellung des AshDec-Verfahrens

Kapitel 4 Definition von Akzeptanzkriterien für den Einsatz sekundärer Phosphordünger im Ökolandbau

Erste Hinweise auf mögliche Akzeptanzkriterien für den Einsatz sekundärer Phosphordünger im ökologischen Landbau bei der Anwendergruppe Landwirte gab bereits vor nurec4org eine zweistufige Studie, die zunächst über eine achtköpfige Ökolandwirte-Fokusgruppe und anschließend über eine Onlinebefragung Kriterien erarbeitete und gewichtete (Jedelhauser et al., 2015). So wurde folgendes Ranking der gewichteten Kriterien erarbeitet (vgl. Tabelle 2).

Tabelle 2: Gewichtetes Ranking der Kriterien (Jedelhauser et al., 2015)

Ranking	Kriterium	Gewichtung	Variationskoeffizient
	<i>Rechtliche Zulassung</i>	<i>unbedingte Voraussetzung</i>	
1	Schadstofffreiheit	27,3%	0,43
2	Wirkung	17,6%	0,44
3	Energieaufwand	13,5%	0,57
4	Transparenz	10,9%	0,73
5	Streufähigkeit	9,1%	0,62
6	Preis	9,0%	0,76
7	Image	8,1%	0,83
8	Äußerlicher Unterschied zu chemisch-synthetischen Mineraldüngern	4,5%	0,85

Die oben genannten Kriterien geben die Forderungen der Landwirte stark vereinfacht wieder.

In einem Expertenworkshop (Landwirte, Berater Wissenschaftler aus dem Ökosektor) zu den drängendsten Forschungsfragen im ökologischen Ackerbau hinsichtlich des Nährstoffmanagements (Deumlich et al., 2016), erhielt der Themenbereich „Löslichkeit, Wirkungen, Eignung sowie Zulassungs- & Preiswürdigkeit von P-Produkten (aus Klärschlamm u.a.) für die ökologische Landwirtschaft“ die höchste Priorisierung durch die Teilnehmer. Des Weiteren wurde die Erstellung eines Anforderungsprofils für den Einsatz von P-Recycling-Düngemitteln im ökologischen Landbau als ein wichtiger Schritt erwähnt. Somit sind Löslichkeit und Wirksamkeit offensichtlich wesentliche KO-Kriterien, die ein P-Düngemittel erfüllen muss, bevor es überhaupt für einen Einsatz im ökologischen Ackerbau in Frage kommt.

Um im Rahmen von nurec4org die Kriterien, vor allem aber die Forderungen des Ökosektors über die Kriterien-Schlagworte hinaus zu präzisieren, wurde im Rahmen des Projektes ein Akteurs-Workshop konzipiert und am 16.11.2017 mit mehr als 30 Teilnehmern aus den Sparten Kläranlagenbetreiber, Düngemittelhersteller, Landwirte und Berater durchgeführt. In diesem Rahmen wurde ein wichtiger Aspekt einbezogen, der bei der bisherigen Erarbeitung von Forderungen und Kriterien des Ökosektors hinsichtlich P-Rezyklate zu kurz kam: die Akteure des Ökolandbaus wurden mit den Akteuren der Klärwerke vernetzt. So konnte ein fundiertes Verständnis für den jeweils anderen Sektors und für gewisse Handlungszwänge geschaffen und

die Grundlage für künftige Zusammenarbeiten gelegt werden. Dadurch konnte im Workshop unter anderem bei den anwesenden Akteuren des Ökosektors ein Verständnis dafür geschaffen werden, dass Schadstofffreiheit kein realistisches Kriterium ist. Umgekehrt wurden die Anlagenbetreiber dafür sensibilisiert, dass der Ökosektor nicht nur ein passendes Düngemittel benötigt, sondern auch eines bei dem der Herstellungsprozess auf der Anlage entsprechenden Kriterien genügt. Folgende wichtigsten Kriterien wurden im Workshop herausgearbeitet:

1. **Nutzungseffizienz/ Wirkung:** Wenn der Düngemiteleinsatz aus externen Quellen unumgänglich ist, soll dieser Dünger mit einem hohen Maß an Effizienz (Fachbegriff: Suffizienz) wirken, d.h. er muss einerseits Pflanzenverfügbar sein, andererseits sollten die Nährstoffverluste zwischen gedüngter Nährstoffmenge und durch die Pflanze aufgenommener Nährstoffmenge gering sein, sodass die eingesetzten Ressourcen effizient genutzt und mögliche Nährstoffeinträge in die Umwelt inklusive potentieller Folgeprobleme (z.B. Eutrophierung, Nitratbelastung) auf ein Minimum reduziert werden (vgl. Kapitel 5.2) .
2. **Rechtliche Rahmenbedingungen:** Kein Einsatz von Recyclingprodukten im Ökolandbau ohne Aufnahme in Positivliste und Überarbeitung der EU-Richtlinien. Biolandwirte können P-Rezyklate erst dann einsetzen, wenn sie für den Ökolandbau zugelassen sind. Nach derzeitiger Rechtslage wird die Biozertifizierung für sämtliche Flächen aberkannt, auf denen P-Rezyklate ausgebracht werden. Anhand der rechtlichen Rahmenbedingungen wird eine Zwickmühle deutlich: einerseits benötigen Bio-Landwirte Düngemittel, deren Wirksamkeit nachgewiesen ist, andererseits erlaubt die derzeitige Rechtslage es nicht, mit P-Rezyklaten Praxisversuche auf Bio-betrieben durchzuführen und damit die Wirksamkeit in der Praxis zu testen (vgl. Kapitel 5.6).
3. **Produktqualität/ Schadstoffgehalte:** Diese Aspekte sind entscheidend bzgl. der Düngemittelanwendung und potentieller Gefährdungen für Mensch und Umwelt durch diese. Hierbei geht es eher um lokale Umweltwirkungen (vgl. Kapitel 5.1.2 und 5.3).
4. **Ressourcen-/ Energieverbrauch/ Emissionen:** Diese Aspekte sind entscheidend bzgl. Düngemittelproduktion (und -anwendung (Emissionen)) und potentieller Folgewirkungen auf Mensch und Umwelt. Hierbei stehen globale Umweltwirkungen (z.B. der Klimawandel) im Vordergrund (vgl. Kapitel 5.4).
5. **Preis/ Kosten:** Die Kosten des Düngers spielen für Bio-Landwirte eine weniger entscheidende Rolle als in der konventionellen Landwirtschaft. Die Kosten können höher liegen, allerdings muss der Preis gerechtfertigt sein, indem die Rezyklate die oben genannten Kriterien erfüllen (vgl. Kapitel 5.5).
6. **Transparenz:** Es wurde immer wieder betont, dass der Wissensstand zu gering ist und die Transparenz bzgl. der gesamten Produktions- bzw. Wertschöpfungskette nicht

ausreichend ist. Hier sind weitere Dialogprozesse notwendig, die im Rahmen von nurec4org angestoßen wurden. Zudem dient dieser Bericht, wie die im Projekt erstellten Informationsmaterialien (Broschüre, Video, Wiki, Flyer) der Wissensverbreitung.

Kapitel 5 **Anwendung von Bewertungsmethoden zur Evaluation der Performance von Produkten und Verfahren hinsichtlich der Akzeptanzkriterien**

5.1 Charakterisierung der Produkte

5.1.1 Nährstoffgehalte und Handhabung der Produkte

Für die praktische Anwendung der Produkte in der Landwirtschaft ist neben den Inhaltsstoffen auch die Handhabung entscheidend. Ein Dünger soll möglichst homogen sein und sich leicht und genau maschinell verteilen lassen. Um aktuelle Anforderungen nach hohen Flächenleistungen und höchster Genauigkeit erfüllen zu können, sollten die Dünger-Partikel eine definierte äußere Form (Siebgröße) mit definierter Dichte und hoher Abriebfestigkeit aufweisen. Konventionelle Phosphatdünger mit hoher Wasserlöslichkeit, welche im Ökolandbau nicht zugelassen sind, werden deshalb entsprechend konfektioniert. Auch Rohphosphate sind in definierter Granulat-Form erhältlich. Diese sind aber teurer als pulverförmige weicherdige Rohphosphate und von außenstehenden nicht von Mineraldüngern zu unterscheiden was ihre Akzeptanz im Ökolandbau ggf. reduziert. Die Ausbringung pulverförmiger Rohphosphate ist mit Staubbelastungen verbunden und hohe Ausbringungsgenauigkeiten sind nur mit teuren pneumatischen Düngerstreuern möglich. Struvite weisen natürlicherweise eine gewachsene Kristallstruktur mit ungleichem Siebdurchlass auf. Mit praxisüblichen Scheiben-Düngerstreuern lassen sich unkonfektionierte Struvite nicht zufriedenstellend genau ausbringen. Je nach Wassergehalt besitzen Struvite eine schlechte Rieselfähigkeit. Getrocknete Struvite mit guter Rieselfähigkeit lassen sich mit pneumatischen Düngerstreuern exakt ausbringen. Auf einen gleichmäßigen Siebdurchlass konfektionierte Struvite mit hoher Abriebfestigkeit definierter Dichte und geringem Fremdstoffgehalt (wie das hier untersuchte Struvit aus Zentrat) sind gut handhabbar und lassen sich kostengünstig und schnell ausbringen. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die Produkte.

Tabelle 3: Nährstoffgehalte und Handhabung der Produkte

Bezeichnung	P ₂ O ₅ [% FM]	N [% FM]	Weitere Nährstoffe	Handhabung	P-Löslichkeit im Dünger
Stallmist	0,28	0,6	Diverse weitere Nährstoffe, meist organisch gebunden	Mit Stalldungstreuer erprobte Praxis	organisch gebunden
TSP	46	0		Einfache Handhabung mit Großflächendüngerstreuer	99% wasserlöslich
DAP	46	18		Einfache Handhabung mit Großflächendüngerstreuer	99% wasserlöslich
Rohphosphat, magmatisch	41,5	0	2,22 mg/kg S; 369,59 mg/kg Ca	Ausbringung mit Kalkstreuer möglich	gering wasserlöslich
Rohphosphat, sedimentär	35,1	0	7,72 mg/kg S; 337,7 mg/kg Ca	Ausbringung mit Kalkstreuer möglich	gering wasserlöslich
Rohphosphat mit Kalk und Spurennährstoffen	26	0	2 % Mg; 40 % CaO	Einfache Handhabung mit Großflächendüngerstreuer	gering wasserlöslich
Klärschlammasche, unbehandelt	12,7	0	1,6 % Mg; 11,4% Ca; 6,7% Al; 1,5 % K; 0,9% S	Pulverförmig, schwierige Handhabung	gering wasserlöslich
Klärschlammasche, behandelt	16,7	0	6,1 % K; 14 % MgO; 9,5% Ca 5,5% Al	Pulverförmig, schwierige Handhabung	gering wasserlöslich, gute Pnac-Löslichkeit
Struvit aus Zentrat	28	5	16,7% MgO	Korngröße 1,5 mm, gut technisch streubar	gering wasserlöslich, gute Pnac-Löslichkeit
Struvit aus Faulschlamm	23	5	12% MgO	Unregelmäßige Kristallform, nur mit pneumatischem Düngerstreuer auszubringen	gering wasserlöslich, gute Pnac-Löslichkeit
Struvit aus Industrieabwasser	23,9	6,5	15,7% MgO	Unregelmäßige Kristallform, nur mit pneumatischem Düngerstreuer auszubringen	gering wasserlöslich, gute Pnac-Löslichkeit

5.1.2 Schadstoffgehalte der Produkte

Der Schadstoffeintrag durch die Düngung in die Umwelt ist von der Schadstoffkonzentration im Dünger sowie der ausgebrachten Düngermenge abhängig. Da die Menge des ausgebrachten Düngers von dem Phosphat-Gehalt des Düngers abhängig ist, ist es sinnvoll den Schadstoffgehalt pro Dünger auf das Phosphat zu beziehen.

Das Ausgangsmaterial für alle hier betrachteten Phosphor-Rezyklate ist Klärschlamm, welcher gegebenenfalls vor der Phosphorrückgewinnung thermisch behandelt wurde (Verbrennung). Prinzipiell besteht bei allen Inhaltsstoffen des Klärschlammes die Möglichkeit, dass sich diese im

Phosphor-Rezyklat wiederfinden. Ein Vergleich zwischen Klärschlamm und Rohphosphat zeigt, dass einige Schwermetalle in Rohphosphat deutlich höher konzentriert sind (Tabelle 4). Das trifft insbesondere auf Cadmium und Uran zu. Quecksilber ist sowohl in Rohphosphaten wie auch im Klärschlamm in geringen Mengen vorhanden. Die weiteren Schwermetalle Blei, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink, aber auch Arsen sind in Klärschlamm deutlich höher konzentriert. Diese Schwermetalle werden jedoch nur zu sehr geringen Anteilen bei der Struvitfällung gebunden. Deshalb liegen die Gehalte aller anorganischen Schadstoffe außer Kupfer in Struvit deutlich unter oder maximal in der gleichen Größenordnung wie bei Rohphosphaten. Beim AshDec-Verfahren wird die Klärschlammasche mit Na_2CO_3 versetzt, wodurch sich einige Metalle als Metallcarbonate bei der thermischen Behandlung verflüchtigen. Abreicherungsraten von durchschnittlich 61, 80, 68, 39 und 9 % wurden für Arsen, Cadmium, Quecksilber, Blei und Zink im Rahmen des P-Rex Projekts ermittelt (Herzel, 2014, unveröffentlicht). Auf alle anderen Stoffe hat das Verfahren keine signifikante Auswirkung. Die Gehalte von Chrom, Kupfer und Zink liegen deshalb höher als in Rohphosphaten. Organische Schadstoffe werden bei der thermischen Behandlung von Klärschlamm eliminiert. Sowohl in Rohphosphaten wie auch in Phosphor-Rezyklaten aus Klärschlammasche spielen daher organische Schadstoffe keine Rolle. Von insgesamt 11 betrachteten Pharmazeutika und Hormonen konnten vier kein einziges Mal in Struvit aus Faulschlamm nachgewiesen werden (Stenzel und Dexheimer, 2017). Bei einer Struvitfällung im Zentrat befanden sich sogar sechs dieser Stoffe in allen Messungen unterhalb der Nachweisgrenze. Stoffe, die teilweise in höheren Gehalten im Klärschlamm nachgewiesen wurden wie die Antibiotika Ciprofloxacin oder Levofloxacin werden während der Phosphorrückgewinnung deutlich abgereichert. Auch polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Dioxine und Furane (PCDD/F) sind in Struviten geringer konzentriert als in Klärschlamm. Das Wissen über die Schadstoffgehalte allein reicht jedoch zur Bewertung der Umweltwirkung eines Produkts nicht aus. Die Sensitivität der Ökosysteme, die Hintergrundbelastung sowie weitere Schadstoffeinträge müssen außerdem berücksichtigt werden. Aus diesem Grund wurde eine vergleichende Risikobewertung durchgeführt (vgl. Kapitel 5.3). Dort wird die Fragestellung beantwortet, ob die Schadstoffgehalte in den Phosphor-Rezyklaten niedrig genug sind, um ein erhöhtes Risiko auf verschiedene Ökosysteme ausschließen zu können.

Tabelle 4: Mittlerer Schadstoffgehalt von weicherdigem Rohphosphat, Struvit aus Klärschlamm sowie aus Zentrat und einem mit dem AshDec-Prozess behandelte Asche in mg/kg P₂O₅.

Schadstoff	Weicherdiges Rohphosphat	Klärschlamm	Struvit aus Faulschlamm	Struvit aus Zentrat	AshDec-Produkt
Arsen	23	89	6,6	5,5	35
Blei	23	650	38	14	400
Cadmium	68	12	1,1	0,6	2,3
Chrom	520	1 000	42	14	1 000
Kupfer	54	4 700	120	69	4 700
Nickel	93	350	36	14	350
Quecksilber	2,4	3	0,8	0,8	3,1
Uran	300	33	0,6	0,7	33
Zink	960	13 000	260	120	12 000
PAK	---	39	9,65	< NG	---
PCDD/F + dl-PCB*	---	2,4E-04	8,7E-06	1,1E-05	---
17 α -Ethinylestradiol	---	< NG	< NG	< NG	---
17 β -Estradiol	---	0,8	< NG	< NG	---
Bezafibrat	---	0,004	0,02	< NG	---
Carbamazepin	---	2,3	0,13	0,13	---
Cefuroxim	---	< NG	< NG	< NG	---
Ciprofloxacin	---	120	1,9	0,17	---
Clarithromycin	---	0,26	0,006	< NG	---
Diclofenac	---	2,64	0,08	0,01	---
Levofloxacin	---	35	0,41	0,05	---
Metoprolol	---	3,5	0,89	0,002	---
Sulfamethoxacol	---	< NG	< NG	< NG	---

* PCDD/F + dl-PCB gemessen als Toxizitäts-Äquivalente nach WHO in [mg WHO-TEQ 2005/kg] (Kratz et al., 2016b; Kraus et al., 2019; Stenzel und Dexheimer, 2017)

5.2 Düngewirksamkeit der Produkte

5.2.1 Methodik

Die Düngewirksamkeit der Produkte wurde in einem zweijährigen Gefäßversuch untersucht. Für die Gefäßversuche konnten verschiedene, repräsentative Materialien beschafft werden: Neben drei Struviten (aus Zentrat, aus Faulschlamm und aus der Lebensmittelindustrie) wurden drei Rohphosphate (sedimentären und magmatischen Ursprungs sowie ein Verkaufsprodukt: Weicherdiges Rohphosphat mit Kalk und Mikronährstoffe konfektioniert) aus dem deutschen Handel, eine unbehandelte Klärschlamm-Asche und eine thermisch aufbereitete Asche ausgewählt. Als Referenz für den Ökolandbau wurde eine Stallmist-Variante verwendet, während eine DAP und eine TSP-Variante als Positiv-Kontrolle dienen sollten. Ein Nährstoffausgleich zwischen den Varianten wurde nicht grundsätzlich vorgenommen, da die im Ökolandbau verwendeten Dünger meist Mehrnährstoffdünger sind und sich der Gefäßversuch möglichst nah an der (öko-)landbaulichen Praxis orientieren sollte. Daraus ergab sich in den Varianten eine unterschiedliche Versorgung mit Stickstoff aber auch mit anderen Elementen. Die

Wahl der Fruchtarten (erst Leguminose, dann Weizen) deutet eine Fruchtfolge im Ökolandbau an und soll dabei helfen unterschiedliche Stickstoffgehalte in den Varianten auszugleichen. Eine mineralische Kaliumdüngung wie sie auch im Ökolandbau möglich ist wurde in allen Gefäßen zur Aussaat des Weizens durchgeführt. Das Wachstum der Pflanzen in den Gefäßen wurde also vermutlich vorrangig durch eine Stickstoff- und Phosphorlimitierung beeinflusst. Durch die Auswahl der Vergleichsvarianten ist eine Bewertung der Phosphor-Düngewirkung möglich.

Für den Gefäßversuch zur Bewertung der Produktqualität wurde P-armer Boden aus ökologisch bewirtschafteten Flächen entnommen. Um entsprechenden Boden zu finden wurden 28 Flächen auf fünf in Brandenburg und Sachsen-Anhalt langfristig ökologisch wirtschaftenden Betrieben untersucht (vgl. Tabelle 5).

Tabelle 5: Phosphorgehalte der zur Gewinnung von Boden für die Gefäßversuche untersuchten Flächen

Probe Nr.	Betrieb	P _{dl} [mg je 100 g Boden]	Bemerkung
1	Weisskopf	18,6	über 50 Bodenpunkte
2	Weißkopf	7,8	über 50 Bodenpunkte
3	Handrich	10	über 50 Bodenpunkte
4	Handrich	32	über 50 Bodenpunkte
5	Krüger	9,3	über 50 Bodenpunkte
6	Krüger	6,8	über 50 Bodenpunkte
7	Krüger	9,7	über 50 Bodenpunkte
8	Krüger	4,6	über 50 Bodenpunkte
9	Krüger	5,6	über 50 Bodenpunkte
10	Krüger	9,8	über 50 Bodenpunkte
11	Jugendhof	12	unter 30 Bodenpunkte
12	Jugendhof	7,4	unter 30 Bodenpunkte
13	Jugendhof	20,9	unter 30 Bodenpunkte
14	Jugendhof	11,7	unter 30 Bodenpunkte
15	Jugendhof	10,1	unter 30 Bodenpunkte
16	Jugendhof	6,3	unter 30 Bodenpunkte
17	Jugendhof	5,6	unter 30 Bodenpunkte
18	Jugendhof	6,4	unter 30 Bodenpunkte
19	Jugendhof	12	unter 30 Bodenpunkte
20	Jugendhof	11,3	unter 30 Bodenpunkte
21	Rosenthal	11,6	unter 30 Bodenpunkte
22	Rosenthal	5,3	unter 30 Bodenpunkte
23	Rosenthal	14,8	unter 30 Bodenpunkte
24	Rosenthal	17,6	unter 30 Bodenpunkte
25	Rosenthal	53,5	unter 30 Bodenpunkte
26	Rosenthal	3,3	unter 30 Bodenpunkte, Grünland
27	Rosenthal	2,1	unter 30 Bodenpunkte, Grünland
28	Rosenthal	12,7	unter 30 Bodenpunkte, Grünland
29	Versuchsstation Berge	10,6	Aus Unterboden; 90 cm tief

Die P-Gehalte der Flächen ordneten sich in die VDLUFA-Gehaltsklassen B, C, D und in vier Fällen sogar in E ein. Auf keiner Fläche wurde weniger als 2,0 mg P/100 g Boden gemessen, was der

Klasse A entspräche. Auf der Fläche Nr. 27 (Rosenthal) wurde mit 2,1 mg P/ 100 g Boden der geringste Gehalt an Doppel-Lactat löslichem P gefunden, jedoch konnte auf dieser Fläche zum Versuchbeginn kein Boden entnommen werden, da es sich um Dauergrünland handelte.

Für den Gefäßversuch wurden die Flächen 8 (Lehmboden) und 17 (Sandboden) ausgewählt. Um im Gefäßversuch trotzdem einen P-Mangel zu erreichen, wurde der Boden im Verhältnis 1:1 mit Quarzsand gemischt. Die 120 Standard-Mitscherlich-Gefäße (vgl. Abbildung 8, Abbildung 9 und Abbildung 10) wurden jeweils mit 3000 g gesiebten luftgetrocknetem Boden und 3000 g Quarzsand (intensiv gemischt) befüllt. Beim Mischen des Bodens erfolgte die Zugabe des Düngers. Für jeder Variante wurde 1 g Phosphor je Gefäß appliziert. Die regelmäßige Gewichtskontrolle der Gefäße ermöglichte eine gleichmäßige Wasserversorgung. Bis zum Aufgang der Pflanzen betrug die Zielgröße des Wassergehaltes im Boden 70 % der zuvor bestimmten Wasserhaltefähigkeit, danach wurde auf 90 % des Wertes bewässert. Mitscherlich-Gefäße sind mit separaten Unterschalen ausgerüstet, die Wasser auffangen, das nicht vom Boden aufgenommen werden kann. Dieses Wasser wird wieder dem Boden zugegeben, wodurch die Auswaschung von Nährstoffen verhindert wird. Gegossen wurde mit destilliertem Wasser.

Der Gefäßversuch wurde mit den in Tabelle 3 genannten Varianten zuzüglich einer ungedüngten Kontrolle und den beiden ausgewählten Böden in fünffacher Wiederholung angelegt, wobei eine Wiederholung unbewachsen blieb. Am Beispiel dieser sollte der Einfluss des Pflanzenwachstums auf die Boden-P-Gehalte untersucht werden. In den restlichen Gefäßen wurden im Jahr 2017 ungebeizte Samen von Ackerbohnen (*Vicia faba*) ausgesät. Nach der Ernte der Bohnen wurde der Boden im Frühjahr 2018 aufgelockert und mit Kalium gedüngt bevor Sommerweizen ausgesät wurde.

Um die Stickstoff-Versorgung des Weizens während der Vegetationszeit einschätzen zu können, wurden die Blätter der Pflanzen mit dem „N-Tester“ der Firma YARA untersucht. Die dimensionslosen „Blattgrün-Werte“ sind ein Maß für die Intensität der grünen Farbe und damit für die Menge an Chlorophyll in den Blättern. Je höher der aus 30 Einzelmessungen zusammengesetzte Wert, desto besser die Stickstoffversorgung der Pflanzen. Zusätzlich erfolgte die Messung der Wuchshöhe in regelmäßigen Abständen.

Ein regelmäßiges Umpositionieren der Mitscherlich-Gefäße innerhalb des Gewächshauses verringerte ungleiche Wachstumsbedingungen bedingt durch den Standort des einzelnen Gefäßes (z.B. Schattenwurf).

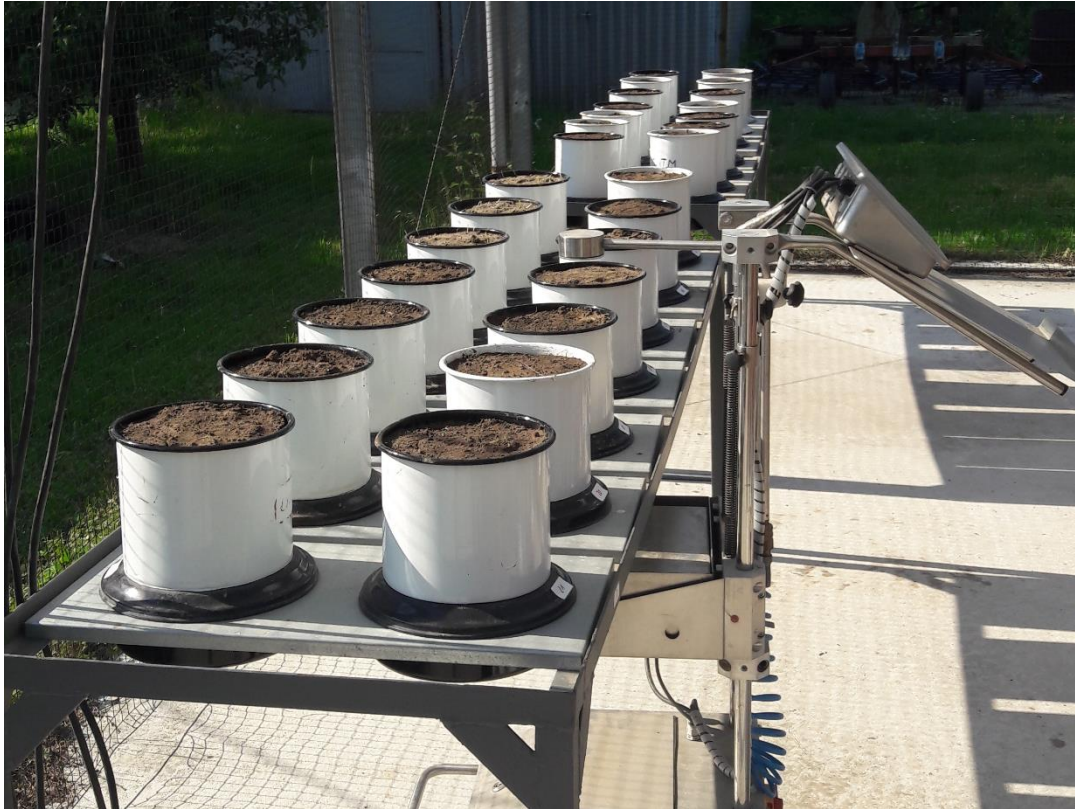


Abbildung 8: Gefäße nach dem Befüllen mit Boden. Mit der Gießwaage werden die Gefäße samt Unterschale angehoben und gegossen



Abbildung 9: Gefäßversuch mit Ackerbohnen im Jahr 2017



Abbildung 10: Vor Vogelfraß geschützte Gefäße bewachsen mit Sommerweizen im Milchreife-Stadium (2018)

5.2.2 Ergebnisse

5.2.2.1 Die Wirkung der Rezyklate auf den Ertrag von Ackerbohnen und nachfolgenden Weizen

Nachfolgend sind zunächst die Gesamtpflanzenenerträge der Ackerbohnen dargestellt. Die Schwankungsbreiten der Erträge sind insgesamt relativ hoch. Eine mögliche Ursache hierfür könnte ein starker Befall durch Blattläuse gewesen sein. Diese wurden regelmäßig mit einem biologischen Mittel bekämpft, ein Einfluss auf die Entwicklung der Bohnen ist jedoch nicht ausgeschlossen. Grundsätzlich gelang beim sandigeren Boden eine stärkere Differenzierung zwischen den Ackerbohnen-Erträgen. Bei beiden Bodenarten erhöhten die Stallmistdüngung und die Düngung mit DAP und TSP die Wuchshöhe und den Ertrag stärker als andere Düngungen (vgl. Abbildung 11). Überdurchschnittliche Erträge wurden auch durch die Struvite erreicht. Die Aschen und Rohphosphate erhöhten Erträge gegenüber der unbehandelten Kontrolle kaum.

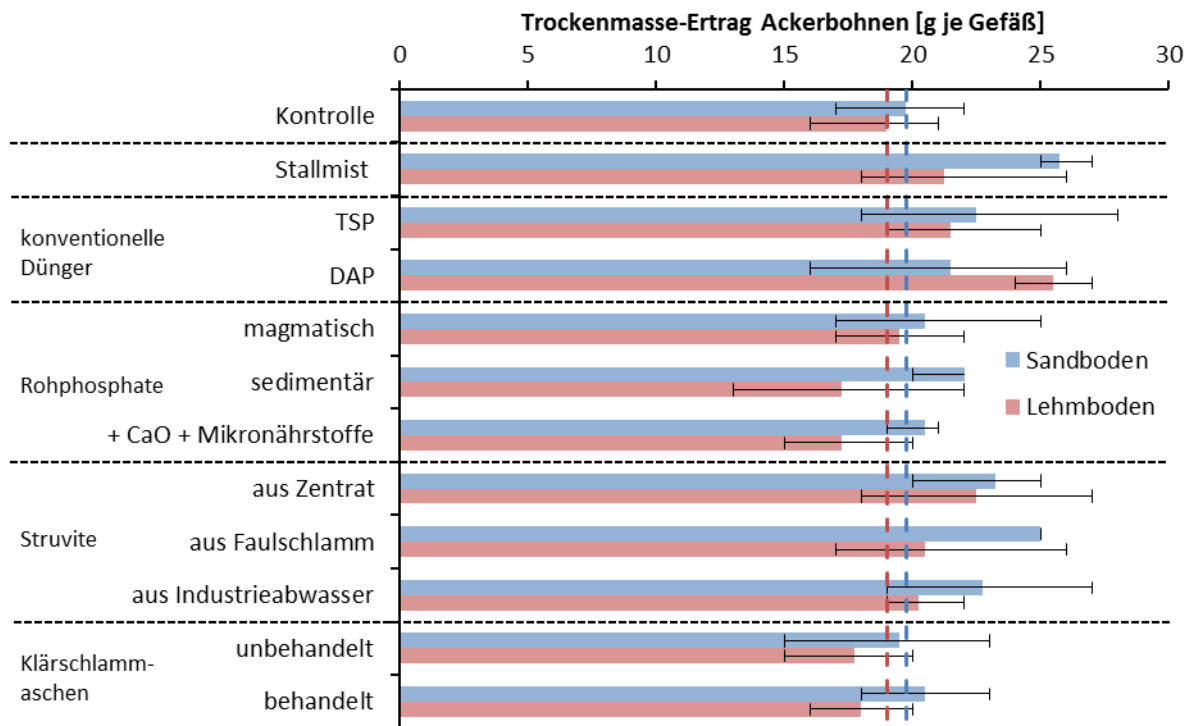


Abbildung 11: Trockenmasseerträge der Ackerbohnen im Gefäßversuch

Bei dem im zweiten Versuchsjahr angebauten Weizen zeigte sich eine deutliche Differenzierung der Erträge. Während der mit Abstand stärkste Ertragseinfluss durch den Stallmist gemessen wurde, erhöhten auch die drei Struvite den Trockenmasseertrag deutlich. Von den Rohphosphaten und von der Klärschlamm-asche ging je nach Bodenart keine messbare Ertragswirkung ausging (vgl. Abbildung 12).

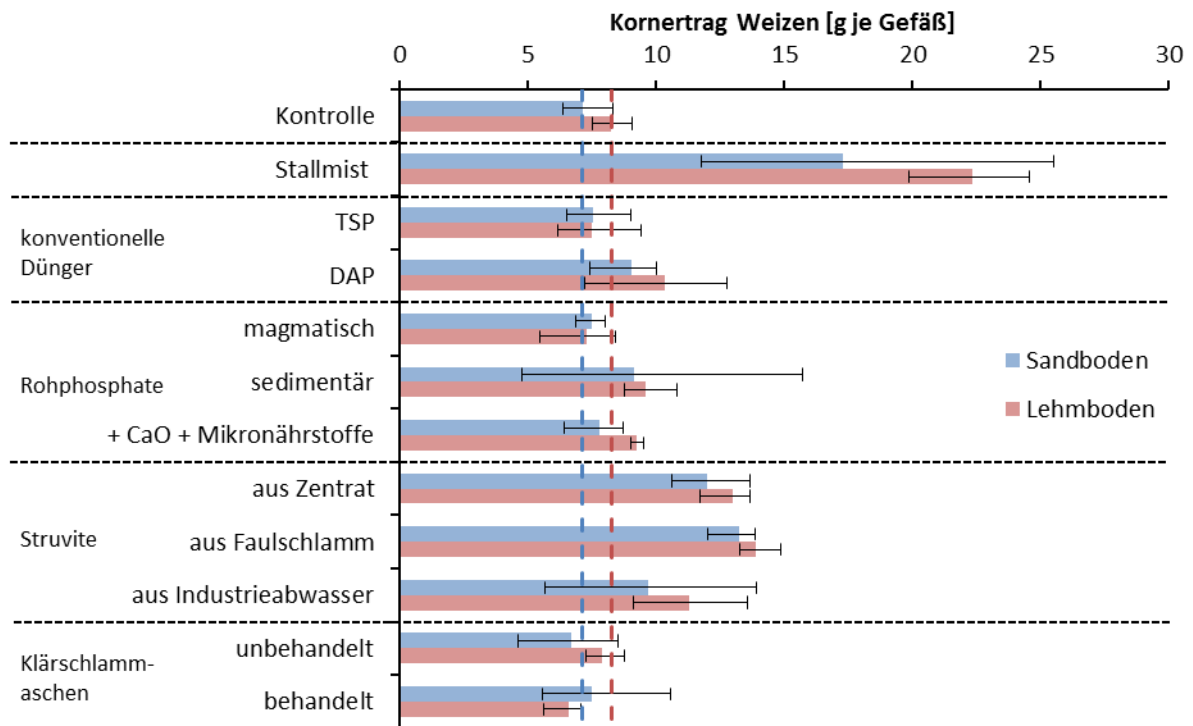


Abbildung 12: Kornerträge von Sommerweizen im zweiten Jahr des Gefäßversuches

Ein ähnliches Bild zeigte sich bei den Stroherträgen des Weizens (Abbildung 13). Während der Stallmist, das DAP und die Struvite die Biomasseerträge deutlich erhöhten, war bei den Rohphosphaten und den Klärschlamm-aschen keine statistische gesicherte Wirkung nachweisbar.

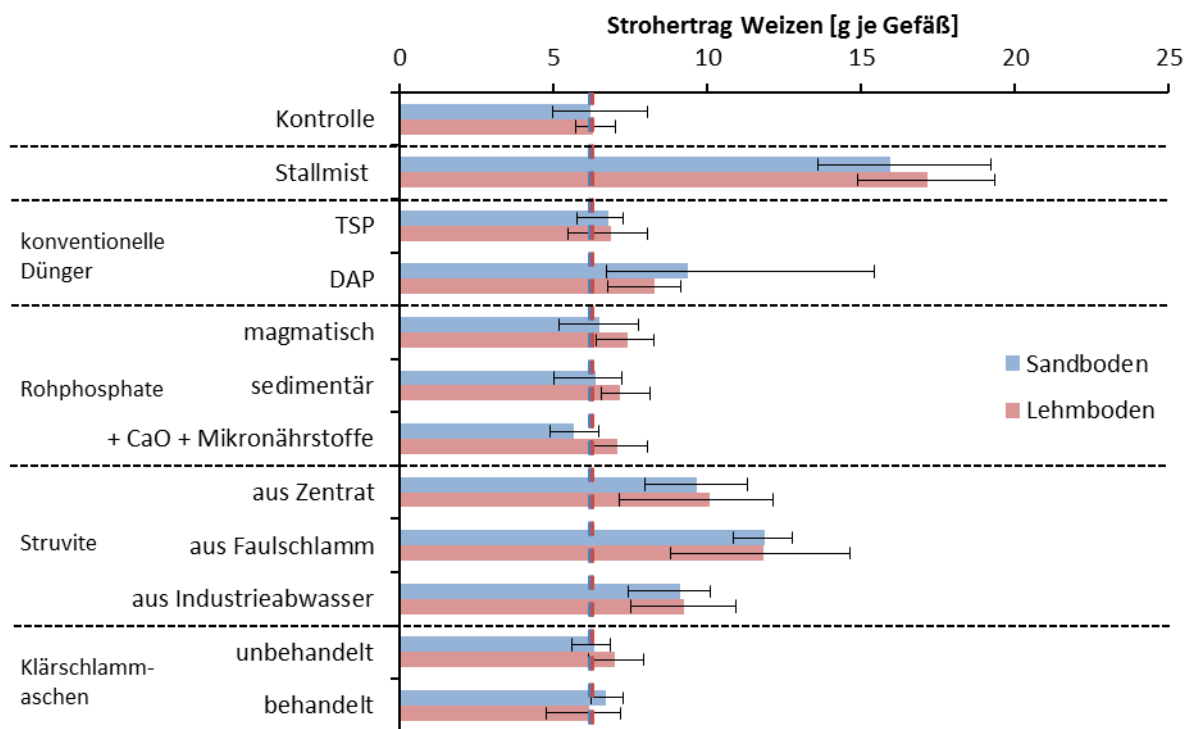


Abbildung 13: Stroherträge Sommerweizen in zweiten Jahr des Gefäßversuches

Eine Analyse der Ertragsstruktur zeigte, dass der hohe Kornertrag nach Stallmistdüngung wesentlich auf eine höhere Bestandsdichte durch Bestockung zurückzuführen war. Während aus den 10 Pflanzen je Gefäß bei allen anderen Varianten 10 Ähren entwickelt wurden, waren es beim Stallmist bis zu 30. Dies deutet auf eine allgemein bessere Nährstoffversorgung der Pflanzen hin (vgl. Abbildung 14). Die Ertragsunterschiede zwischen den Struviten und den restlichen Varianten resultierten sowohl aus höheren Kornzahlen je Ähre als auch aus höheren Tausendkornmassen (vgl. Abbildung 14).

Die gute Ertragswirkung der Struvite im zweiten Anbaujahr deutet darauf hin, dass die in Ihnen enthaltenen Nährstoffe (N und P) langsamer verfügbar sind als jene in den verglichenen Mineraldüngern DAP und TSP. Im Ökolandbau werden schnell verfügbare Nährstoffquellen abgelehnt. Den hier dargestellten Ergebnissen nach, weisen Struvite die diesbezüglich gewünschten Eigenschaften auf.



Abbildung 14: Weizenähren ausgewählter Varianten nach der Ernte des Gefäßversuches im zweiten Versuchsjahr

5.2.2.2 Die Wirkung der Rezyklate auf die Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor im Boden

Nach jeder Ernte wurden aus den Gefäßen Bodenproben entnommen und diese auf Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor (Doppellactat-Aufschluss) untersucht. Erwartungsgemäß führte die Düngung mit den Mineraldüngern DAP und TSP zu einem Anstieg der Boden P_{dl} -Gehalte. Aber auch die Struvite steigerten die Konzentrationen an pflanzenverfügbarem P im Boden, wie auch (tendenziell) die Aschen (unbehandelt und behandelt). Insgesamt unterschieden sich die Messwerte zwischen den beiden Bodenarten kaum (vgl. Abbildung 15).

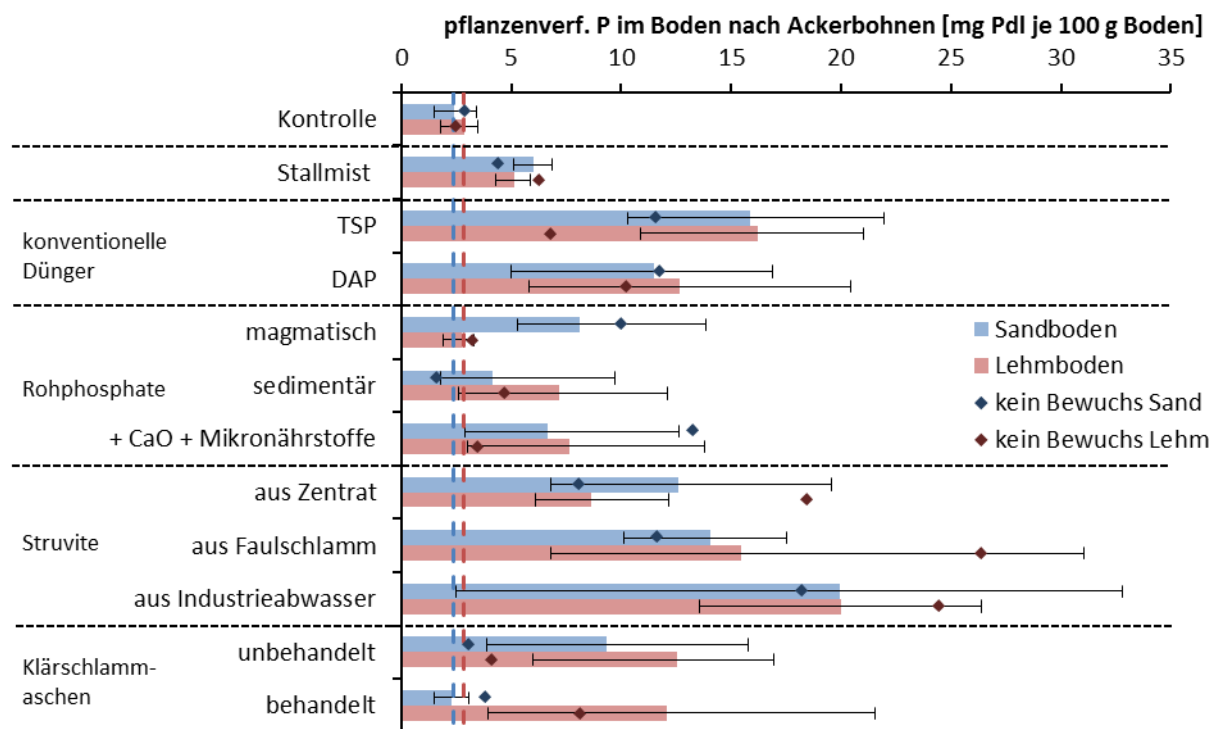


Abbildung 15: Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor im Boden nach den Ackerbohnen

Etwas stärker differenziert zeigten sich die Boden P_{dl} -Gehalte nach der Ernte des Weizens (vgl. Abbildung 16). Im schweren Boden wurden grundsätzlich etwas höhere Phosphorgehalte gemessen, die Tendenz ist aber auch hier bei beiden Bodenarten ähnlich: Erhöhte Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor fanden sich nach Düngung mit Struviten, den Mineraldüngern, Stallmist und der thermisch behandelten Klärschlamm-asche. Die Analysewerte deuten darauf hin, dass die Rezyklate in Bezug auf ihre P-Düngewirkung den Mineraldüngern zumindest mittelfristig gleichwertig sind.

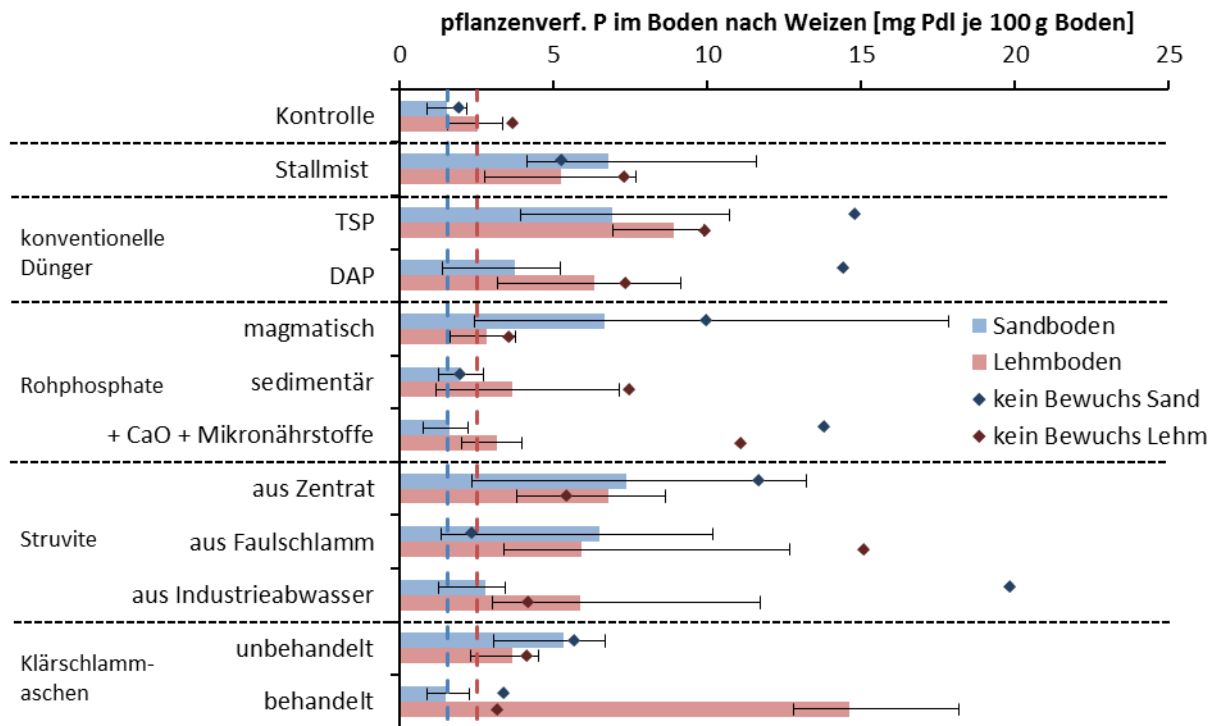


Abbildung 16: Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor im Boden nach der Ernte des Weizens

Ein Teil der Gefäße blieb während der Versuchsdauer unbewachsen, wurde aber nach Bedarf bewässert. In den beiden Grafiken (Abbildung 15 und Abbildung 16) werden auch die Analysewerte der unbewachsenen Gefäße dargestellt. Da dies Einzelwerte sind, ist keine Angabe über die Schwankungsbreite möglich. Trotzdem zeigte sich eine eindeutige Tendenz: Ohne Bewuchs wurden insgesamt höhere P_{dl} -Werte gemessen. Dies wird beim Sandboden insbesondere bei den Mineraldüngern deutlich, während dieser Effekt beim Lehm Boden weniger sichtbar war. Sandboden kann grundsätzlich weniger Phosphor binden (und damit dem Pool an pflanzenverfügbarem P entziehen) als Lehm Boden. Widersprüchliche Ergebnisse wurden nach Düngung mit der thermisch nachbehandelten Klärschlamm asche gefunden: Die hohen P_{dl} -Gehalte in den bewachsenen Gefäßen konnten im unbewachsenen Gefäß nicht wiedergefunden werden. Ebenso führte die Düngung mit Struvit aus Faulschlamm im unbewachsenen Gefäß bei Sandboden zu unerwartet niedrigen und bei Lehm Boden zu sehr hohen P_{dl} -Gehalten.

5.2.3 Die Wirkung der Rezyklate auf die Stickstoffversorgung des Weizens

Bei der Messung der Blattgrün-Intensitäten mithilfe des N-Testers der Firma YARA zeigte sich mehr als ein Jahr nach der Düngung ein deutlicher Effekt des gedüngten Stickstoffs. Die fünf Stickstoff-enthaltenden Varianten (Stallmist, DAP und drei Struvite) wiesen durchweg höhere Blattgrün-Werte auf, was auf eine bessere Stickstoff-Versorgung dieser Varianten hinweist. Die Tatsache, dass die höchsten Werte nach Stallmist-Düngung gemessen wurden, lässt vermuten, dass auch die Struvit- und DAP-Varianten nicht optimal mit Stickstoff versorgt waren. Außer Stickstoff haben aber auch weitere Nährstoffe (wenn auch geringere) Einflüsse auf die Bildung

des Chlorophylls in den Blättern. Offenbar führten die in der Variante Rohphosphat + CaO + Mikronährstoffe enthaltenden Nährelemente nicht zu einer wesentlichen Konzentration von Chlorophyll in den Blättern des Weizens.

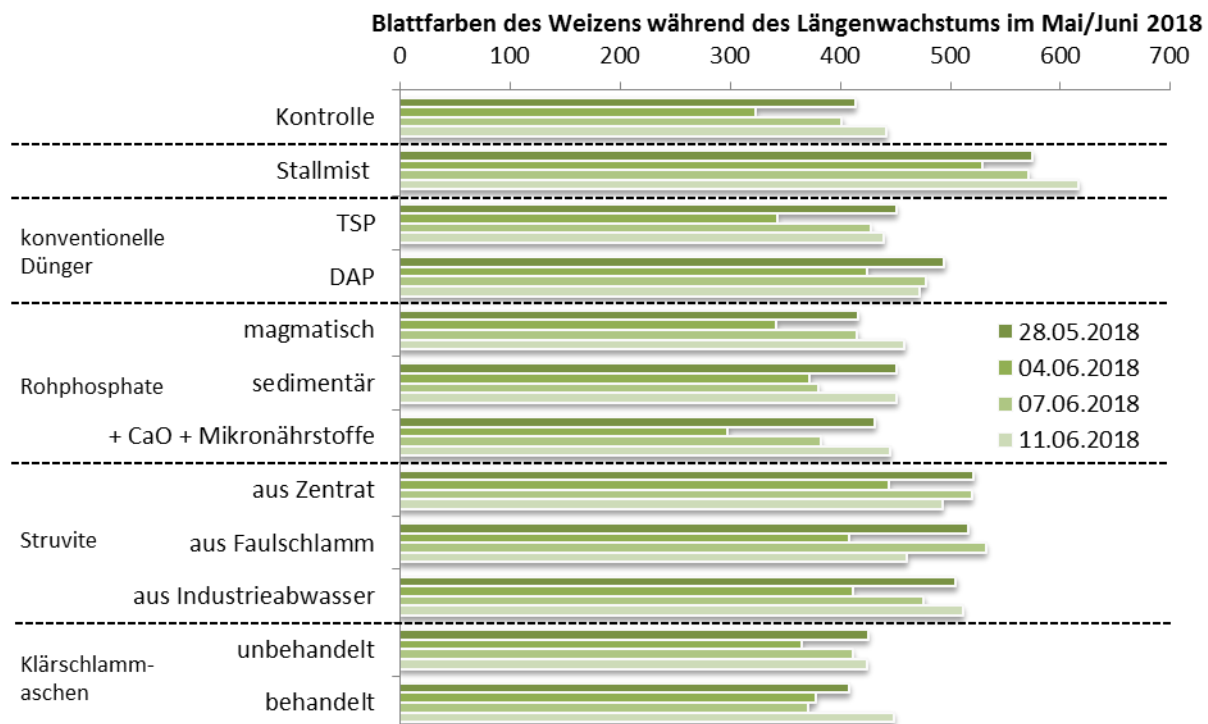


Abbildung 17: Blattfarben des Weizens während des Längenwachstums im Mai/Juni 2018

Insgesamt wird aus den Messungen deutlich, dass Struvite auch mittelfristig messbar zur Stickstoffversorgung von Pflanzen beitragen. Der in den Struviten enthaltene Stickstoff ist mittelfristig pflanzenverfügbar. Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, dass der Dünger der Vergleichsvariante DAP zwar ca. 80% mehr Stickstoff enthielt, beim Weizen jedoch geringere Blattfarben-Werte als die Struvite erreichte. Dafür gibt es zwei mögliche Gründe: Ein Teil des nahezu sofort verfügbaren Stickstoffs im DAP (Ammonium) emittierte gasförmig, oder durch die N-Bindung der Ackerbohnen wurde der Stickstoffgehalt im Boden ausgeglichen und die hohen Blattgrün-Werte in den Struvit-Varianten haben andere Gründe. Ackerbohnen binden nur unter N-Mangelbedingungen wesentliche Mengen an Stickstoff aus der Luft, ist mineralischer Stickstoff verfügbar wird dieser vorrangig genutzt.

5.2.4 Diskussion der Ergebnisse

Pflanzenbauliche Wirkungen von Struvit wurden in verschiedenen Versuchsarten (Gefäß und Freiland) mit unterschiedlichen Kulturen nachgewiesen. (Achat et al., 2014; Antonini et al., 2011; Cabeza et al., 2011; Johnston und Richards, 2003; Massey et al., 2009; Römer, 2006; Wollmann und Möller, 2015). Obwohl das in Struvit enthaltene Phosphat nicht in wasserlöslicher Form vorliegt wurden in Gefäß- bzw. Freilandversuchen meist P-Düngewirkungen gefunden, die einer konventionellen Mineraldüngung mit wasserlöslichem Phosphat ebenbürtig waren. Bei anderen

Rezyklaten wie Asche-basierten Produkten war die Wirkung je nach Kultur und untersuchter Bodenart differenzierter (Römer, 2013b, c). Vergleichbare Ergebnisse wurden auch in den hier durchgeführten Gefäßversuchen gefunden. Im Ökolandbau ist meist die Pflanzenversorgung mit Stickstoff limitierter als im konventionellen Landbau, zusätzlich sind Gehalte an verfügbarem Phosphat im Boden geringer (Römer, 2013a). Es stellt sich also die Frage welchen Wert Rezyklate unter diesen spezifischen Bedingungen haben, insbesondere, wenn sie wie Struvite Phosphor und Stickstoff enthalten. Die Versuchsergebnisse zeigen, dass der im Struvit enthaltene Stickstoff in Fruchtfolgen mit Leguminosen noch zur Ernährung einer nachfolgenden Getreidekultur beitragen kann. Bei der Übertragung dieser Ergebnisse in die Praxis müssen jedoch pflanzenbauliche und gesetzliche Grenzen der Ausbringmengen beachtet werden.

Eine Beispielrechnung:

Bei einer dreijährigen Fruchtfolge mit Weizen, Mais und Leguminosen kann von einem Phosphor-Bedarf von insgesamt ca. 90 kg P/ha ausgegangen werden. Bei Gehalten an pflanzenverfügbarem P_{dl} im Boden von 2,8 bis 5,7 mg/100 g Boden (Gehaltsklasse B) dürfen auf Ackerland jährliche Zuschläge von 15 kg P/ha verrechnet werden. Insgesamt würde sich also eine maximal zu düngende P-Menge von 135 kg P/ha ergeben. Struvit aus Faulschlamm enthält ca. 10 % P (23 % P_2O_5) und 5 % N. Mit 135 kg P werden in diesem Fall also ca. 70 kg N/ha in einer Gabe gedüngt. Diese Menge entspricht etwa der Hälfte des Stickstoffs welcher jährlich durch einen Silomaisbestand abgefahren wird. Vor dem Hintergrund, dass die Ertragswirkung des Stickstoffs mit zunehmender Höhe der Düngung einer Gabe abnimmt, der relative N-Mangel also deutlich höher ist, kann davon ausgegangen werden, dass eine Menge von 70 kg N/ha zu einer deutlichen Ertragssteigerung führt (LELF, 2018). Eine Düngung zu Brotgetreide kann sich außerdem positiv auf die Eiweißgehalte im Korn und somit auf die Backqualität auswirken. Bei der Beispielrechnung ist jedoch zu beachten, dass im veranschlagten Zeitraum von drei Jahren keine weitere Phosphordüngung erfolgen dürfte, auch nicht aus organischen Düngern. Für die Ausbringung von Gärresten, Gülle und Stallmist ständen solche Flächen also für drei Jahre nicht mehr zu Verfügung. Kann aus diesen Gründen die Düngung mit Struvit nur auf der Kalkulationsbasis eines Jahres erfolgen, dürfte z.B. für Winterweizen (Ertragserwartung 70 dt) und P_{dl} -Bodengehalten in Klasse B (Aufschlag + 15 kg P/ha) ca. 45 kg P/ha gedüngt werden. Damit wäre lediglich eine Menge von 23 kg N/ha möglich, was nur etwa einem Fünftel bis einem Achtel der vom Winterweizen (bei moderater Ertragserwartung) benötigten Menge entspräche. Es besteht also nicht die Gefahr, dass durch Düngung mit Struviten Kulturpflanzen überwiegend mit schnell verfügbarem Stickstoff versorgt werden würden. Der Grundsatz des Ökolandbaus die Ernährung der Pflanzen wesentlich über den Boden sicherzustellen kann also auch bei Struvit-Düngung erfüllt werden.

5.3 Evaluation der Schadstoffbelastung der Produkte

Phosphordünger beinhalten neben Phosphat zahlreiche weitere Substanzen. In Rohphosphaten befinden sich natürlicherweise Schwermetalle, in Phosphor-Rezyklaten aus dem Abwasserpfad können darüber hinaus organische Stoffe enthalten sein. Durch die Düngung gelangen alle mit dem Phosphordünger assoziierten Substanzen in das Ökosystem Boden und gegebenenfalls durch Auswaschung in Grund- und Oberflächengewässer. Je nach Höhe der Stoffgehalte können sie zu negativen Auswirkungen im Ökosystem führen und sind damit als Schadstoffe einzustufen. Zur Quantifizierung des Risikos durch Phosphordünger-bürtige Schwermetalle und organische Substanzen wurde eine Umweltrisikobewertung durchgeführt, in der der im Ökolandbau verwendbare primäre Dünger (Rohphosphat) mit sekundären Phosphordüngern aus dem Pfad der Abwasserbehandlung verglichen wurde.

5.3.1 Definition des Umweltrisikos

Das Risiko ist definiert als die Verknüpfung einer Eintrittswahrscheinlichkeit mit der Höhe einer negativen Auswirkung. Dabei gilt a) je negativer die Auswirkung und b) je höher die Eintrittswahrscheinlichkeit, desto höher das Risiko. Dieser scheinbar simple Zusammenhang wird durch die Schwierigkeit eine negative Auswirkung zu messen bzw. eine Eintrittswahrscheinlichkeit vorherzusagen verkompliziert.

Sowohl sekundäre als auch primäre Phosphorprodukte enthalten Schadstoffe, die bei lokal hohen Konzentrationen in der Umwelt zu negativen Auswirkungen führen können. Mit der Umweltrisikobewertung wird das Risiko durch den Eintrag eines Schadstoffs innerhalb eines Umweltkompartiments quantifiziert. Sie ist der erste Teil des Risikomanagements und setzt sich aus vier Punkten zusammen (Abbildung 18).

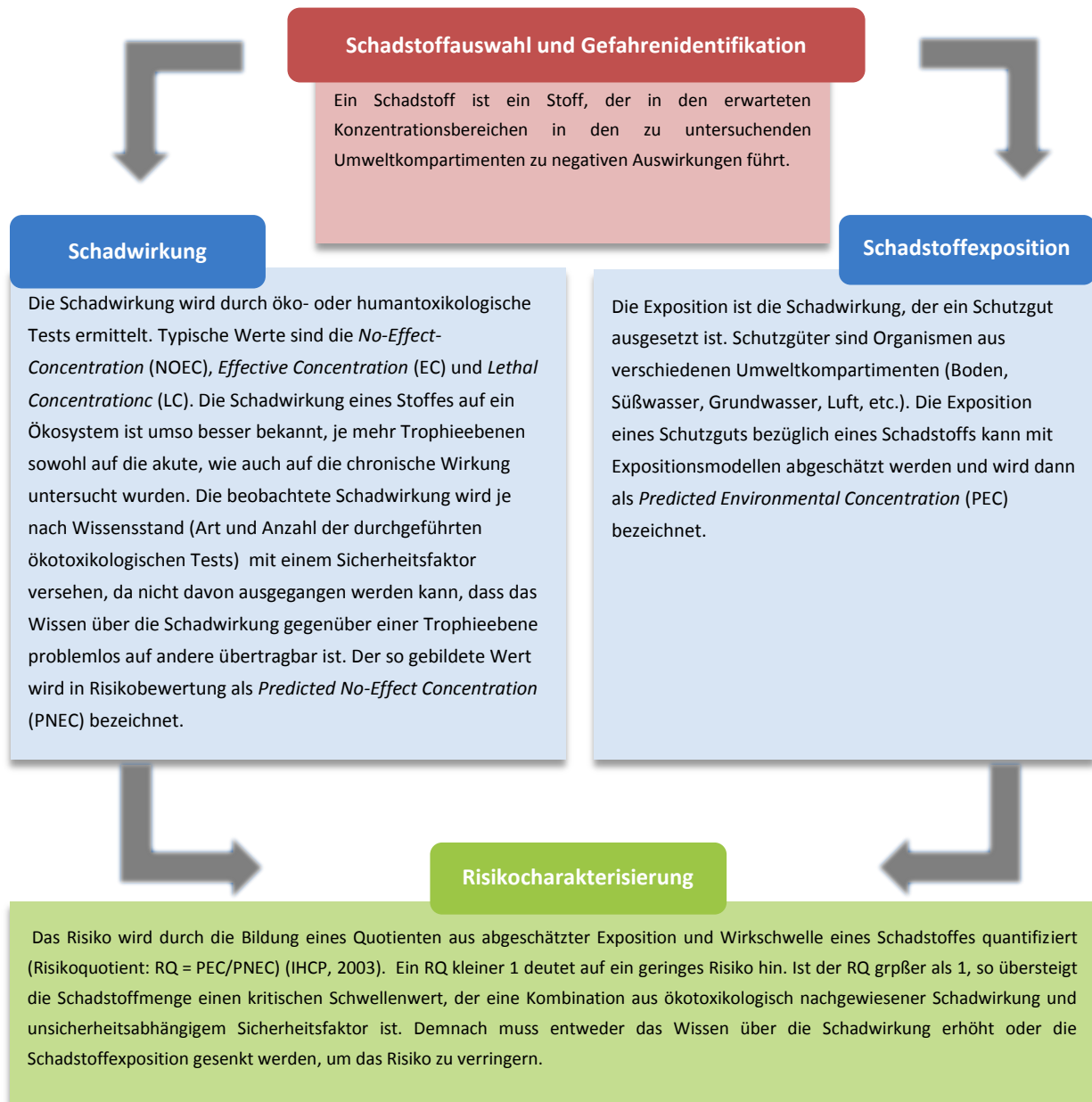


Abbildung 18: Schema zur Umweltrisikobewertung

Sowohl die Schadstoffexposition als auch die Schädwirkung unterliegen Unsicherheiten. Die Schadstoffexposition ist, sofern sie mit einem Modell berechnet wird, abhängig von den Annahmen für Anfangs- und Randbedingungen sowie vom Modell an sich. Wird die Schadstoffkonzentration direkt gemessen ergeben sich Messunsicherheiten. Auf der anderen Seite wird die Schädwirkung auf ein gesamtes Ökosystem ausgehend von vorhandenem toxikologischem Wissen über die Schädwirkung auf Einzelorganismen abgeschätzt. Jede Risikobewertung ist dementsprechend mit Unsicherheiten behaftet. Werden bestehende Unsicherheiten oder die Variabilität der Umwelt in eine Risikobewertung mit einbezogen, wird diese als probabilistische Risikobewertung bezeichnet. Im Rahmen des Projektes wurde eine probabilistische Risikobewertung durchgeführt, in der die wichtigsten Eingangsgrößen des Expositionsmodells mit Wahrscheinlichkeitsverteilungen belegt wurden. Das ermöglicht

Aussagen sowohl über das wahrscheinlichste wie auch über das maximale Risiko (Worst Case) unter Berücksichtigung von Unsicherheit und Variabilität. Die probabilistische Risikobewertung kann als konventionelle Risikobewertung mit integrierter Sensitivitätsanalyse verstanden werden und bietet darüber hinaus die Möglichkeit weitere Aussagen über den Zusammenhang zwischen Risikocharakterisierung und den Modell-Eingangsdaten zu treffen.

5.3.2 Dünger-, Schadstoffauswahl und Schadwirkung

Die Auswahl der Schadstoffe richtet sich zum einen nach der stofflichen Zusammensetzung der betrachteten Phosphordünger und zum anderen nach der Auswahl der Schutzgüter. Als Schutzgüter wurden das Ökosystem Boden, das direkt von dem Schadstoffeintrag durch die Düngung betroffen ist, sowie das Grundwasser und der Mensch ausgewählt. Im Ökolandbau ist weicherdiges Rohphosphat als einzige Betriebs-externe P-Quelle zugelassen. Rohphosphate besitzen teilweise hohe Schwermetallgehalte, insbesondere Cadmium und Uran (Kratz et al., 2016a). Als zukünftige Alternative können Phosphor-Rezyklate aus dem Abwasserpfad dienen. Im Abwasser sind jedoch unter anderem Kupfer und Zink, welche aus Wasserleitungen und Regenrinnen stammen (Hillenbrand et al., 2005), höher konzentriert. Als weitere Schwermetalle, die bereits in geringen Konzentrationen Schadwirkung besitzen, wurden Arsen, Blei, Chrom, Nickel und Quecksilber ausgewählt. Neben den Schwermetallen können bei Phosphor-Rezyklaten außerdem organische Schadstoffe wie Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) oder polychlorierte Dibenzodioxine und -furane sowie dioxin-ähnliche polychlorierte Biphenyle (PCDD/F + dl-PCB) vorkommen. Auch die immer mehr in den Fokus rückenden organischen Spurenstoffe wie Pharmazeutika oder Hormone müssen mit einbezogen werden. Betrachtet wurden 17α -Ethinylestradiol, 17β -Estradiol, Bezafibrat, Carbamazepin, Cefuroxim, Ciprofloxacin, Clarithromycin, Diclofenac, Levofloxacin, Metoprolol und Sulfamethoxazol. Im Rahmen der Risikobewertung wurde weicherdiges Rohphosphat mit Struviten und Produkten des AshDec-Verfahrens verglichen. Struvite sind Ammonium-Magnesium-Phosphate, die sowohl aus direkt Klärschlamm gewonnen wie auch aus Klärschlammwasser (Zentrat) gefällt werden können. Das AshDec-Verfahren ist eine thermisch-chemische Behandlung von Klärschlammmasche, bei dem einige Schwermetalle (Arsen, Cadmium, Blei, Quecksilber und Zink) abgereichert werden.

Im Rahmen dieser Bewertung wurden drei Wirkungspfade betrachtet, um das Risiko für die Schutzgüter Bodenorganismen, Grundwasser und Mensch zu charakterisieren (vgl. Abbildung 19). Auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebrachte Schadstoffe wirken direkt auf Organismen im Boden. Darüber hinaus können sie zweitens durch Auswaschung ins Grundwasser und Oberflächengewässer oder drittens durch Pflanzenaufnahme in Nahrungsmittel für den Menschen gelangen.

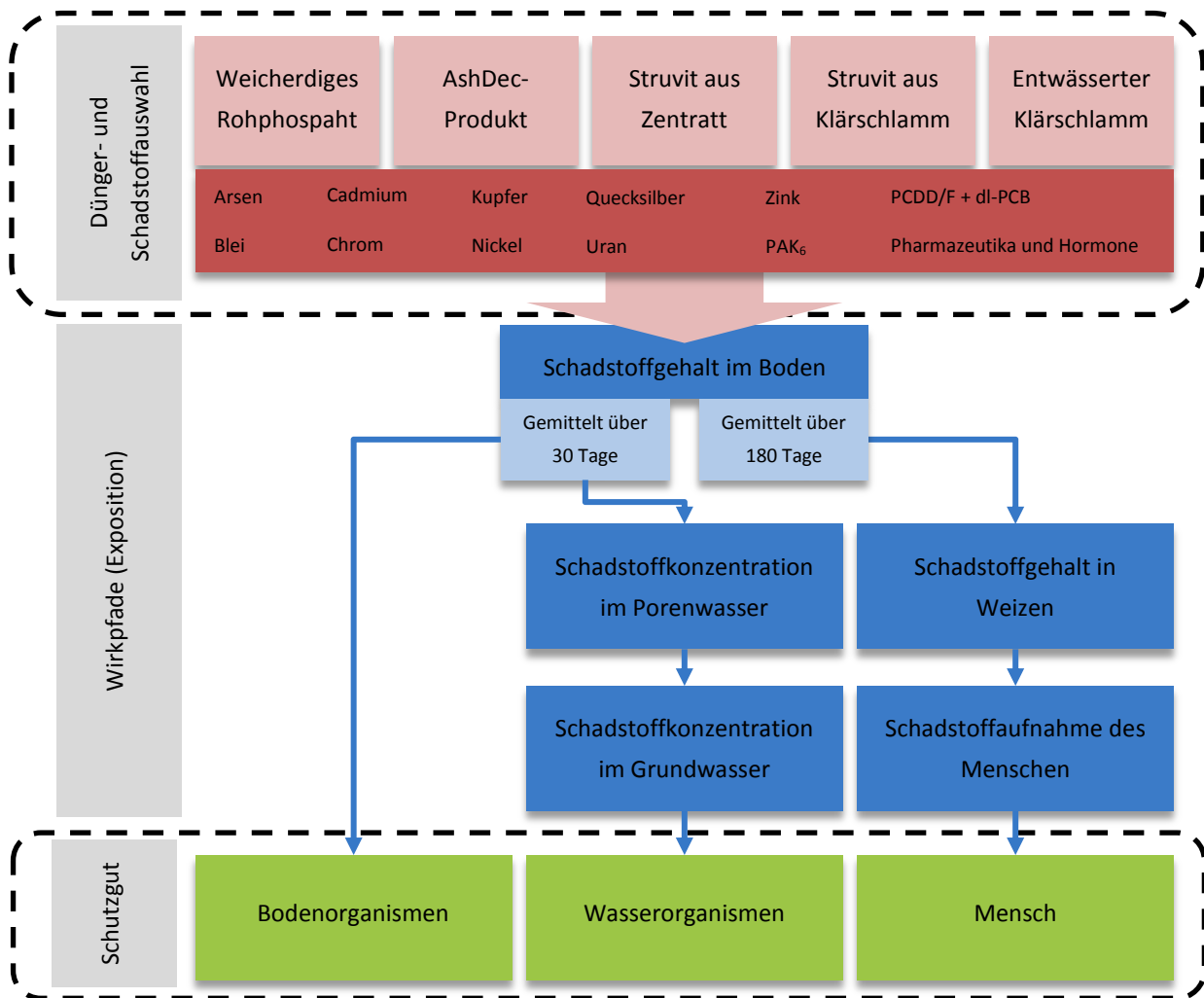


Abbildung 19: Dünge- und Schadstoffauswahl, Wirkungspfade und Schutzgüter.

Die PNEC (Predicted No-Effect Concentration) für Bodenorganismen der meisten anorganischen Stoffe sind zusammengetragen aus diversen Risikobewertungen des Instituts für Gesundheit und Verbraucherschutz der Europäischen Union (Tabelle 6). Der PNEC für Uran wurde in (Sheppard et al., 2005) festgelegt und wird dort ausgiebig diskutiert.

Sofern kein PNEC für Bodenorganismen zur Verfügung steht, kann über das Verteilungsgleichgewicht zwischen Partikeln und Porenwasser von dem PNEC einer aquatischen Umwelt auf den PNEC für Bodenorganismen geschlossen werden (*Equilibrium Partitioning Method*). Dies geschieht mit Gleichung 1 nach der European Chemicals Agency (ECHA, 2011):

Gleichung 1
$$PNEC_{BO} = (0,174 + 0,0104 \cdot K_{OC}) \cdot PNEC_{GW}$$

Mit: $PNEC_{BO}$: PNEC für Bodenorganismen [mg/kg]
 $PNEC_{GW}$: PNEC in Grundwasser [$\mu\text{g/L}$]
 K_{OC} : Verteilungskoeffizient Wasser – Organischer Kohlenstoff

Diese Methode wurde vor allem für die Pharmazeutika angewandt, für die nur aquatische PNECs zu Verfügung standen.

Als PNEC für das Grundwasser wurden von der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) herausgegebene Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS) verwendet (LAWA, 2017). Die

Grundlage der GFS sind Umweltqualitätsnormen. Sofern keine Umweltqualitätsnormen auf Basis von ökotoxikologischen Tests vorhanden waren, wurde auf PNEC-Werte des *Risk-Assessment-Reports* im Rahmen der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 (EU, 1993) zur Bewertung und Kontrolle der Umweltrisiken chemischer Stoffe oder auf Vorschläge für Umweltqualitätsnormen zurückgegriffen. Bei der Erstellung der GFS wird der geogene Hintergrund deutscher Böden mitberücksichtigt. Damit wird einem in manchen Böden natürlicherweise hohen Aufkommen anorganischer Stoffe Rechnung getragen. Für PCDD/F + dl-PCB, Uran sowie die betrachteten Pharmazeutika und Hormone standen keine GFS zur Verfügung. In der „Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln“ (Bergmann et al., 2011) wurden PNEC-Werte für die aquatische Umwelt aller hier betrachteten Spurenstoffe aufgestellt. Die Übertragung von PNECs für Süßwasserökosysteme auf PNECs für Grundwasserökosysteme ist nach (LAWA, 2017) sinnvoll, da „angenommen werden kann, dass die Lebensgemeinschaft des Grundwassers durch das Empfindlichkeitsspektrum der Organismen in Oberflächengewässern in erster Näherung repräsentiert wird“. Für Uran wurde ebenfalls der PNEC für Oberflächengewässer auf das Grundwasser übertragen. Eine detaillierte Beschreibung der ökotoxikologischen Tests und der Festlegung auf den PNEC ist von (Herwijnen und Verbruggen, 2014) beschrieben. Um einen PNEC für PAK₆ als Summenparameter zu erhalten, wurden die PNEC der Einzelstoffe mit Faktoren versehen und gingen in die Berechnung für ein PAK-Gemisch ein. Das genaue Vorgehen ist in (Kraus et al., 2019) beschrieben.

Um die Exposition des Menschen zu quantifizieren, wurde Weizen als Nahrungsmittel verwendet, da es von einem Großteil der Bevölkerung in hohem Maße verzehrt wird. Für die Berechnung der vom Menschen aufgenommenen Schadstoffmenge wurde davon ausgegangen, dass eine erwachsene 70 kg schwere Person 600 g Weizen pro Tag zu sich nimmt (MRI, 2008), von denen 15 % vom Körper resorbiert werden (Schütze et al., 2003). Das entspricht einer effektiven durchschnittlichen Weizenaufnahme von 90 g/Person und Tag. Die direkte Exposition der Landwirte bei der Düngeraufbringung wurde nicht betrachtet.

Als Grundlage für den PNEC für Menschen dienen *Tolerable Daily Intake* (TDI) Werte, welche die Menge an Schadstoffen beschreiben, die ohne schädliche Wirkung über lange Zeit täglich eingenommen werden können. Nach (Schütze et al., 2003) kann der Anteil der über Weizen aufgenommenen Schadstoffe vereinfacht als 50 % angenommen werden. Dementsprechend geht der halbe TDI-Wert als PNEC_M in die Risikocharakterisierung ein (Gleichung 2).

Gleichung 2	$PNEC_M = TDI \cdot 70 \text{ kg} \cdot 50 \%$
Mit:	$PNEC_M$: PNEC für die Nahrungsaufnahme des Menschen [$\mu\text{g}/\text{d}$] TDI : Tolerierbare Tagesdosis [$\mu\text{g}/(\text{kg Körpergewicht} \cdot \text{d})$]

Die TDI-Werte wurden aus unterschiedlichen Quellen zusammengetragen. Die Werte der US EPA sowie von Health Canada wurden mit denen der Weltgesundheitsorganisation (WHO) und der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) verglichen. Ausschlaggebendes Kriterium für die Wahl des verwendeten TDI war die Aktualität der zugrunde liegenden Studie.

Bei vergleichbaren Jahrgängen wurde der niedrigste TDI für die Risikoquantifizierung gewählt. In einigen Quellen waren anstelle der täglichen tolerierbaren Aufnahmemenge, wöchentliche oder monatliche Mengen angegeben, die zunächst in TDI-Werte umgerechnet werden mussten.

Das Risiko für den Menschen durch Pharmazeutika wurde nicht bestimmt. Zum Einen, liegt die durch die Nahrung aufgenommene Menge meist deutlich unterhalb einer einmaligen Einnahme von entsprechenden Medikamenten, zum anderen liegen bisher keine toxikologischen Daten über eine chronische Exposition des Menschen mit sehr geringen Pharmazeutika-Mengen vor.

Tabelle 6: PNEC der Schwermetalle und unpolaren organischen Schadstoffe

Schadstoff	PNEC _{GW} [µg/L]	Quelle	PNEC _{BO} [mg/kg]	Quelle	PNEC _M [µg/d]	Quelle
Arsen	3,2	(LAWA, 2017)	7	(Blume et al., 2002)	10,5	(EFSA, 2009)
Blei	1,2	(LAWA, 2017)	166	(IHCP, 2008b)	125	(WHO, 2011)
Cadmium	0,3	(LAWA, 2017)	1,15	(IHCP, 2007)	29	(WHO, 2011)
Chrom	3,4	(LAWA, 2017)	62	(IHCP, 2005)	35	(Health Canada, 2010)
Kupfer	5,4	(LAWA, 2017)	78,9	(ECI, 2009)	4.935	(Health Canada, 2010)
Nickel	7	(LAWA, 2017)	50	(IHCP, 2008c)	385	(Health Canada, 2010)
Quecksilber	0,1	(LAWA, 2017)	0,3	(Wijk, 2004)	10,5	(Health Canada, 2010)
Uran	0,5	(Herwijnen und Verbruggen, 2014)	100	(Sheppard et al., 2005)	21	(Health Canada, 2010)
Zink	60	(LAWA, 2017)	26	(IHCP, 2010)	19.950	(Health Canada, 2010)
PAK	0,05	(LAWA, 2017)	0,71	(IHCP, 2008a)	5.950	(Kraus und Seis, 2015)
PCDD/F + dl-PCB	$3,3 \cdot 10^{-6}$	(Kraus und Seis, 2015)	$2 \cdot 10^{-5}$	(Herter und Külling, 2001; LUBW, 2003)	$1,6 \cdot 10^{-5}$	(Health Canada, 2010)

PNEC für die Schutzgüter Grundwasser (GW), Bodenorganismen (BO) und Mensch (M) (für eine 70 kg schwere Person).

Tabelle 7: PNEC der Pharmazeutika und Hormone

Schadstoff	PNEC _{GW} [µg/L] (SF)	Quelle	PNEC _{BO} nach Gleichung 1 [mg/kg]
17-α-Ethinylestradiol	$1 \cdot 10^{-5}$ (10)	(Bergmann et al., 2011)	$1,1 \cdot 10^{-4}$ bis $1,1 \cdot 10^{-3}$
17-β-Estradiol	$2 \cdot 10^{-5}$ (50)	(Bergmann et al., 2011)	$2,1 \cdot 10^{-4}$ bis $2,1 \cdot 10^{-3}$
Bezafibrat	1,2 (5.000)	(Bergmann et al., 2011)	0,71 bis 50
Carbamazepin	2,5 (10)	(Bergmann et al., 2011)	1,15 bis 72
Cefuroxim	4 (25.000)	(Bergmann et al., 2011)	0,74 bis 1,11
Ciprofloxacin	0,036 (50)	(Bergmann et al., 2011)	0,29 bis 112
Clarithromycin	0,2 (10)	(Bergmann et al., 2011)	0,87 bis 83
Diclofenac	0,1 (10)	(Bergmann et al., 2011)	0,14 bis 12,4
Levofloxacin	0,62 (50)	(Bergmann et al., 2011)	4,96 bis 1 934
Metoprolol	3,2 (1.000)	(Bergmann et al., 2011)	0,89 bis 34
Sulfamethoxazol	0,59 (10)	(Bergmann et al., 2011)	0,29 bis 62

PNEC für die Schutzgüter Grundwasser (GW) und Bodenorganismen (BO); In Klammern sind die angesetzten Sicherheitsfaktoren (SF) angegeben.

5.3.3 Schadstoffexposition

Das Expositionsmodell basiert auf dem 2003 publizierten Modell „Technical Guidance Document on Risk Assessment“ (IHCP, 2003) der Europäischen Kommission. Das TGD wurde für eine Risikobewertung organischer Schadstoffe entworfen. Es handelt sich um ein kinetisches Expositionsmodell, bei dem der Schadstoffgehalt in einem Umweltkompartiment von dem Gehalt zu Beginn (Anfangsbedingung), einem kontinuierlichen Eintrag sowie einem kontinuierlichen Austrag 1. Ordnung (Randbedingungen) abhängig ist (Gleichung 3).

Gleichung 3
$$c(t) = \frac{D_{Air}}{k} - \left(\frac{D_{Air}}{k} - c_0 \right) e^{-kt}$$

Mit: $c(t)$: Konzentration im Boden zur Zeit t [mg/kg]
 D_{Air} : tägliche massenbezogene Deposition [mg/(kg d)]
 k : Gesamte Austragsrate [1/d]
 c_0 : Stoffkonzentration zu Jahresbeginn [mg/kg]
 t : Zeit [d]

Der Schadstoffgehalt zu Beginn der Vegetationsperiode setzt sich zusammen aus dem bereits vorhandenen Schadstoffgehalt im Boden vor der Düngung plus den Eintrag durch den Dünger. Während der Vegetationsperiode wird der Schadstoff darüber hinaus kontinuierlich durch atmosphärische Deposition eingetragen. Der Austrag erfolgt über Versickerung, Verflüchtigung und biologischen Abbau (vgl. Abbildung 20). Um der erhöhten Stoffentnahme auf Ackerböden durch die Ernte Rechnung zu tragen, wurde das Modell um den Austragspfad Pflanzen erweitert (Gleichung 4). Der Schadstoffgehalt in der Pflanze wurde außerdem genutzt, um die Schadstoffaufnahme des Menschen zu berechnen.

Gleichung 4
$$k_{plant} = \frac{BCF \cdot Y \cdot DM_{plant}}{t_{growth} \cdot d \cdot \rho_{soil}}$$

Mit: k_{plant} : Pflanzenaufnahmerate [1/d]
 BCF : Bioakkumulationsfaktor [-]
 Y : Ernteertrag [kg/m²]
 DM_{plant} : Trockenmasse der Pflanze [%]
 t_{growth} : Wachstumsintervall der Pflanze (180) [d]
 ρ_{soil} : Lagerungsdichte des Oberbodens [kg/m³]
 d : Mächtigkeit des Oberbodens [m]

Für eine realistischere Bewertung der Schwermetalle wurde außerdem die Berechnung der Versickerung angepasst. Das beinhaltet vor allem die Berücksichtigung des pH-Werts und des Organikgehalts des Bodens, da diese Eingangsgrößen oftmals ausschlaggebend für die Mobilität von Schwermetallen sind. Der Verknüpfung zwischen pH, Organikgehalt und Sorptionskoeffizienten für anorganische Stoffe liegen Regressionen aus verschiedenen Studien zugrunde. Die Details dazu sind in (Kraus et al., 2019) genauer beschrieben.

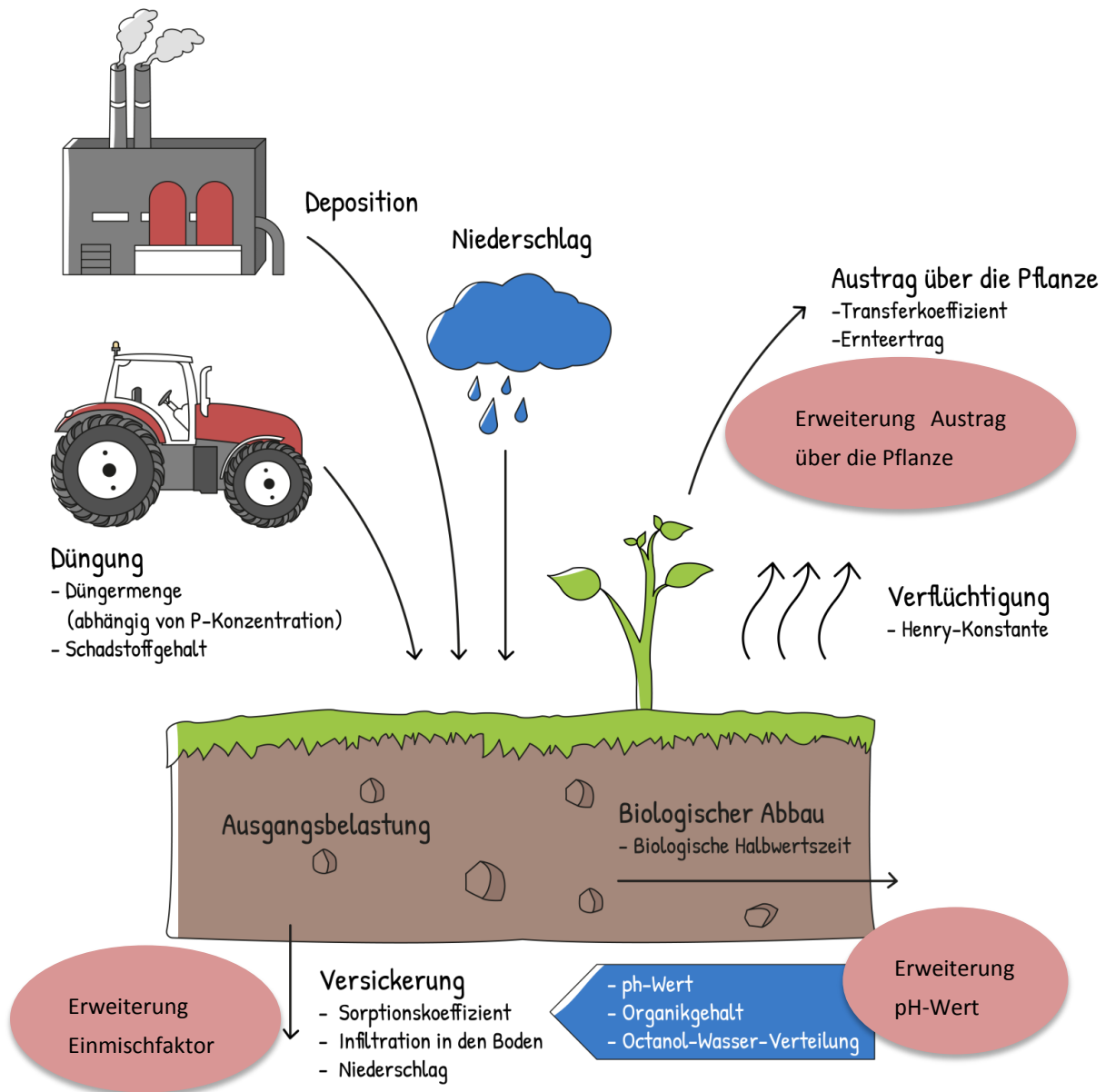


Abbildung 20: Eintrags- und Austragspfade des Expositionsmodells

Im TGD-Modell wird die Schadstoffkonzentration im Porenwasser mit dem PNEC für Grundwasser verglichen. Dies führt in den meisten Fällen zu Überschätzungen des Risikos, da keine Verdünnungseffekte vom Porenwasser ins Grundwasser betrachtet werden. Das Modell wurde deshalb durch einen Einmischfaktor des Sickerwassers in Grundwasser erweitert (Engesser, 2011). Der Einmischfaktor basiert auf der Massenbilanz zwischen Sickerwasser und Grundwasser und der Annahme, dass das anströmende Grundwasser bis zur Belastungsquelle unbelastet ist. Der Einmischfaktor berechnet sich durch:

Gleichung 5

$$EF = 1 + \frac{v_G \cdot d_m}{SWR \cdot L_m}$$

Mit:

- v_G : Fließgeschwindigkeit des Grundwassers (m/a)
- SWR: Sickerwasserrate (m/a)
- d_m : Mächtigkeit der Einmischzone (1 m nach LABO/LAWA)
- L_m : Länger der Schadstoffquelle in Fließrichtung des Grundwassers (m)

Die Porenwasserkonzentration wird anschließend durch den Einmischfaktor geteilt.

Der probabilistische Ansatz wurde durch die Generierung 100.000 unterschiedlicher Ackerböden in das Model implementiert. Dabei variierten wichtige Umweltparameter von Boden zu Boden und wurden zufällig miteinander kombiniert (Monte-Carlo-Simulation). Das Stoffverhalten wurde soweit wie möglich mit diesen Umwelteigenschaften verknüpft. Das Ergebnis der Simulation ist demnach nicht eine einzige Expositionsabschätzung, sondern sind 100.000 verschiedene Abschätzungen.

Die variablen Umwelteigenschaften sind der pH-Wert, die Niederschlagsmenge und der Organikgehalt des Bodens. Diese Eingangsgrößen wurden Wahrscheinlichkeitsverteilungen unterworfen, da auf Grundlage einer bereits durchgeführten Risikobewertung im Projekt P-Rex (Kraus und Seis, 2015) ein großer Einfluss auf die Mobilität der betrachteten Schadstoffe vermutet wurde. Als Orientierung sind in Tabelle 8 die Grenzen des 95 %-Konfidenzintervalls sowie die Verteilungsfunktion eingetragen.

Tabelle 8: Spannweite, verwendete Verteilungsfunktion und Datenherkunft der variablen Umweltbedingungen.

Eingangsgröße	Untere Konfidenz-intervallsgrenze	Obere Konfidenz-intervallsgrenze	Verteilungsfunktion	Quelle
Niederschlagsmenge	489 mm/a	1.399 mm/a	Gamma (versetzt)	(Wetterkontor, 2017)
pH-Wert *	5	7	Uniform	(VDLUFA, 2000)
Corg	0,8 %	4,3 %	Log-Normal	(Düwel et al., 2007; Sponagel et al., 2005)

* Gesamte Spannweite von Minimum bis Maximum angegeben

Der Simulationszeitraum erstreckt sich über 100 Jahre. Es wurde angenommen, dass während des gesamten Simulationszeitraums eine Erhaltungsdüngung mit durchschnittlich 60 kg P₂O₅/(ha a) stattfindet. Um schwankende Düngermengen zu berücksichtigen, wurde die Eingangsgröße Düngermenge ebenfalls einer Verteilung unterworfen. Im Gegensatz zu den oben beschriebenen Eingangsgrößen wurde hier jedoch kein Standortbezug angenommen. Die Düngermenge variiert demnach von Jahr zu Jahr für jeden der 100.000 generischen Ackerböden. Sie schwankt zufällig mit einer Standardabweichung von 10 kg P₂O₅/(ha a), somit werden in 95 % aller Fälle zwischen 40 und 80 kg P₂O₅ pro Hektar und Jahr gedüngt.

Das komplexe System Boden wurde im Expositionsmodell stark vereinfacht dargestellt. Jeder der generischen Ackerböden besitzt die gleiche Luft- und Feldkapazität, Lagerungsdichte und Infiltrationsrate. Diese Werte wurden dem im TGD beschriebenen Standard-Boden entnommen (IHCP, 2003) und entsprechen in etwa den Kennwerten eines sandigen Lehm- bzw. lehmigen Sandbodens. Für die Jahresmitteltemperatur, den Ernteertrag, die Pflanzentrockenmasse und den effektiven täglichen Weizenkonsum wurden ebenfalls Mittelwerte angenommen (Tabelle 9).

Tabelle 9: Mit Mittelwerten belegte substanzunabhängige Modelleingangsgrößen

Eingangsgröße	Annahme	Quelle
Luftkapazität	20 %	(IHCP, 2003)
Feldkapazität	20 %	(IHCP, 2003)
Feststoffgehalt	60 %	(IHCP, 2003)
Dichte der Feststoffe	2.500 kg/m ³	(IHCP, 2003)
Lagerungsdichte des Bodens	1.700 kg/m ³	(IHCP, 2003)
Tiefe des Ap-Horizonts	0,2 m	(IHCP, 2003)
Infiltrationsrate	25 %	(IHCP, 2003)
Jahresmitteltemperatur	283,2 K	(IHCP, 2003)
Ernteertrag	0,8 kg/m ²	(Worldbank, 2017)
Pflanzentrockenmasse	86 %	(LVLF, 2008)
Effektiver Weizenkonsum	90 g/(d Person)	(MRI, 2008; Schütze et al., 2003)

Neben den beschriebenen substanzunabhängigen Eingangsgrößen mussten auch substanzspezifische Größen definiert werden. Dazu gehören die Ausgangsbelastung im Boden, die atmosphärische Deposition und die Schadstoffgehalte in den betrachteten Phosphordüngern.

Wurden Pharmazeutika weder in den Phosphordüngern noch in entwässertem Klärschlamm nachgewiesen, fand eine Berechnung mit Schadstoffgehalten gleich der Nachweisgrenze für die direkte Düngung mit entwässertem Klärschlamm statt, um das maximale Risiko zu ermitteln. Die mittleren Schadstoffgehalte im Dünger sind in Kapitel 5.1.2 beschrieben.

Bei den Pharmazeutika und Hormonen wurde davon ausgegangen, dass sie nicht durch atmosphärische Deposition auf die Felder gelangen und die Ausgangsbelastung vernachlässigbar ist. Für die restlichen Schadstoffe sind die Konfidenzintervallgrenzen der Ausgangsbelastung und der atmosphärischen Deposition in Tabelle 10 aufgelistet. Die Konfidenzintervalle beziehen sich auf Verteilungsfunktionen, die auf Grundlage der Daten aus den angegebenen Referenzen erstellt wurden. Eine detaillierte Beschreibung des Modells mit sämtlichen Gleichungen und der Herleitung aller Eingangsgrößen sowie deren Verteilungsfunktionen und Regressionen ist in (Kraus et al., 2019) zu finden.

Tabelle 10: Hintergrundgehalte und atmosphärische Deposition der ausgewählten Schadstoffe

Schadstoff	Hintergrundgehalt [mg/kg]		Atmosphärische Deposition [g/(ha a)]			
	Untere und obere Konfidenzintervallgrenze		Referenz*	Untere und obere Konfidenzintervallgrenze		Referenz*
Arsen	0,001	0,08	(Hauenstein et al., 2008)	0,53	4,2	(UBA, 2016)
Blei	1,6	69	(Utermann et al., 2005)	1	56	(UBA, 2016)
Cadmium	0,042	0,37	(Utermann et al., 2005)	0,15	3,1	(UBA, 2016)
Chrom	0,02	5,3	(Utermann et al., 2005)	0,36	7,6	(UBA, 2016)
Kupfer	1,2	12	(Utermann et al., 2005)	4,4	114	(UBA, 2016)
Nickel	0,15	4,5	(Utermann et al., 2005)	1,8	28	(UBA, 2016)
Quecksilber	0,00002	0,003	(Hauenstein et al., 2008)	0,02	0,9	(UBA, 2016)
Uran	1	5,6	(Utermann et al., 2008)	0,5	1,5	(Dienemann und Utermann, 2012)
Zink	1,9	28	(Utermann et al., 2005)	43	479	(UBA, 2016)
PAK	0,1	0,3	(Blume et al., 2002)	6,8		(Fuchs et al., 2010)
PCDD/F + dl-PCB	2,7E-07	3,3E-06	(UBA, 2017)	1,1E-05	9,8E-05	(LANUV, 2017)

*Daten aus der Referenz wurden zum Erstellen einer Verteilungsfunktion verwendet. Keine Verteilung sondern nur ein konstanter Wert für die PAK-Deposition angenommen.

5.3.4 Risikocharakterisierung

Die Risikocharakterisierung erfolgt durch den Quotienten aus der berechneten Konzentration im Umweltkompartiment (*Predicted environmental concentration*: PEC) und der Konzentration, bei der keine negativen Auswirkungen zu erwarten sind (*Predicted no-effect concentration*: PNEC). Dieser Quotient wird als Risikoquotient (RQ) bezeichnet und kann nach seiner Höhe gruppiert werden.

RQ < 0,1

Vernachlässigbares Risiko: Die berechnete oder gemessene Konzentration liegt deutlich unterhalb des toxikologisch festgelegten Schwellenwerts. Selbst bei leichten Unsicherheiten bezüglich des Modells, der Modellannahmen oder der Messung, ist es sehr wahrscheinlich, dass der PNEC nicht überschritten wird.

0,1 < RQ < 1

Akzeptables Risiko: Die berechnete oder gemessene Konzentration liegt unterhalb des toxikologisch festgelegten Schwellenwerts. Gegebenenfalls können jedoch schon geringfügig veränderte Modellannahmen oder Messwerte zu einer anderen Bewertung führen. Je näher der Wert an 1 liegt, desto genauer muss geprüft werden wie sensibel die Bewertung auf veränderte Eingangsdaten reagiert. Risikoquotienten knapp unter 1 weisen außerdem auf einen eventuellen Handlungsbedarf hin, um ein Überschreiten

des PNEC auf lange Sicht zu verhindern.

RQ < 1

Nicht akzeptables Risiko: Der PNEC wird überschritten. Eine negative Auswirkung auf das Schutzgut kann demnach nicht mehr ausgeschlossen werden. Das liegt entweder daran, dass die abgeschätzte Exposition zu hoch ist - In diesem Fall muss das Risiko durch verminderten Schadstoffeintrag gesenkt werden - oder es liegt an einem sehr hoch angesetzten Sicherheitsfaktor bei der Erstellung des PNEC - In diesem Fall müssen weitere toxikologische Untersuchungen Klarheit bringen, inwieweit der niedrige PNEC begründet ist. Eine Risikoverminderung kann nur durch Expositionsminde rung oder Wissenserweiterung stattfinden. Bei sehr gut untersuchten Schadstoffen ist der Spielraum für Risikominderung durch Wissenserweiterung jedoch gering.

Die probabilistische Risikobewertung besitzt bereits eine integrierte Sensibilitätsprüfung, da für das Ergebnis wichtige Annahmen nicht auf einen Wert begrenzt werden, sondern innerhalb eines realistischen Wertebereichs variieren. Bei der hier durchgeführten Risikobewertung kann deshalb davon ausgegangen werden, dass Schadstoffe, die bezüglich eines Schutzguts auf allen generischen Ackerböden einen RQ kleiner als 1 aufweisen, dies auch unter sehr ungünstigen Annahmen der Anfangs- und Randbedingungen tun. Ein Worst-Case-Szenario wird also mitberücksichtigt.

In den folgenden Blockdiagrammen ist die Verteilung der Simulationsergebnisse aller generischen Ackerböden in die oben beschriebenen Risikogruppen dargestellt. Grün steht dabei für den Anteil vernachlässigbarer, gelb für den Anteil akzeptabler und rot für den Anteil nicht akzeptabler Risikoquotienten. Die Ergebnisse nach 100 Jahren Düngung mit ausschließlich einem der betrachteten Dünger werden verglichen mit einem 100-jährigen Referenz-Szenario, in dem keine Düngung stattfindet. Hier ist neben der Ausgangsbelastung nur die atmosphärische Deposition als Schadstoffquelle berücksichtigt.

5.3.4.1 Bewertung des Risikos durch anorganische Schadstoffe

Schutzgut Bodenorganismen

Das einzige Schwermetall, bei dem ein Risikoquotient für Bodenorganismen größer als 1 berechnet wurde, ist Zink. Bereits in dem Referenz-Szenario wird der PNEC von Zink in 3 % aller Expositionsabschätzungen überschritten (Abbildung 21).

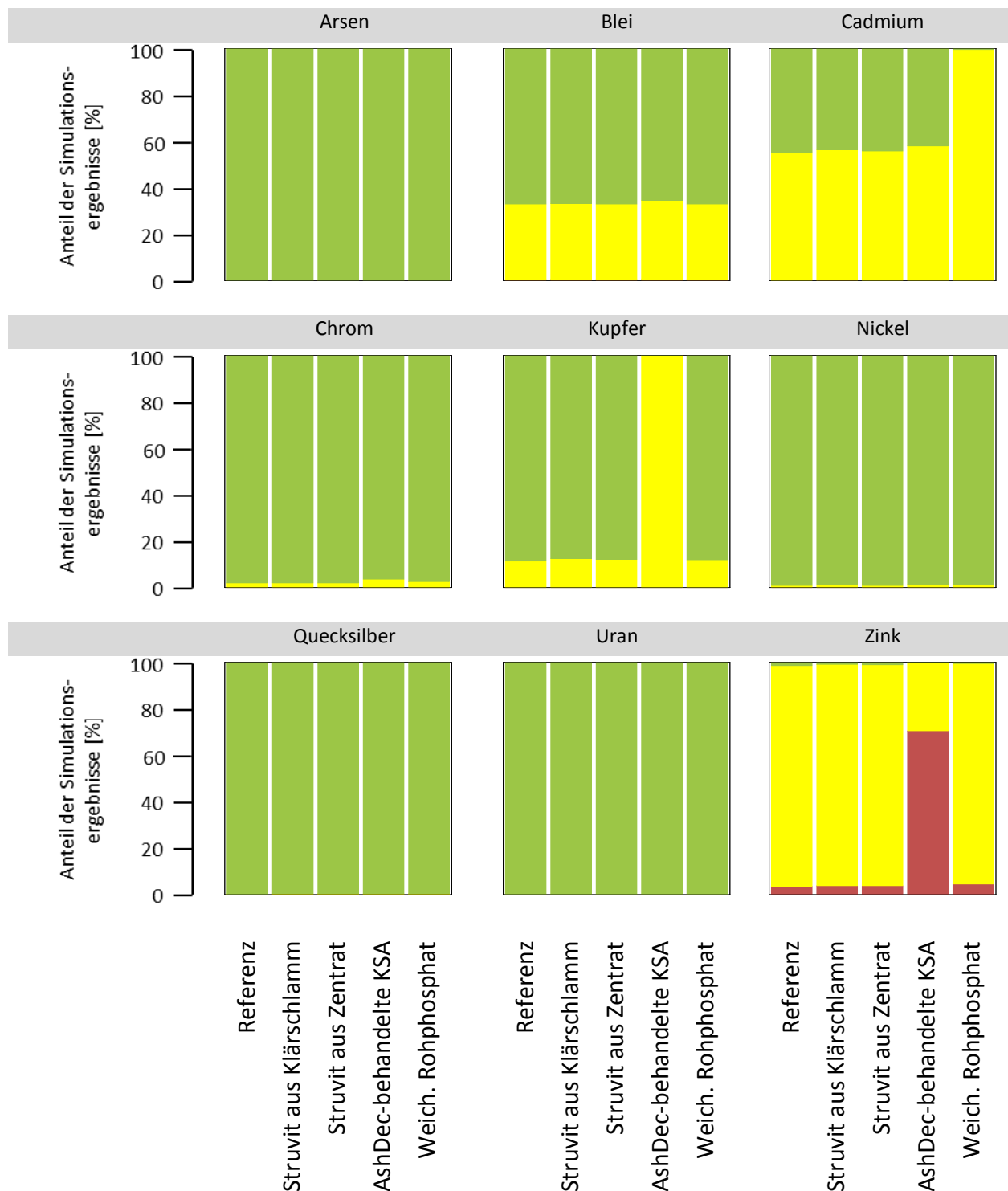


Abbildung 21: Risiko durch anorganische Schadstoffe für das Schutzgut Bodenorganismen

(grün: RQ < 0,1, gelb: RQ zwischen 0,1 und 1, rot: RQ > 1)

Obwohl Zink als Mikronährstoff für Pflanzen essenziell ist und teilweise gedüngt werden muss, liegt bereits ohne zusätzliche Düngung der Zink-Gehalt in einigen Ackerböden höher als der PNEC (Utermann et al., 2005). Hundert Jahre Düngung mit AshDec-behandelter Klärschlammasche erhöhen die Wahrscheinlichkeit einer PNEC-Überschreitung auf ca. 70 % und damit das Risiko einer negativen Auswirkung für Bodenorganismen. Obwohl Zink im AshDec-

Prozess angereichert wird, bleibt der Zinkgehalt dennoch problematisch hoch. Bei Struviten und Rohphosphat sind die Zinkeinträge deutlich geringer und führen zu keiner signifikanten Erhöhung des Risikos. Für die Erstellung des PNEC, dem 74 chronisch-toxikologische Werte verschiedener Trophieebenen zugrunde liegen, wurde ein Sicherheitsfaktor von 2 verwendet (IHCP, 2010). Zink ist somit toxikologisch bereits gut untersucht, eine Risikominderung kann nur durch eine Minderung des Zinkeintrags erzielt werden.

Der Kupfergehalt im Boden steigt ebenfalls durch die Düngung mit behandelter Klärschlammasche deutlich an. Anders als bei Zink kommt es hier jedoch, selbst unter ungünstigsten Umweltbedingungen, zu keiner PNEC-Überschreitung. Gleiches gilt für Cadmium bei der langjährigen Düngung mit Rohphosphat.

Der PNEC für Bodenorganismen wird wahrscheinlich überschritten, sollte Klärschlammasche oder ein daraus gewonnenes Rezyklat ohne signifikante Zinkanreicherung, trotz Einhaltung der momentan vorhandenen Grenzwerte den Weg in den Markt finden und über lange Zeit verwendet werden. Die restlichen untersuchten P-Dünger können bezüglich des Zinkeintrags für Bodenorganismen als unproblematisch bewertet werden.

Schutzgut Grundwasser

Das Grundwasser ist das sensibelste aller betrachteten Schutzgüter. Bereits ohne zusätzliche Düngung (Referenz-Szenario) kommt es bei Blei, Cadmium, Kupfer und Nickel auf einigen der generischen Ackerböden zu einer PNEC-Überschreitung. Ein zusätzlicher Eintrag dieser Schwermetalle ist deshalb per se kritisch. Neben diesen vier Schadstoffen kommt Zink bei der Düngung mit dem AshDec-Produkt als weiteres kritisches Schwermetall hinzu.

Grundlage der PNEC aller Schwermetalle sind die von der LAWA aufgestellten Geringfügigkeitsschwellenwerte. Für Kupfer existiert ein Grenzwert von 2 mg/L in der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2016). Zink wird hingegen aus toxikologischer Sicht nicht als problematisch angesehen. Auch die WHO sieht keinen Grund für einen Grenzwert aus gesundheitlicher Sicht, hat jedoch einen Richtwert von 3 mg/L aus geschmacklichen Gründen vorgeschlagen (WHO, 2011). Beide Werte liegen deutlich oberhalb der als PNEC verwendeten Geringfügigkeitsschwellenwerte für Zink und Kupfer. Durch die Überschreitung ist für Zink und Kupfer regional zu prüfen, wie der geogene Hintergrund beschaffen ist und ob es sich im Einzelfall tatsächlich um ein „nicht akzeptables“ Risiko handelt. In jedem Fall führt die langjährige Ausbringung von Produkten aus Klärschlamm oder Klärschlammasche ohne weitergehende Anreicherung der beiden Schwermetalle zu einer deutlichen Konzentrationssteigerung im Grundwasser. Egle et al. (2016) kommen mit einem etwas anderen Ansatz, in dem sie die Anzahl der Jahre auswerten, die ein Phosphatdünger aufgebracht werden kann bevor es zur Überschreitung einer kritischen Konzentration kommt, ebenfalls zu dem Schluss, dass Zink und Kupfer die kritischsten Schwermetalle in Klärschlamm und Klärschlammasche sind. Eine

thermische Behandlung von Klärschlammasche mit dem AshDec-Verfahren führt nicht zu einer ausreichenden Reduktion der Zink- und Kupfer-Einträge.

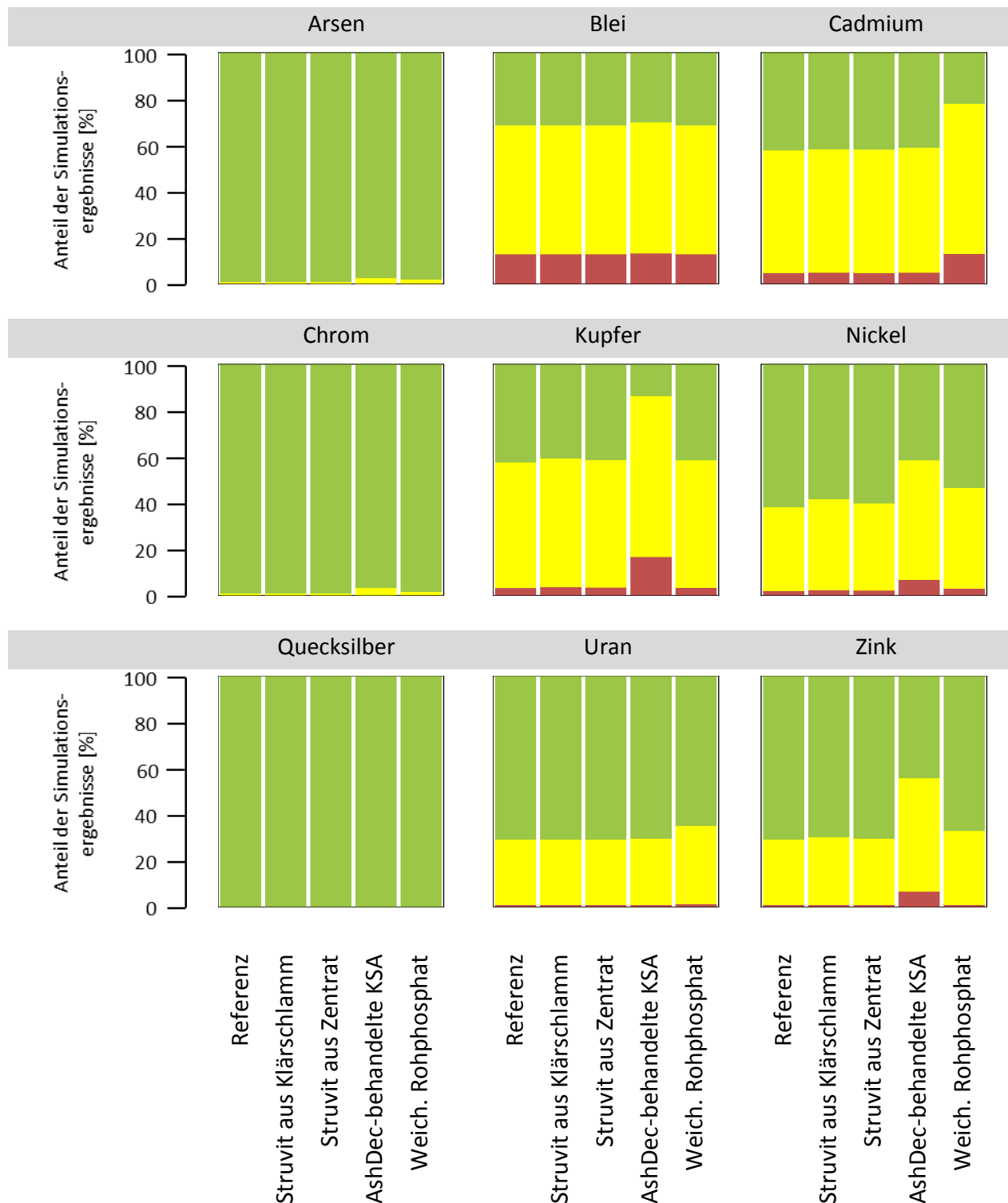


Abbildung 22: Risiko durch anorganische Schadstoffe für das Schutzgut Grundwasser

(grün: RQ < 0,1, gelb: RQ zwischen 0,1 und 1, rot: RQ > 1)

Bei Blei ist die Wahrscheinlichkeit einer PNEC-Überschreitung generell am höchsten. Es gibt jedoch keinen relevanten Unterschied zwischen dem Referenz-Szenario und der Düngung mit

den betrachteten Phosphor-Rezyklaten oder Rohphosphat. Das deutet darauf hin, dass vor allem frühere atmosphärische Deposition zu der hohen Belastung geführt hat. Dadurch, dass Blei bei pH Werten zwischen 5 und 7 jedoch stark an der Bodenmatrix sorbiert (US EPA, 1999), führen bereits geringe Einträge zu einer Akkumulation im Boden. Dünger mit niedrigen Blei-Gehalten, wie Struvite, werden daher besser bewertet.

Der Grenzwert von Cadmium in der Trinkwasserverordnung liegt um ein 10-faches höher (TrinkwV, 2016) als der angesetzte PNEC, was auf geringes humantoxikologisches Potential der berechneten Grundwasserkonzentration schließen lässt. Die Umweltqualitätsnorm für Süßwasser liegt für Cadmium wiederum bei $< 0,08$ bis $0,25 \mu\text{g/L}$ (LAWA, 2015) und damit unterhalb des PNEC. Eine dauerhaft erhöhte Cadmium-Konzentration im Grundwasser könnte sich negativ auf dessen Funktion als Speiser der Oberflächengewässer auswirken. Dieses Risiko könnte durch jahrelange Düngung mit Rohphosphat verschärft werden. Eine Düngung mit Struvit oder AshDec behandelter Klärschlammasche führt hingegen zu keiner signifikanten Erhöhung des Risikos durch Cadmium.

Schutzgut Mensch

Alle betrachteten Schadstoffe weisen im Referenz-Szenario ein vernachlässigbares oder akzeptables Risiko für den Menschen auf. Eine Anwendung von ausschließlich AshDec behandelter Klärschlammasche erhöht den Risikoquotienten für Kupfer und Zink signifikant. Das Risiko bleibt jedoch sehr wahrscheinlich im akzeptablen Bereich. Analog dazu wird die Cadmiumaufnahme des Menschen durch die 100-jährige Anwendung von Rohphosphat signifikant erhöht. Jedoch bleiben auch hier sämtliche Berechnungen unterhalb des TDI.

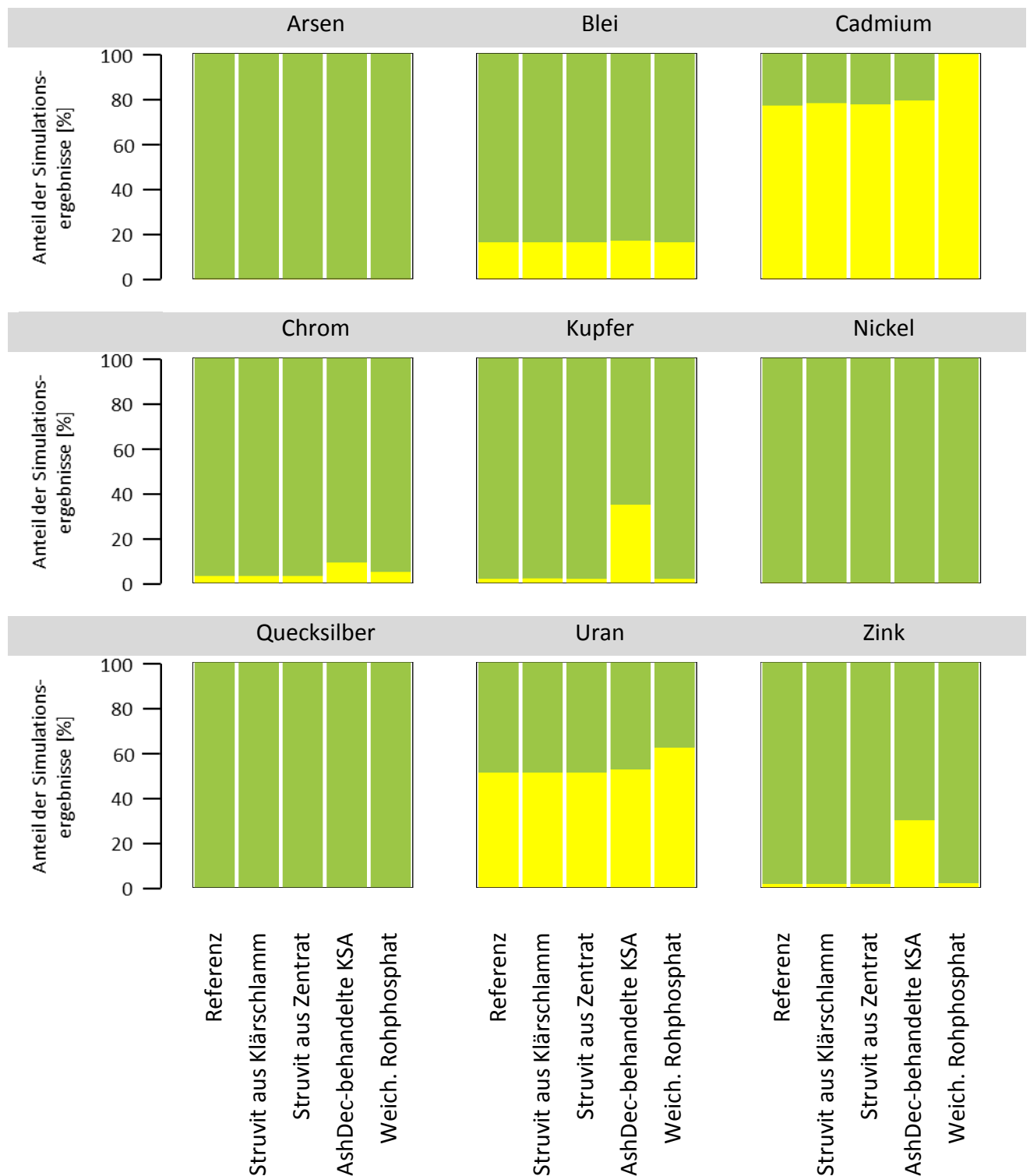


Abbildung 23: Risiko durch anorganische Schadstoffe für das Schutzgut Mensch

(grün: RQ < 0,1, gelb: RQ zwischen 0,1 und 1, rot: RQ > 1)

5.3.4.2 Bewertung des Risikos durch organische Schadstoffe

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigten kein erhöhtes Risiko durch organische unpolare Schadstoffe oder Pharmazeutika im Zuge der Düngung mit entwässertem Klärschlamm oder P-Rezyklaten. Sowohl für das Schutzgut Bodenorganismen als auch für Grundwasser kam es für die

meisten Schadstoffe zu keiner PNEC-Überschreitung. Eine Ausnahme bildet einzig 17 β -Estradiol, bei dem auf 16 % aller generischen Ackerböden der PNEC für Grundwasser überschritten wurde, sofern eine direkte Aufbringung von entwässertem Klärschlamm stattfand. Das Hormon wurde jedoch in keinem der betrachteten Phosphor-Rezyklate nachgewiesen. Darüber hinaus besitzt es mit 1 bis 10 Tagen eine relativ geringe Halbwertszeit in der Umwelt (Williams et al., 1999), weswegen selbst bei direkter Klärschlammverwertung über die Jahre keine Akkumulation im Boden oder Grundwasser erwartet wird.

Die Hauptursache für das geringe Risiko durch organische Schadstoffe liegt in dem im Vergleich zu den Schwermetallen im höheren Austrag. Der bestimmende Austragspfad ist für alle organischen Schadstoffe, selbst für die persistenten PCDD/F & dl – PCB mit Halbwertszeiten bis zu 82 Jahren (nach (IHCP, 2003) Tabelle 8: geschätzter Wert für persistente Stoffe), der biologische Abbau. 17 α -Ethinylestradiol, 17 β -Estradiol, Bezafibrat, Cefuroxim, Clarithromycin, Diclofenac, und Sulfamethoxazol werden innerhalb eines Jahres zu einem Großteil abgebaut. Dementsprechend kommt es trotz mehrjähriger Düngung nicht zu einer Anreicherung im Boden. Anders ist dies bei den schwer abbaubaren Pharmazeutika Ciprofloxacin, Levofloxacin, Metoprolol und Carbamazepin. Der Gehalt im Boden sowie die Grundwasserkonzentration bleiben jedoch deutlich unterhalb der jeweiligen PNECs. PCDD/F & dl – PCB und PAK₆ weisen teilweise zu Simulationsbeginn ein nicht vernachlässigbares Risiko auf. Dies gilt insbesondere für PAK₆ bezüglich Grundwasser und für die Dioxine bezüglich des Menschen. Infolge der gesunkenen Emissionen von PAK (Fuchs et al., 2010) und Dioxinen/Furanen (UBA, 2017) im Vergleich zu früheren Jahrzehnten kommt es jedoch im Laufe der 100-jährigen Simulation zu einer Minderung des Risikos. Obwohl viele Annahmen der organischen Schadstoffe und vor allem der Pharmazeutika auf wenigen empirischen Daten basieren, kann ein erhöhtes Risiko ausgeschlossen werden, so lang der biologische Abbau als Hauptaustragspfad innerhalb des angewandten Modells richtig eingeschätzt wurde (eine detaillierte Beschreibung ist in (Kraus et al., 2019) enthalten).

5.3.5 Zusammenfassung der Risikobewertung

Organische Schadstoffe führen aufgrund ihrer geringen Konzentrationen in den Phosphor-Rezyklaten aus dem Abwasserpfad zu keiner Risikoerhöhung bei langjähriger Düngung für das Bodenökosystem, das Grundwasser oder den Menschen. Bei anorganischen Schadstoffen muss jedoch vor allem bei Produkten aus Klärschlammasche sichergestellt werden, dass Zink und Kupfer vor der landwirtschaftlichen Anwendung ausreichend abgereichert werden. Auch der Blei-Gehalt sollte aufgrund der Akkumulationsfähigkeit in Böden möglichst gering sein. Rohphosphate enthalten hingegen große Mengen Cadmium, wodurch nach langjähriger Rohphosphat-Düngung die Cadmiumkonzentration im Grundwasser ansteigt und die Oberflächengewässer speisende Funktion des Grundwassers negativ beeinträchtigt wird. Der Uran-Gehalt in weicherdigem Rohphosphat ist hingegen für die untersuchten Schutzgüter nicht

als kritisch einzustufen. Eine Düngung mit Struviten führt zu den insgesamt geringsten Schadstoff-Einträgen und ist für sämtliche in dieser Studie betrachteten Schadstoffe als unkritisch anzusehen.

5.4 Evaluation der potentiellen Umweltwirkung bei Produktherstellung

5.4.1 Methodik der Ökobilanz

Die Ökobilanz (engl. Life-Cycle Assessment) ist eine Methode zur Bewertung von (technischen) Prozessen und Systemen mit Fokus auf der Quantifizierung potentieller Umwelteffekte. Als eine der am weitesten verbreiteten Methoden der „Umweltbewertung“ findet sie in Forschung und Industrie, aber auch im Bereich der Abwasser- und Schlammbehandlung Anwendung. Im Hinblick auf den Lebenszyklus eines Produktes oder einer Dienstleistung werden potentielle Umwelteffekte für ein definiertes System basierend auf quantitativen Informationen über Ressourcenverbrauch und Emissionen aller relevanten Prozesse berücksichtigt. Dies schließt sowohl direkte Umwelteffekte des „Vordergrundsystems“ vor-Ort als auch indirekte Umwelteffekte in der Vorkette (z.B. Stromproduktion) und in der Folgekette (z.B. Abfallentsorgung) mit ein, welche dem System zugeordnet werden (Abbildung 24). In der Ökobilanz werden auf Basis von Stoffflussmodellen des „Vordergrundsystems“ und Informationen aus Datenbanken für die Hintergrundprozesse alle relevanten Input- und Output-Flüsse entlang der Systemgrenzen aus der und in die Umwelt quantifiziert und aggregiert. Die resultierende Sachbilanz wird mit definierten Umweltindikatoren im Hinblick auf verschiedene Schutzgüter oder Umwelteffekte evaluiert.

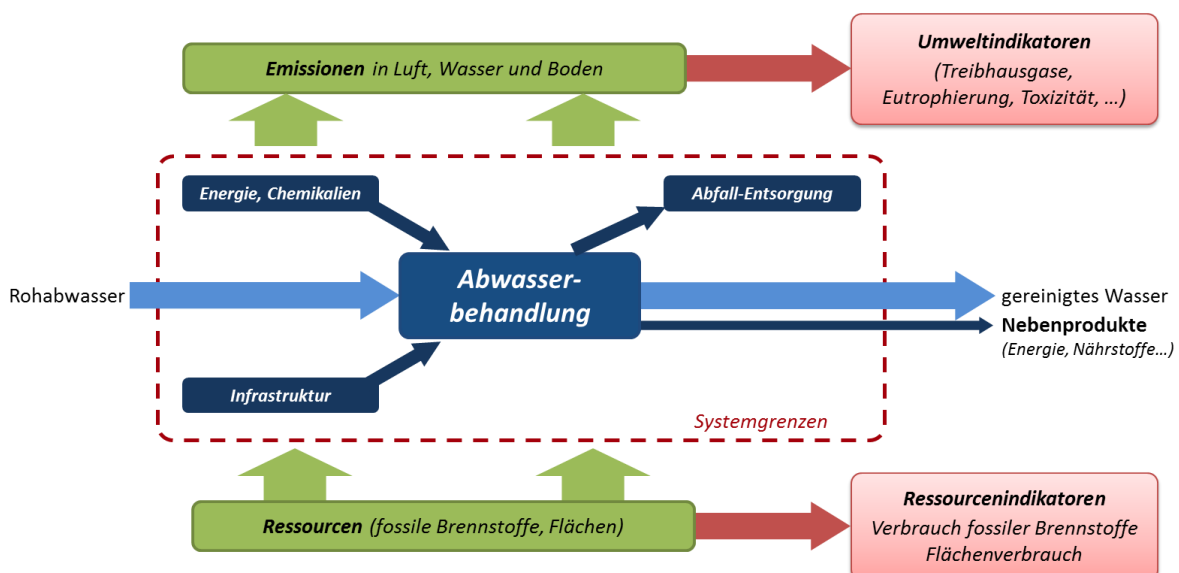


Abbildung 24: Prinzipieller Rahmen einer Ökobilanz in der Abwasserbehandlung

Die Erstellung der vergleichenden Ökobilanz erfolgt nach den Vorgaben der (ISO 14040, 2006) bzw. (ISO 14044, 2006). Die Ökobilanz gliedert sich in folgende Phasen:

1. Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens (u.a. der Funktion, der Systemgrenzen, der Szenarien)
2. Sachbilanz (Beschreibung der Daten für Vordergrund- und Hintergrundprozesse)
3. Wirkungsabschätzung (Berechnung von Umweltindikatoren und deren Normalisierung)
4. Auswertung (Diskussion und Interpretation der Ergebnisse im Hinblick auf Limitierungen der Studie und Berücksichtigung von Sensitivitäten)

Die Ökobilanz ist prinzipiell als iterativer Prozess zu verstehen, sodass die ursprüngliche Zielfestlegung, der Untersuchungsrahmen und die Folgeschritte im Verlauf des Erkenntnisprozesses geprüft und ggf. revidiert werden können.

5.4.2 Ziel und Untersuchungsrahmen

Ein direkter Vergleich der Rohphosphat-Produktion und –Anwendung mit der Rückgewinnung und Anwendung von Rezyklaten aus der Kläranlage ist nur bedingt möglich, da Rohphosphat-Produktion und Kläranlage definitionsgemäß unterschiedliche (Primär-)Funktionen haben. Daher wurden für die Ökobilanz zwei unterschiedliche Perspektiven definiert, welche unterschiedliche Ziele und Untersuchungsrahmen aufweisen:

1. Die Kläranlagen-Perspektive
2. Die Landwirtschafts-Perspektive

5.4.2.1 Ziel und Untersuchungsrahmen der Kläranlagen-Perspektive

Das Ziel einer Kläranlage ist die Abwasserbehandlung. Die Rückgewinnung von Phosphat kann nur eines von vielen Sekundärzielen darstellen.

Das Ziel der Ökobilanz in der Kläranlagenperspektive liegt in der Bewertung ökologischer Folgen der Rückgewinnung von P-Rezyklaten aus dem kommunalen Abwasserpfad, wobei Nebeneffekte durch die Implementierung von Verfahren mitberücksichtigt werden.

Die Zielgruppe dieser Bilanz besteht vornehmlich aus politischen Entscheidungsträgern, die sich mit der Gesetzgebung von Düngemitteln für den Ökolandbau auseinandersetzen. Darüber hinaus stellt die Bilanz eine wichtige Wissensgrundlage für die Beratung im Bereich der Kläranlagentechnik, die Planung und den Kläranlagenbetrieb dar.

System, Systemgrenzen, Funktion des Systems und funktionelle Einheit:

Das betrachtete System umfasst die Schlammbehandlung und Schlammentsorgung einer Kläranlage. Im Detail werden betrachtet:

- Die Schlammbehandlung, inkl. Schlammeindickung und Schlammfäulung, sowie die Verwertung von Faulgas in einem Blockheizkraftwerk (BHKW)

- Die Schlamm-entwässerung, sowie die Behandlung des Schlammwassers in der Kläranlage
- Der Transport des entwässerten Klärschlammes zu einer Verbrennungsanlage und dessen thermische Verwertung in der Monoverbrennung
- Die Entsorgung der Asche
- Aufwendungen und Nutzen einer Phosphorrückgewinnung aus Faulschlamm, Schlammwasser oder Klärschlamm-Asche für die Schlammbehandlung und Schlamm-entsorgung gegenüber einem Referenzzustand ohne Phosphorrückgewinnung

Nicht berücksichtigt werden in der Bilanz:

- Die eigentliche Abwasserbehandlung des Rohabwassers
- Eine Gutschrift für rückgewonnene Phosphat- oder Stickstoffdünger und demnach auch keine Rückgewinnungsrate
- Der Abtransport von Düngeprodukten von der Kläranlage zum Landwirt oder zu Dritten bzw. dessen Anwendung im Ackerbau oder im Wirtschaftskreislauf

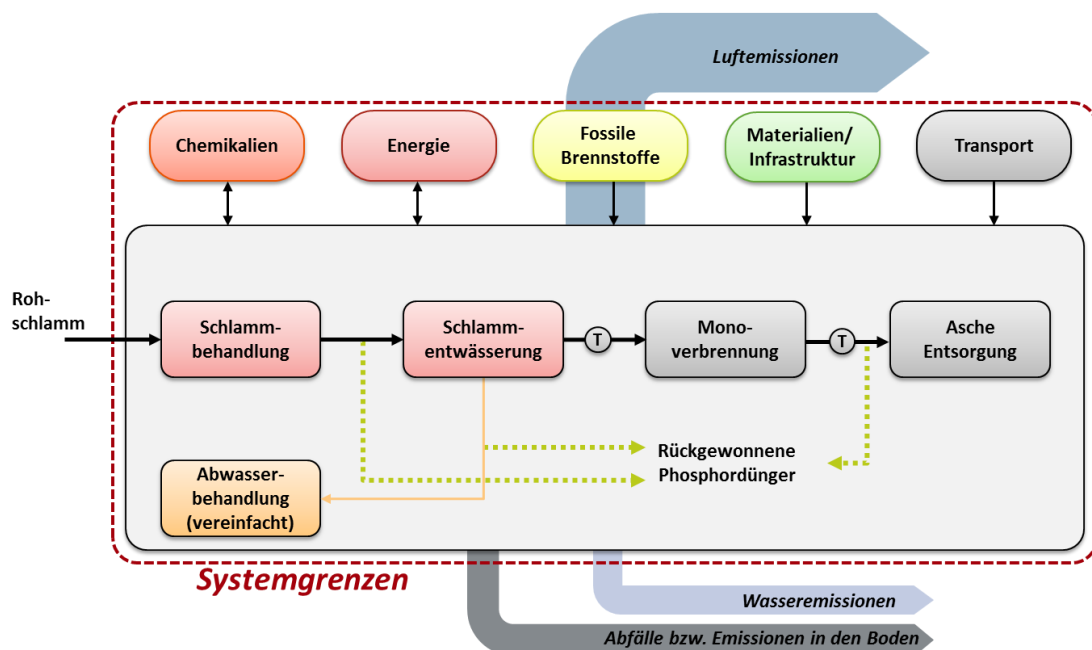


Abbildung 25: System und Systemgrenzen der Kläranlagen-Perspektive

Die Funktion des in Abbildung 25 dargestellten Teilsystems liegt in der Behandlung und Entsorgung von Rohschlamm einer typischen Kläranlage in Deutschland und stellt somit eine Teilfunktion des Gesamtsystems „Kläranlage“ dar.

Die funktionelle Einheit orientiert sich an der Funktion. In diesem Fall wird die Behandlung und Entsorgung von Rohschlamm auf einen Zeitraum, z.B. ein Jahr, bezogen. Zu Zwecken der Übersichtlichkeit wird zusätzlich die Umweltwirkung auf den Einwohnerwert (EW) bezogen. Die funktionelle Einheit der Ökobilanz für die Kläranlagen-Perspektive ist demzufolge „pro EW und Jahr“.

Referenzzustand und Referenzflüsse:

Das Referenzsystem bzw. Referenzklärwerk wurde aus einer kürzlich erfolgten Arbeit übernommen. Sämtliche Frachten, Ströme, Energieverbräuche und Annahmen bezüglich der Emissionen sind (Kraus et al., 2019) zu entnehmen. Es handelt sich hierbei genau um zwei Referenzzustände einer Großkläranlage mit 1 Mio EW. Im ersten Referenzzustand wird eine Kläranlage mit biologischer, im zweiten Referenzzustand eine mit chemischer Phosphorelimination betrieben.

Allokationsverfahren:

Allokationsverfahren sind erforderlich, wenn beispielsweise bei Produktionsprozessen mehrere Produkte entstehen und die Aufwendungen auf diese verteilt werden müssen. Hierbei ist Voraussetzung, dass die Produktion eines Produktes auch die Funktion des Systems ist. Da die Funktion des Systems in dieser Bilanz in einer Dienstleistung (der Behandlung und Entsorgung von Rohschlamm) liegt, werden alle potentiellen Umweltwirkungen dieser Dienstleistung und deren funktioneller Einheit zugeordnet. Dementsprechend sind keinerlei Allokationen notwendig.

Betrachtete Prozesse/ Szenarien:

Es wurden vergleichend zum Referenzzustand ohne P-Rückgewinnung die folgenden Verfahren (vgl. Kapitel 3.1 bis 3.5) betrachtet:

1. Die Struvitfällung im Faulschlamm ohne eine forcierte Rücklösung
2. Die Struvitfällung im Zentrat ohne eine forcierte Rücklösung
3. Die Struvitfällung im Zentrat mit einer möglichen forcierten Rücklösung
4. Das TetraPhos-Verfahren zur Rückgewinnung technischer H_3PO_4 aus Klärschlammasche
5. Das AshDec-Verfahren zur Umwandlung der Klärschlammasche in einen pflanzenverfügbaren P-Dünger

Ausgewählte Wirkungskategorien:

Die Auswahl der Wirkungskategorien erfolgte entsprechend ihrer Relevanz aus vergleichbaren Ökobilanzen. Die Auswahl ist in Tabelle 11 dargestellt.

Normalisierung:

Die Normalisierung projiziert die Umweltwirkung des Systems (hier: der Phosphorrückgewinnung) für die Wirkungskategorien auf eine gesamtgesellschaftlichen Ebene. Die Normalisierungsfaktoren sind ebenfalls in Tabelle 11 dargestellt.

Tabelle 11: Ausgewählte Wirkungskategorien und Normalisierungsfaktoren

Wirkungskategorie	wesentliche Beiträge durch	Methode/ Modell	Einheit	Normalisierungsfaktor (EU-27)	Quelle
Nicht-erneuerbarer kumulierter Energieaufwand aus fossilen und nuklearen Ressourcen (KEA)	Kohle, Erdgas, Rohöl, Uran	VDI 4600 (VDI, 2012)	MJ/ (EW a)	112.950	(Eurostat, 2016)
Treibhausgaspotential 100a (GWP)	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	IPCC 2013 (IPCC, 2014)	kg CO ₂ -Eq/ (EW a)	11.215	(ReCiPe, 2015)
Terrestrisches Versauerungspotential (TAP)	SO ₂ , NO _x , NH ₃	ReCiPe Midpoint (Goedkoop et al., 2009)	kg SO ₂ -Eq/ (EW a)	34,4	
Süßwassereutrophierungspotential (FEP)	Phosphat		kg P-Eq/ (EW a)	0,415	
Meerwassereutrophierungspotential (MEP)	Stickstoff		kg N-Eq/ (EW a)	10,1	

Datenqualität:

Die Daten wurden für bereits großtechnisch umgesetzte Verfahren teilweise durch Kläranlagenbetreiber zur Verfügung gestellt, vorwiegend (insb. im Bereich der Pilotanlagen) musste auf Daten von Technologieanbietern zurückgegriffen werden. Fehlende Daten wurden geschätzt. Tabelle 12 gibt eine Zusammenfassung der Datenqualität.

Tabelle 12: Datenqualität der Eingangsdaten für die Phosphorrückgewinnung

Daten	Quellen	Entwicklungsstand	Datenqualität
Vordergrundsystem			
Kläranlagen-Referenzsystem	(Kraus et al., 2019) nach Daten von (Krüger und Adam, 2014; Lengemann, 2017; Siemers, 2016), (ATV, 2000; Bardtke et al., 1994; DWA, 2007; Ewert und Kalauch, 2018; MUNLV, 1999; Remy, 2010; Ronchetti et al., 2002; Schaaf, 2017; Wicht, 1996)	-	hoch
Verfahren zur Fällung von Struvit	(Kraus et al., 2019) nach Daten von (Ewert und Kalauch, 2018; Gysin, 2017; Moerman, 2012; Ortwein, 2018; Remy und Jossa, 2015)	Großtechnik	hoch
TetraPhos	(Kraus et al., 2019) Schätzung	Pilot, Großtechnik in Bau	gering/ mittelmäßig
AshDec	(Kraus et al., 2019) nach Daten von (Remy und Jossa, 2015; Schaaf, 2017)	Pilot	mittelmäßig
Hintergrundsystem			
Energie	Deutscher Strommix, Wärme aus Erdgas nach (Frischknecht et al., 2005)	-	hoch
Transport und Chemikalien	(Frischknecht et al., 2005) , (Kraus et al., 2019)	-	mittelmäßig/ hoch

5.4.2.2 Ziel und Untersuchungsrahmen der Landwirtschafts-Perspektive

Das Ziel der Ökobilanz aus der Landwirtschafts-Perspektive liegt in der Bewertung ökologischer Folgen der Bereitstellung und Anwendung primärer und recycelter Phosphordünger.

Die Zielgruppe dieser Bilanz besteht ebenfalls vornehmlich aus politischen Entscheidungsträgern, die sich mit der Gesetzgebung von Düngemitteln für den Ökolandbau auseinandersetzen. Neben diesen stellt die Bilanz eine wichtige Wissensgrundlage für Ökolandbau-Verbände und Landwirte dar.

System, Systemgrenzen, Funktion des Systems und funktionelle Einheit:

Das betrachtete System umfasst die P-Düngemittelherstellung (primär und/oder recycelt), sowie den Transport zum Einsatzort (vgl. Abbildung 26). Nicht berücksichtigt werden in der Bilanz:

- Aufwendungen für die sachgemäße Aufbringung von P-Düngern
- Luft- und Wasseremission während und nach der Düngung, da es für Stickstoffemissionen kein Referenzsystem gibt (keinen konventionellen Stickstoffdünger), mit dem die Aufwendungen verrechnet werden können. Außerdem wurden bisher kaum/keine Emissionsfaktoren für Rezyklate erfasst.

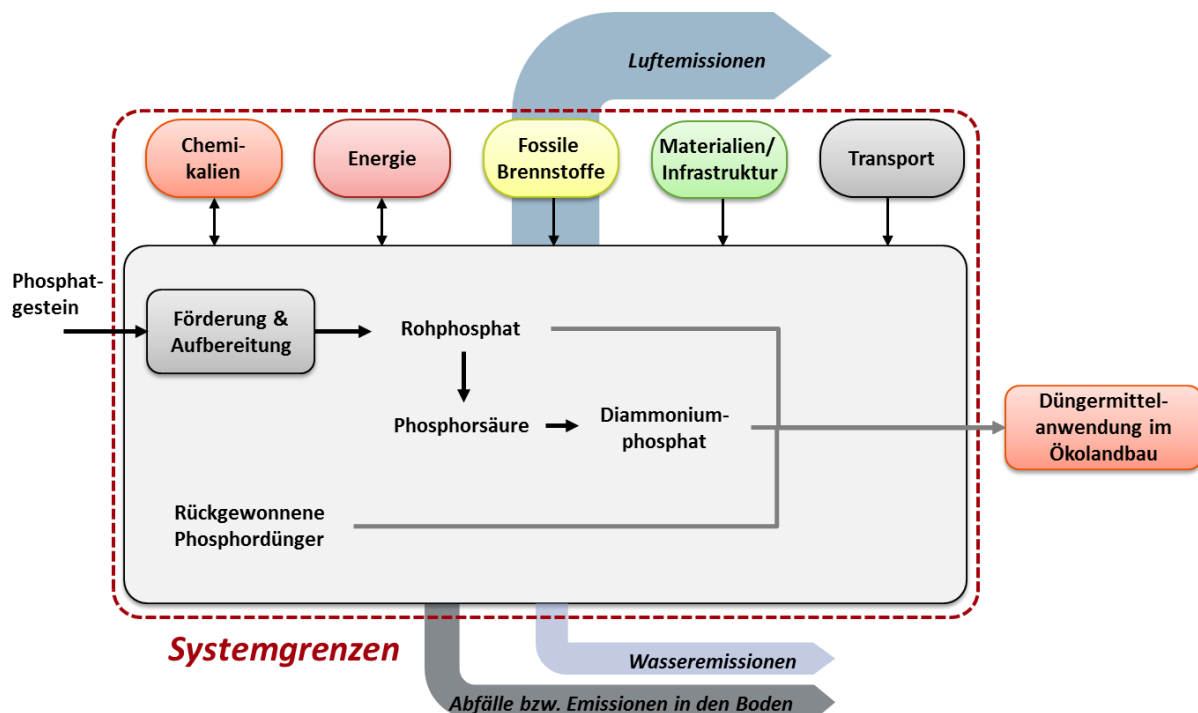


Abbildung 26: System und Systemgrenzen der Landwirtschafts-Perspektive

Die Funktion des Systems liegt in der Bereitstellung von P-Produkten für den Landwirt. Definitionsgemäß sind somit spezifische Aufwendungen für die Produktion und den Transport von P-Düngern zum Landwirt in der Funktion enthalten.

Gemäß der Funktion ergibt sich als funktionelle Einheit „pro kg P₂O₅“ (Gesamtgehalt), da über den Nährstoffgehalt eine Funktionsäquivalenz zwischen Düngern hergestellt werden kann. Jedoch zeigen unterschiedliche P-Dünger eine unterschiedliche Pflanzenverfügbarkeit. Daher wird zusätzlich eine weitere funktionelle Einheit mit „pro kg P₂O₅ (Pflanzenverfügbar)“ gewählt.

Allokationsverfahren:

Prinzipiell werden alle Aufwendungen für die Herstellung und den Transport auf die funktionelle Einheit bezogen. Jedoch haben einige Rückgewinnungsverfahren – nämlich die Verfahren zur Fällung von Struvit – in der Kläranlagen-Perspektive einen Netto-Nutzen anstelle eines Netto-Aufwandes, z.B. durch eine verbesserte Entwässerbarkeit, welche die Wärmemenge für eine nachfolgende Vortrocknung reduziert. Dieser Nutzen kann den Aufwand, z.B. Stromverbrauch und Magnesiumchlorid-Bedarf eines Verfahrens, übersteigen. Wird dieser Nutzen auf das Produkt in die Landwirtschafts-Perspektive übertragen, ergeben sich Unzulänglichkeiten, da ein Nutzen in der Kläranlage bzw. Schlamm Entsorgung faktisch einem Produkt zugeordnet wird. Aus der Perspektive des Landwirts ist dieser Nutzen jedoch nicht erkennbar. Letztendlich wurde bei einem Netto-Nutzen in der Kläranlagen-Perspektive die Aufwendung für die Herstellung des Produktes für die Landwirtschafts-Perspektive auf „Null“ gesetzt. Anders formuliert: ein Verfahren mit Netto-Nutzen in der Kläranlagen-Perspektive führt zu operativen Vorteilen im Betrieb und Struvit fällt im Zuge dieser betrieblichen Optimierung als Nebenprodukt aufwandsneutral an.

Betrachtete Produkte/ Szenarien:

Als Produkte wurden folgenden Primärmaterialien berücksichtigt:

1. Rohphosphat als zugelassener mineralischer Dünger im Ökolandbau
2. Diammoniumphosphat (DAP) als ein klassischer mineralischer Dünger in der konventionellen Landwirtschaft

Zudem wurden entsprechend der Kläranlagen-Perspektive folgende Rezyklate berücksichtigt:

3. Struvit aus der Fällung im Faulschlamm ohne eine forcierte Rücklösung
4. Struvit aus der Fällung im Zentrat ohne eine forcierte Rücklösung
5. Struvit aus der Fällung im Zentrat mit einer möglichen forcierten Rücklösung
6. Ein potentieller Dünger (hier: DAP) aus technischer Phosphorsäure, welche mittels des TetraPhos-Verfahrens aus Klärschlammasche hergestellt wurde
7. Das AshDec-Produkt aus Klärschlammasche nach dem AshDec-Verfahren

Ausgewählte Wirkungskategorien und Normalisierung:

Es wurden die gleichen Wirkungskategorien wie für die Kläranlagen-Perspektive angesetzt (siehe Tabelle 11). Es sei darauf hingewiesen, dass in einem erweiterten System inklusive Düngemittelanwendung alle Wirkungskategorien bis auf den KEA wesentlich durch die

Düngemittelanwendung beeinflusst werden, welche jedoch nicht in dieser Bilanz berücksichtigt wurde. Aus dem gleichen Grund wurden auch keine Toxizitätsindikatoren berücksichtigt. Risiken durch Schadstoffgehalte in Düngemitteln wurden umfänglich bereits in Kapitel 5.3 diskutiert.

Eine Normalisierung der Landwirtschafts-Perspektive wurde nicht vorgenommen, da eine Relation zwischen der funktionellen Einheit „kg Phosphat“ und Einwohner und Jahr speziell für den Ökolandbau nicht quantifizierbar ist.

Datenqualität:

Die Daten bezüglich der Rohphosphat- und DAP-Produktion wurden aus einer kürzlich durchgeführten umfangreichen Studie (Kraus et al., 2019) übernommen. Prinzipiell wird von einer sehr hohen Datenqualität ausgegangen (siehe Tabelle 13) ausgegangen, wobei sich die Daten auf gemittelte Werte beziehen, da jede Düngemittelfabrik eigenen Spezifika unterliegt.

Tabelle 13: Datenqualität der Eingangsdaten für die Produktion von Rohphosphat und DAP und den Transport

Daten	Quellen	Datenqualität
Vordergrundsystem		
Rohphosphat und DAP Produktion	(Kraus et al., 2019) nach Daten von (Althaus et al., 2007; Davis und Haglund, 1999; EC, 2007; EFMA, 2000a, b, c; Nemecek und Kägi, 2007; Patyk und Reinhardt, 1997; UBA, 2007)	hoch
Hintergrundsystem		
Transport	(Frischknecht et al., 2005)	mittelmäßig

5.4.3 Eingangsdaten (Sachbilanz)

5.4.3.1 Eingangsdaten der Kläranlagen-Perspektive

Die Eingangsdaten des Referenzsystems sind ausführlich in (Kraus et al., 2019) beschrieben. Das während der Faulung enthaltene Faulgas wird in einem BHKW in Strom und Wärme umgewandelt. Die Monoverbrennung des Klärschlamm produziert ebenfalls Wärme und etwas Strom. Die Betriebsdaten für die Phosphorrückgewinnungsverfahren wurden in den Jahren 2017 und 2018 über Fragebögen ermittelt. Eine Gegenüberstellung der wesentlichen Eingangsdaten bezogen auf das Referenzsystem im Bereich der Schlammbehandlung und der Verfahren, welche in die Schlammbehandlung der Kläranlage integriert werden, ist Tabelle 14 zu entnehmen. Die Sachbilanzdaten der Ascheverfahren sind in Tabelle 15 aufgeführt. Die Daten beziehen sich auf die in Kapitel 3.1 bis Kapitel 3.5 beschriebenen Verfahren.

Tabelle 14: Eingangsdaten für das Referenzsystem und die Struvitfällung im Faulschlamm bzw. Zentrat

Parameter	Einheit	Referenzsystem (BIO-P)	Fällung im Faulschlamm ohne Rücklösung	Fällung im Zentrat ohne Rücklösung	Fällung im Zentrat mit Rücklösung
Wasstrip					
Elektr. Strom	kWh/m ³	-	-	-	0,017
Faulung					
Elektr. Strom	kWh/m ³	3			
Wärme	kWh/m ³	30			
Gasertrag	L/kg oTR _{Zu}	463			
Abbaugrad	% des oTR	51,4			
Fällung im Faulschlamm					
PO ₄ -P _{Zu}	mg/L	250			
Effizienz	%	-	35	-	-
Elektr. Strom	kWh/m ³	-	0,75	-	-
MgCl ₂ (30 %)	mol Mg/P L/m ³	-	1,5 2,9	-	-
Entwässerung					
Elektr. Strom	kWh/m ³	2	2	2	2
Polymer	g WS/kg TR	12	9	12	11
TR _{Ab}	%	22	25	22	23
Fällung im Zentrat					
Zentrat		FS-Entwässerung			FS-Entwässerung & ÜS-Eindickung
PO ₄ -P _{Zu}	mg/L	250	25	250	180
Effizienz	%	-	-	85	85
Elektr. Strom	kWh/m ³	-	-	0,36	0,36
MgCl ₂ (30 %)	mol Mg/P L/m ³	-	-	1,2 2,3	1,2 1,7
NaOH (50 %)	L/m ³	-	-	0,04	0,04
Rückgewinnungsrate					
	%	0	7	15	30

Tabelle 15: Eingangsdaten für die Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammmasche

Parameter	Einheit	TetraPhos	AshDec
Inputs			
Elektr. Strom	kWh/t Asche	45	90
Wärme	kWh/t Asche	475	390
H ₂ SO ₄ (96 %)	kg/t Asche	240	-
HCl (30 %)	kg/t Asche	430	-
Sulfid	kg/t Asche	4,4	-
IEX	kg/t Asche	0,2	-
Na ₂ CO ₃ (fest)	kg/t Asche	-	280
Kalk (fest)	kg/t Asche	-	30
Outputs			
Rückstände	kg/t Asche	1000	30
H ₃ PO ₄ (70 %)	kg/t Asche	365	-
Dünger (20 % P ₂ O ₅)	kg/t Asche	-	1000
Fe/AlCl _x (15 %)	kg/t Asche	1170	-
Gips (fest)	kg/t Asche	390	-
Rückgewinnungsrate			
	%	89	98

5.4.3.2 Eingangsdaten der Landwirtschafts-Perspektive

Die Produktion von Rezyklaten sind samt ihrer Eingangsdaten in der Kläranlagenperspektive enthalten und wurden für die Landwirtschafts-Perspektive auf die dort gewonnene Menge an P_2O_5 bezogen, wodurch die Rückgewinnungsrate der unterschiedlichen Verfahren in diese Perspektive eingeht. Bei höherer Rückgewinnungsrate wird der Aufwand für die Rückgewinnung auf eine größere Produktmenge verteilt. Dadurch ergibt sich ein geringerer produktspezifischer Aufwand bei Verfahren mit geringeren Rückgewinnungsraten.

Bezüglich der Primärproduktion von Rohphosphat bzw. DAP wurden die Daten aus (Kraus et al., 2019) verwendet. Im Folgenden sind die wesentlichen Prozesse und Energie- und Chemikalienverbräuche kurz beschrieben.

Rohphosphat-Produktion

Das für den Ökolandbau relevante sedimentäre, weicherde Phosphaterz wird im offenen Tagebau abgegraben. Es handelt sich um eine Mischung aus Fluorapatit ($Ca_{10}F_2(PO_4)_6$) und Silikat (SiO_2) mit geringeren Mengen an Eisen- oder Aluminiumoxiden. Die Verteilung des Apatits ist über die Korngrößenverteilung der Partikel unterschiedlich, sodass durch Sieben bestimmter Fraktionen ein sogenanntes grobes „High-Grade“ Rohphosphat entsteht, dessen P_2O_5 -Gehalt zwischen 28 und 36 % liegt. Die verbleibende Feinfraktion wird mittels nasser mechanischer Verfahren (u.a. Stromklassierung, Flotation) von Verunreinigungen und insbesondere dem Silikat befreit und es entsteht ein sogenanntes feines „High-Grade“ Rohphosphat mit ähnlicher Konzentration. Beide Fraktionen zusammen bilden das handelsübliche Rohphosphat. Die Prozesswasser werden i.d.R. wiederaufbereitet und intern recycelt, da in den Produktionsländern des Maghreb oder im Nahen Osten Wasserknappheit herrscht. Sollten die Prozesswässer dennoch in die Umwelt entlassen werden, handelt es sich um Wasser mit Silikat, Eisen- und Aluminiumoxiden. Somit ist in diesem Prozessschritt nicht von starken Umweltverschmutzungen auszugehen. Chemikalien werden, wenn überhaupt nur in sehr geringen Mengen zur Unterstützung der Flotation eingesetzt. Die Rückstände von Stromklassierung und Flotation (Prozessschlämme mit Silikat, Eisen- und Aluminiumoxiden und geringen Mengen an Phosphat) werden in Becken statisch entwässert und anschließend wieder als Füllmaterial in den Tagebau gegeben oder aufgeschüttet.

Für die Verarbeitungsschritte werden etwa 50 kWh elektrischer Strom/t Rohphosphat und etwa 50 kWh Wärme/t Rohphosphat zur Trocknung der Feinfraktion benötigt. (Kraus et al., 2019)

Phosphorsäure- und Diammoniumphosphat-Produktion

Das Rohphosphat kann mit Schwefelsäure zu Phosphorsäure aufgeschlossen werden und anschließend zu verschiedenen Düngern wie z.B. DAP verarbeitet werden. Hinsichtlich der Wertschöpfungskette von dem Phosphaterz bis zum Phosphatdünger stellt die Phosphorsäure den energieintensivsten und auch ggf. für die Umwelt problematischsten Schritt da.

Bei der Reaktion von Rohphosphat mit einer äquivalenten Menge an Schwefelsäure entsteht ein auf 70-80 °C temperierter Nassschlamm, welcher eine Mischung aus schwacher Phosphorsäure und Gips darstellt. Der Gips – sogenannter Phosphorgips – wird mittels einer Filtration abgetrennt. Die Säure wird teilweise wieder zum Aufschluss verwendet. Die Überschusssäure wird mittels Verdampfer von 40 % auf 70 % aufkonzentriert. Hierbei werden erhebliche Mengen an Wärme benötigt. Energetisch werden etwa 200 kWh elektrischer Strom/ t Phosphorsäure (70 %) und etwa 1500 kWh Wärme/t Phosphorsäure (70 %) benötigt. Zudem werden für eine Tonne Phosphorsäure (70 %) etwa drei Tonnen Rohphosphat und beinahe drei Tonnen Schwefelsäure (98 %) verbraucht. Nicht zuletzt entstehen mit jeder Tonne Phosphorsäure (70 %) etwa fünf Tonnen Phosphorgips, welcher entweder auf Halden abgelagert oder im Ozean deponiert wird. Mit dem Gips gelangen so auch Phosphat, Schwermetalle und Nuklide in die Umwelt. Insbesondere Gipshalden ohne Basisabdeckung stellen mit Blick auf die Eutrophierung von Gewässern Probleme dar. So sind in der Nähe von Stettin bzw. Danzig in der Oder bzw. einem Seitenarm der Weichsel nach den Gipshalden erhöhte Phosphatkonzentrationen in den Flüssen von 200-800 µg/L gemessen worden. Vor dem Hintergrund verschiedener alternativer Verfahren erscheint die Phosphorsäure- und Gipsproduktion bei der fünfmal so viel Abfall wie Produkt entsteht im 21. Jahrhundert nicht mehr zeitgemäß. Jedoch erfolgte durch verschärfte gesetzliche Bestimmungen innerhalb der EU oft die Abwanderung der Produktion in Drittländer mit noch geringeren Anforderungen an den Umweltschutz. (Kraus et al., 2019)

Schlussendlich wird die Phosphorsäure u.a. mit Ammoniak z.B. zu einer DAP-Lösung neutralisiert welche nach dem Konditionieren als Produkt getrocknet wird. Pro Tonne DAP werden etwa 0,2 t Ammoniak (100 %), 0,9 t Phosphorsäure (70 %) sowie 30 kWh elektrischer Strom und 80 kWh Wärme benötigt. (Kraus et al., 2019)

Weitere Annahmen

Für den Transport der Primärmaterialien zum Landwirt wurde eine Mischrechnung für verschiedene für den deutschen P-Düngemittelmarkt relevanten Fabriken angenommen (8000 km Überseeschiff, 100 km Inlandschiff, 820 km Zug und 660 km LKW) nach (Kraus et al., 2019) angenommen. Der Transport der Rezyklate zum Landwirt wird mit lediglich 200 LKW-km angenommen.

Tabelle 16 gibt einen aus Kapitel 5.2 abgeleiteten Überblick über die angenommene Pflanzenverfügbarkeit der betrachtete P-Dünger.

Tabelle 16: Angenommene Pflanzenverfügbarkeiten in der Ökobilanz

Material	Relative Pflanzenverfügbarkeit gegenüber konv. P-Dünger
Rohphosphat	30 %
DAP aus Phosphorsäure (primär oder recycelt)	100 %
Struvit	100 %
AshDec-Produkt	80 %

5.4.3.3 Hintergrundprozesse

Die verwendeten Hintergrundprozesse für die Bilanzen der Kläranlagen- und Landwirtschafts-Perspektive sind Tabelle 17 zu entnehmen.

Tabelle 17: Hintergrundprozesse (RoW: Rest der Welt (meist ohne Schweiz), DE: Deutschland, GLO: Global, RER: Europa)

Material	Datensatz aus Ecolnvent 3.3 (Ökobilanz-Datenbank)	Bemerkung
Asche-Entsorgung	treatment of lignite ash, sanitary landfill [RoW]	-
Elektr. Strom	market for electricity, medium voltage [DE]	Strommix für Deutschland 2012-2016
Gips	market for gypsum, mineral [GLO]	-
Grünsalz FeSO ₄	market for iron sulfate [GLO]	-
H ₂ SO ₄	Datensatz nach (Kraus et al., 2019)	-
HCl	market for hydrochloric acid, without water, in 30 % solution state [RER]	-
IEX	market for cationic resin [GLO]	-
Kalk	market for lime, hydrated, loose weight [RoW]	-
MgCl ₂	MgCl ₂ wird als Konzentrat der Abfall-Sole aus der Kaliproduktion gewonnen, für die Konzentration sind 1.100 MJ/m ³ MgCl ₂ (30 %) erforderlich, bereitgestellt durch: market for heat, district or industrial, natural gas [Europe without Switzerland]	kein eigener Datensatz für MgCl ₂ verfügbar
Na ₂ CO ₃	market for soda ash, dense [GLO]	-
NaOH	market for sodium hydroxide, without water, in 50 % solution state [GLO]	-
Polymer	market for polyacrylamide [GLO]	-
Sulfid	market for sodium sulfide [GLO]	-
Transport	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 [RER]	Bezugsjahr 2009
Wärme	market for heat, district or industrial, natural gas [Europe without Switzerland]	Bezugsjahr 2009

5.4.4 Ergebnisse (Wirkungsabschätzung)

5.4.4.1 Energieaufwand

Die Struvitfällung im Faulschlamm weist ähnlich wie die Struvitfällung im Zentrat geringe energetische Aufwendungen hinsichtlich Chemikalienbedarf (MgCl₂) und elektrischem Strom (Belüftung und Rühren) auf (vgl. Abbildung 27). Durch die verbesserte Entwässerbarkeit (geringerer Wasseranteil im Schlamm und geringerer Energieverbrauch bei einer anschließenden Trocknung vor der Schlammverbrennung) und den verringerte Polymerverbrauch weist die Struvitfällung im Faulschlamm netto deutliche Gutschriften in der Kläranlagen-Perspektive auf. Diese operativen Vorteile treten bei der Fällung im Zentrat ohne forcierte Rücklösung nicht und bei der Fällung im Zentrat mit forcierter Rücklösung in geringerem Umfang auf. Sie weisen einen in etwa neutralen Nettoaufwand auf. Bei der forcierter Rücklösung entsteht eine zusätzliche energetische Entlastung (höherer Eingangs-TR bei der Überschussschlamm-Eindickung), sowie ein zusätzlicher Aufwand durch eine geringfügig verminderte Faulgasproduktion, da über das erste Zentrat auch leicht abbaubarer Kohlenstoff an der Faulung vorbeigeführt wird.

Verfahren zur P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche sind in der Kläranlagen-Perspektive deutlich aufwendiger. Ausschlaggebend sind hier insbesondere die Chemikalien Salz- und Schwefelsäure (bei TetraPhos) bzw. Natriumcarbonat (bei AshDec), sowie der Energieverbrauch (Strom, Wärme bzw. Erdgas). Für die Produktion von Nebenprodukten bzw. die Ascheentsorgung gibt es geringere Gutschriften, welche jedoch nicht die Aufwendungen kompensieren. Es ist von einem Netto-Aufwand von etwa 33 MJ/(EW a) für beide Verfahren auszugehen.

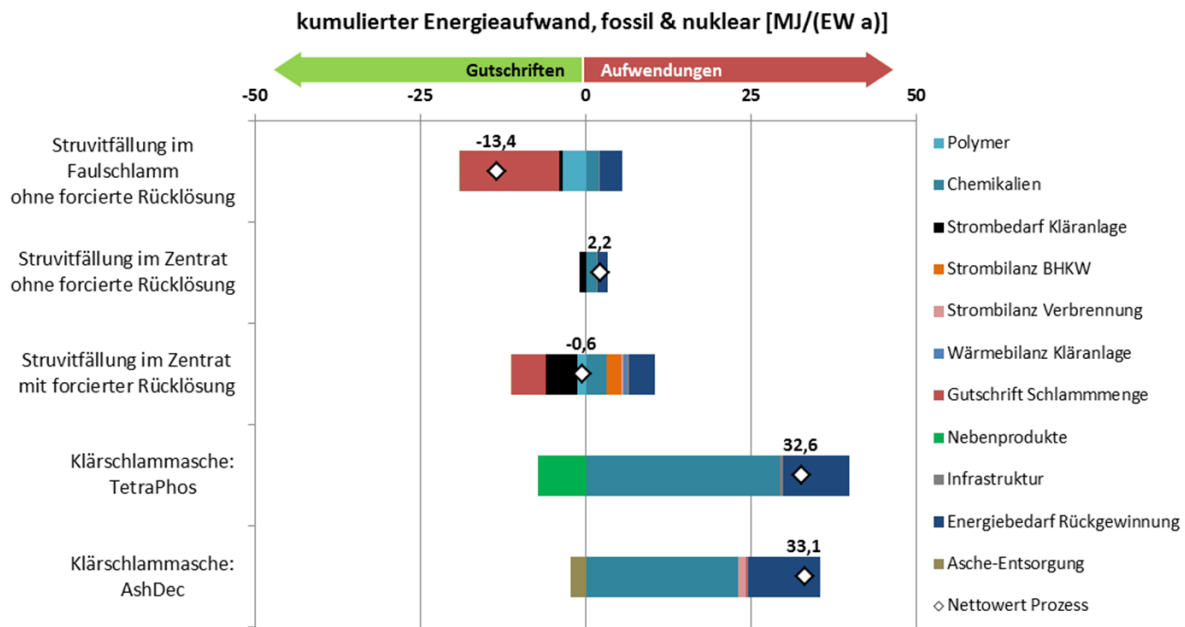


Abbildung 27: kumulierter Energieaufwand fossiler und nuklearer Ressourcen in der Kläranlagen-Perspektive

Nicht berücksichtigt sind in der Kläranlagen-Perspektive die unterschiedlichen Produktmengen und Rückgewinnungsraten. Diese sind in Abbildung 28 in der Landwirtschafts-Perspektive dargestellt. Für die sekundären Dünger wird der Aufwand pro EW und Jahr auf die rückgewonnene Produktmenge bezogen. Bei Verfahren, welche eine Netto-Gutschrift haben wird der Aufwand für die Herstellung auf „Null“ gesetzt. Als Primärmaterialien sind Rohphosphat und DAP gegenübergestellt. Für die Phosphorsäure des TetraPhos-Verfahrens wird faktisch ein Äquivalent-Produkt zu DAP angesetzt.

Die energetischen Aufwendungen sind i. d. R. durch die Produktion der Dünger und nicht durch deren Transport bedingt. Allein bei Rohphosphat wird davon ausgegangen, dass längere Transportwege bestehen, wodurch der Transport deutlich stärkere Aufwendungen aufweist. Bei DAP ist der Rohphosphat-Transport zu einer Düngemittelfabrik in Europa in den Aufwendungen für die Herstellung von DAP enthalten. Zudem ist der Transportaufwand pro Nährstoff bei Düngern mit höherem Nährstoffgehalt geringer. Vergleicht man die verschiedenen Dünger hinsichtlich ihres Gesamtgehaltes an P_2O_5 , so stechen die Struvitfällung im Faulschlamm und die Struvitfällung im Zentrat mit forcierter Rücklösung besonders positiv heraus, da diese Produkte energetisch komplett als Nebenprodukte auf der Kläranlage anfallen und die operativen Aufwendungen zur Rückgewinnung energetisch durch operative Vorteile auf der Kläranlage

getragen werden. Die Struvitfällung im Zentrat ohne forcierte Rücklösung ist von den Netto-Aufwendungen für Produktion und Transport vergleichbar mit der von Rohphosphat. Konventionelle Dünger wie DAP weisen pro Gesamtgehalt P_2O_5 einen deutlich höheren Energiefußabdruck auf, da Phosphorsäure und Schwefelsäure (also letztlich Schwefel, der oftmals aus Rohöl oder Erdgas gewonnen wird) in der Produktionskette eingesetzt werden. Für die Rückgewinnung aus Klärschlammasche sind die Aufwendungen vergleichbar mit DAP.

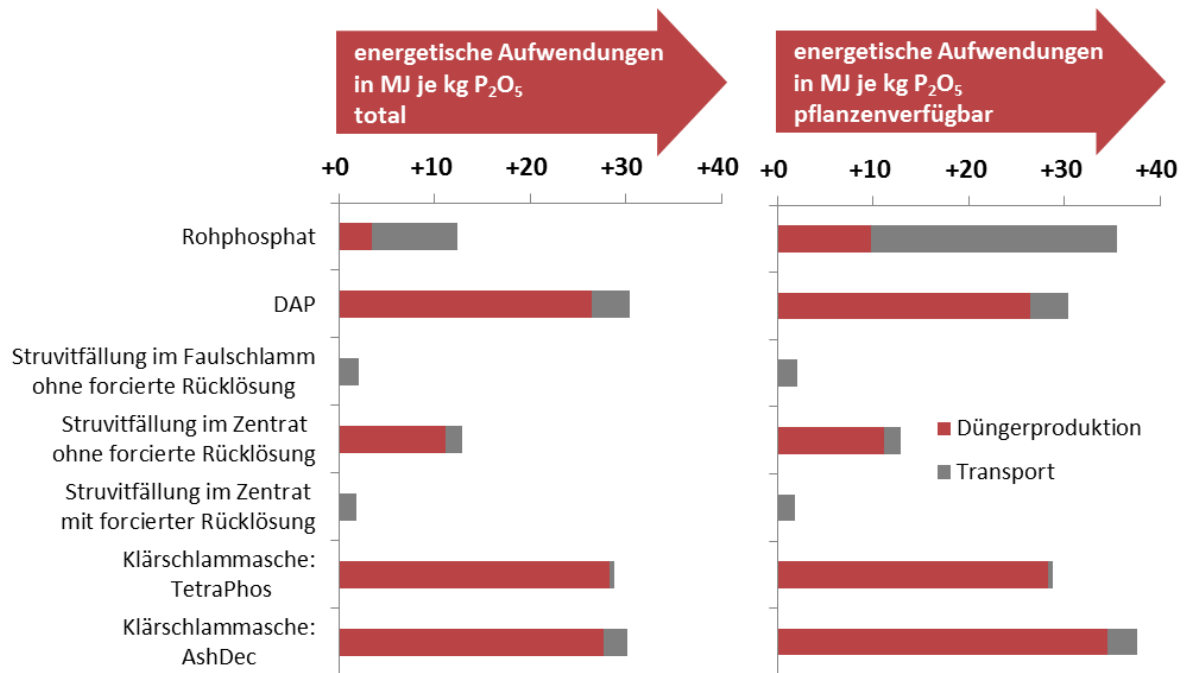


Abbildung 28: kumulierter Energieaufwand fossiler und nuklearer Ressourcen in der Landwirtschafts-Perspektive

Berücksichtigt man jedoch nur den pflanzenverfügbaren Anteil an P_2O_5 verschieben sich die Energieaufwendungen für einige Produkte deutlich. Rohphosphat hat aufgrund seiner bescheidenen Pflanzenverfügbarkeit einen spezifisch höheren Fußabdruck. Auch beim AshDec-Produkt kann keine hundertprozentige Düngewirkung festgestellt werden, sodass die spezifischen Aufwendungen steigen.

5.4.4.2 Klimawandel

Das Treibhausgaspotential ist bei der Kläranlagen-Perspektive stark an den Energieaufwand angelehnt, da direkte Emissionen der Verfahren eher irrelevant sind. Die Struvitfällung im Faulschlamm weist höhere Nettogutschriften bezüglich des Treibhausgaspotentials auf. Die Fällung im Zentrat ist analog zum Energieaufwand in etwa emissionsneutral. Ebenfalls analog zum Energieaufwand sind für die P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche vorwiegend CO_2 -Emissionen bei der Herstellung der benötigten Chemikalien relevant, sodass sich Netto-Emissionen von 1,4 bis 2,0 kg CO_2 -Eq/ (EW a) in der Kläranlagen-Perspektive ergeben. Die eingesparten und zusätzlichen Emissionen bei der Verbrennung bzw. der Rückgewinnung im AshDec-Verfahren resultieren aus der Tatsache, dass ein Teil des Klärschlammes nicht verbrannt,

sondern getrocknet in das Verfahren gegeben wird und somit die mit der Klärschlammverbrennung verbundenen N₂O-Emissionen zum Teil bei einem anderen Prozessschritt entstehen. Entlang der Prozesskette gleichen sich diese jedoch aus.

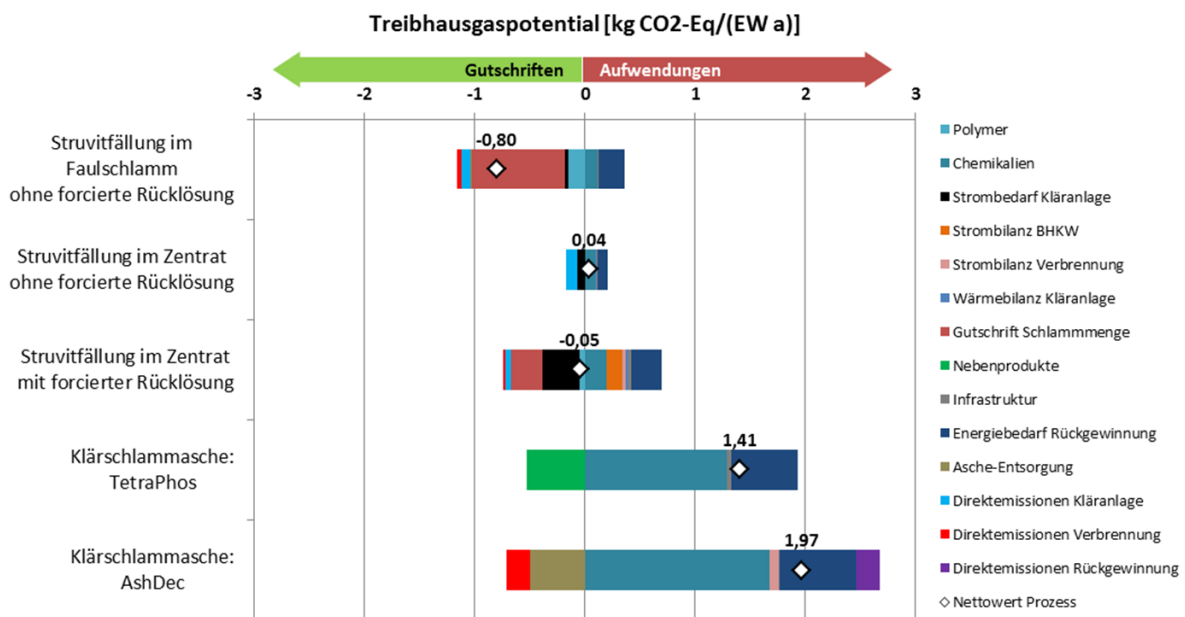


Abbildung 29: Treibhausgaspotential in der Kläranlagen-Perspektive

In der Landwirtschafts-Perspektive ergibt sich für das Treibhausgaspotential ein ähnliches Bild wie für den Energieaufwand (vgl. Abbildung 30).

Es sei angemerkt, dass die Düngemittelanwendung selbst nicht Teil des betrachteten Systems ist und die Stickstoff-bedingte Emission der Düngemittelanwendung (N₂O) nicht berücksichtigt wurden. Prinzipiell sind die Emissionen für Düngemittelproduktion und Transport sowohl bezogen auf den Gesamtgehalt an Phosphat als auch für den pflanzenverfügbaren Anteil für das Struvit sehr gering und für die konventionellen Dünger bzw. die Produkte aus Klärschlammmasche höher.

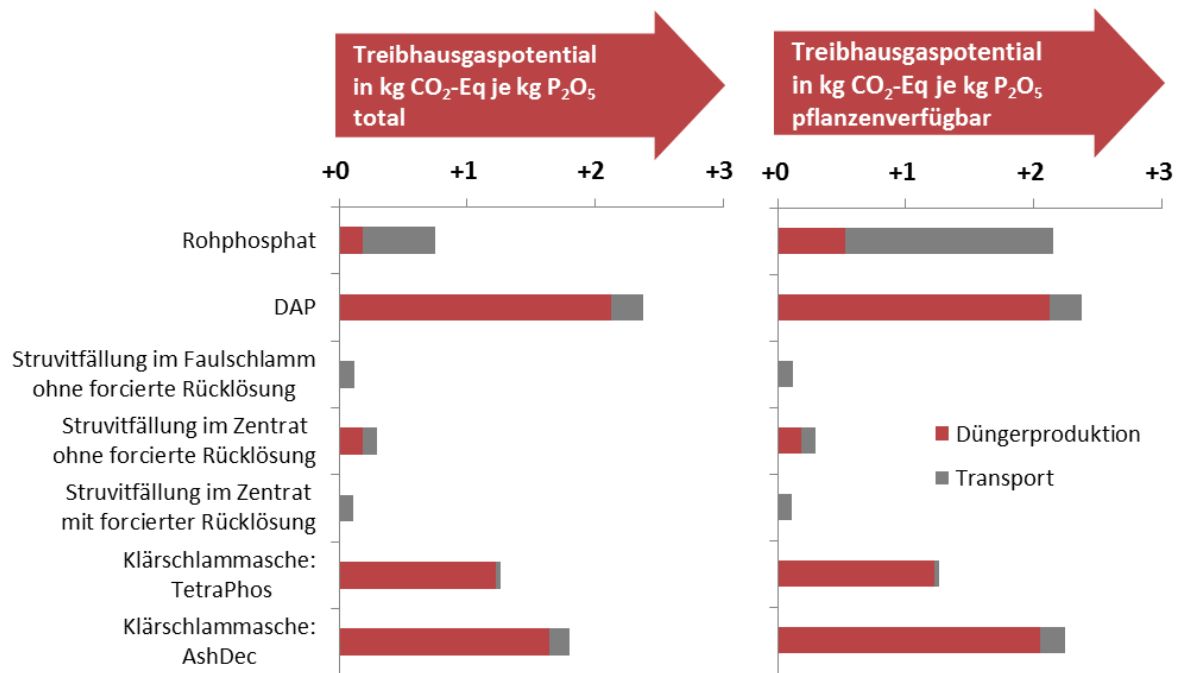


Abbildung 30: Treibhausgaspotential in der Landwirtschafts-Perspektive

5.4.4.3 Bodenversauerung

Das terrestrische Versauerungspotential wird vorwiegend durch Emissionen von Schwefeldioxid und Ammoniak beeinflusst. Die Struvitfällungsverfahren weisen leichte Emissionseinsparungen auf, welche teils durch die Prozesskette und teils durch die geringfügige Stickstoffentfrachtung des Schlammwassers entstehen. Das AshDec und das TetraPhos-Verfahren weisen wiederum chemikalienbedingt höhere indirekte Emissionen auf, welche primär aus den Schwefeldioxid-Emissionen bei der Schwefelsäure-Produktion bzw. Ammoniak-Emissionen bei der Natriumcarbonat-Herstellung resultieren (vgl. Abbildung 31).

Die Landwirtschafts-Perspektive zeigt jedoch, dass auch bei den Asche-Verfahren entsprechende zur potentiellen Versauerung führende Emissionen deutlich geringer sind als für konventionelle Dünger wie DAP, da hier pro kg P₂O₅ weitaus mehr Schwefelsäure eingesetzt wird als beispielsweise beim TetraPhos-Verfahren (vgl. Abbildung 32). Die ausschließlich transportbedingten Emissionen für Struvit sind im Vergleich vernachlässigbar. Auch für diese Wirkungskategorie gilt, dass sie bei Berücksichtigung der Düngemittelanwendung stark durch die stickstoff-bedingten Emissionen auf dem Feld (NH₃) beeinflusst ist und das Teilsystem Produktion und Transport ohne Düngemittelanwendung eher vernachlässigbar ist.

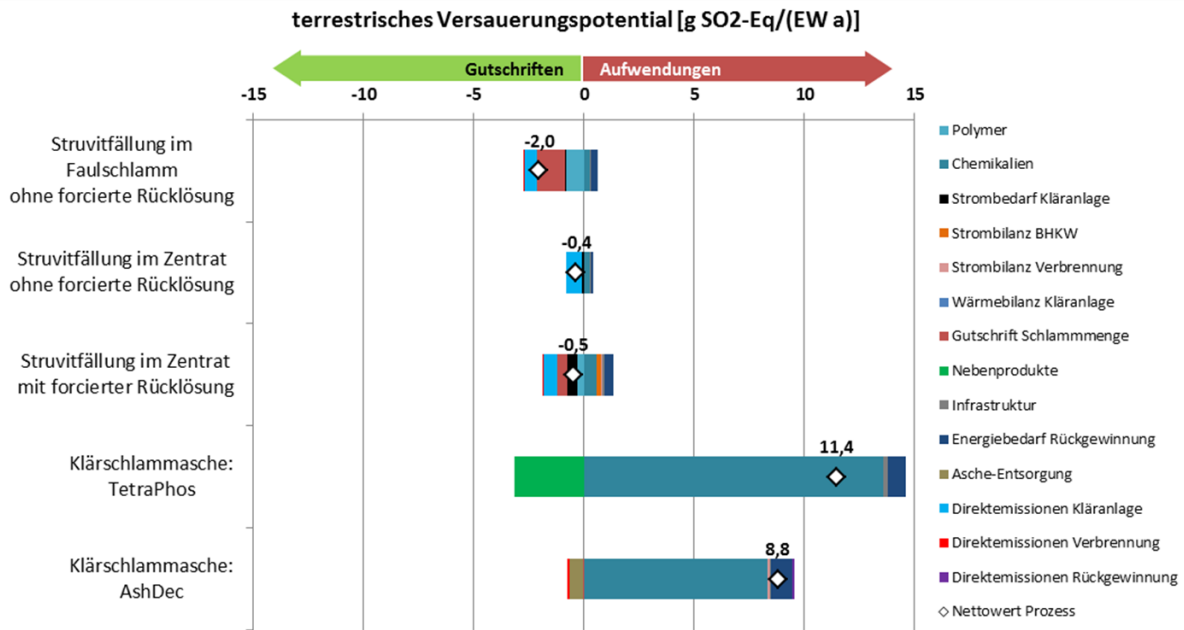


Abbildung 31: terrestrisches Versauerungspotential in der Kläranlagen-Perspektive

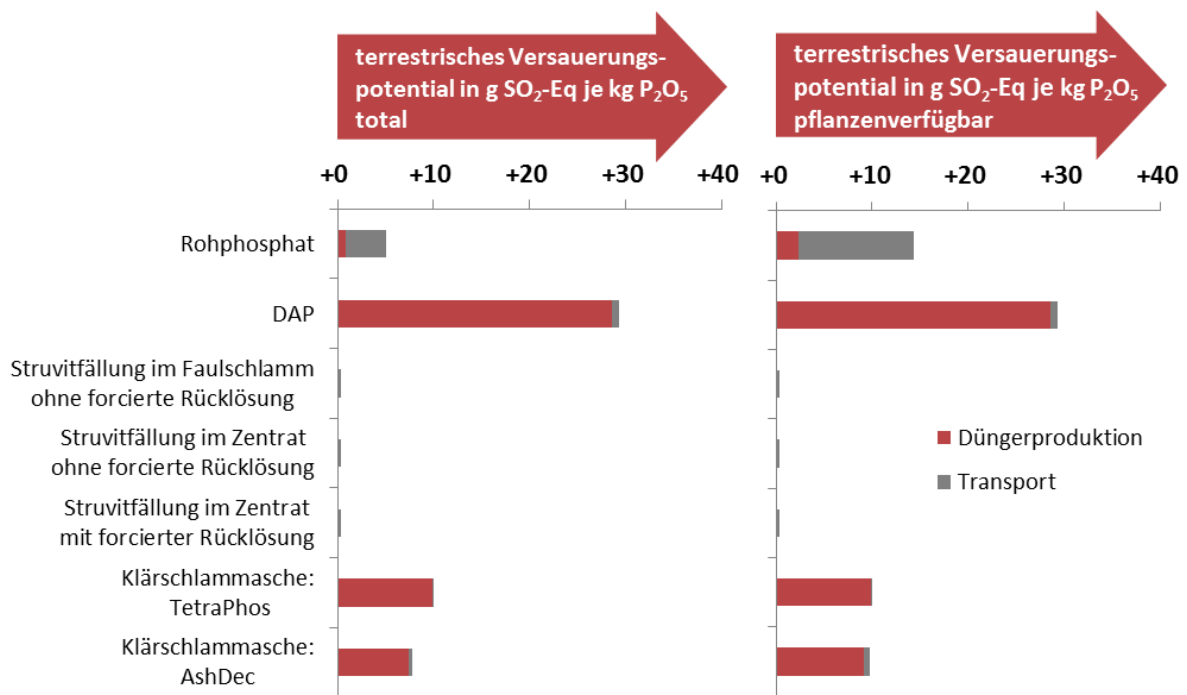


Abbildung 32: terrestrisches Versauerungspotential in der Landwirtschafts-Perspektive

5.4.4.4 Gewässerschutz/ Eutrophierung

Hinsichtlich der Emissionen von Phosphat und Stickstoff in Gewässer zeigen die Struvitfällungsverfahren ein deutliches Entlastungspotential bei Emissionen direkt aus der Kläranlage. Durch die gezielte Ausschleusung von Struvit und die damit verbundene Reduzierung der Rückbelastung wird die P- und N-Belastung der gesamten Kläranlage gemindert, was sich letztlich auch auf den Kläranlagenablauf auswirkt (vgl. Abbildung 33 und Abbildung 34).

Die Ascheverfahren weisen keine direkten Emissionen hinsichtlich der Eutrophierung auf. Lediglich indirekte Emissionen bzgl. des Stickstoffs in Form von NH_3 sind bei der Natriumcarbonat-Herstellung relevant.

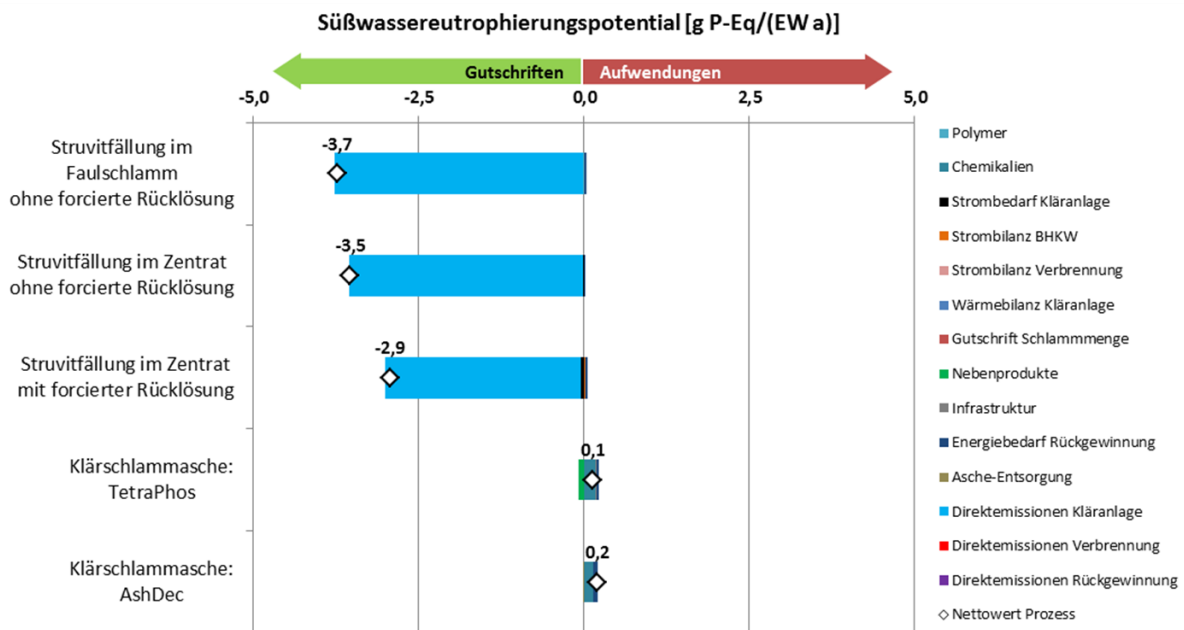


Abbildung 33: Süßwassereutrophierungspotential in der Kläranlagen-Perspektive

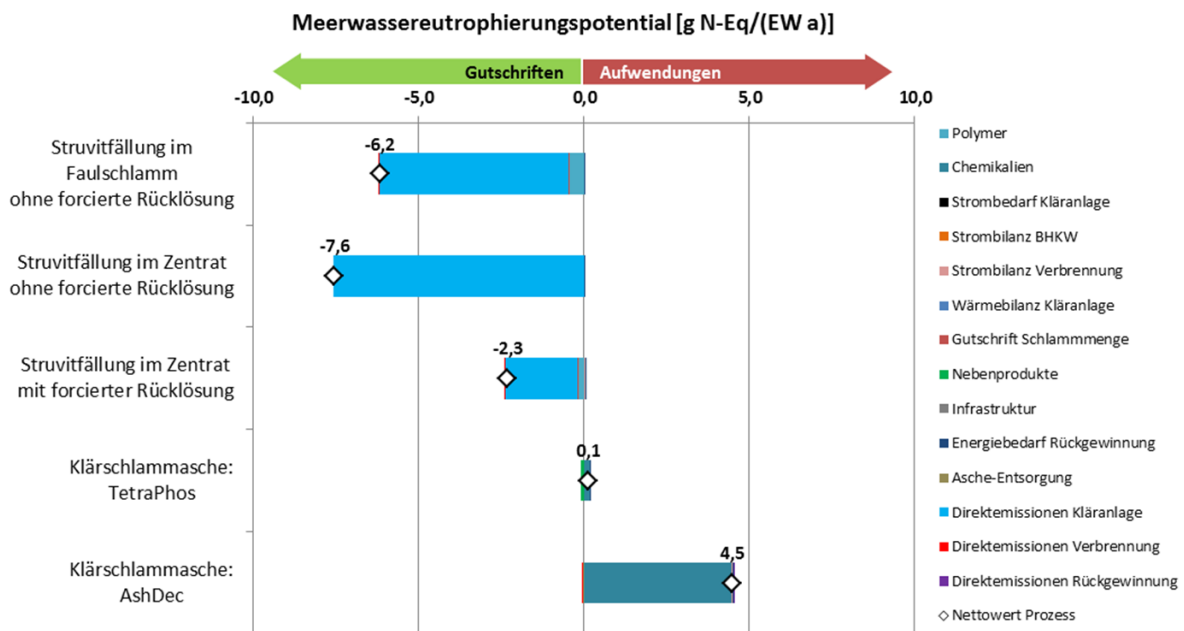


Abbildung 34: Meerwassereutrophierungspotential in der Kläranlagen-Perspektive

In der Landwirtschafts-Perspektive zeigt sich, dass die produktions- bzw. transportbezogenen Emissionen bzgl. Phosphat für alle Rezyklate, aber insbesondere Struvit, deutlich geringer sind als für konventionelle Dünger wie DAP bzw. je kg pflanzenverfügbares P_2O_5 im Rohphosphat (vgl. Abbildung 35). Bezüglich des Stickstoffs, zeigt sich der Einfluss der Landwirtschafts-Perspektive mit der Natriumcarbonat-Produktion assoziierten Ammoniak-Emission beim AshDec-Verfahren

deutlich. Inwieweit der verwendete Datensatz und der entsprechende Emissionsfaktor tatsächlich zutreffend ist, konnte im Rahmen des Projektes nicht geprüft werden. Letztlich sei angemerkt, dass auch die potentielle Eutrophierung, sowohl bezüglich des Stickstoffs, als auch bezüglich des Phosphats stark durch die Düngemittelanwendung beeinflusst ist und diese nicht in dieser Bilanz berücksichtigt ist.

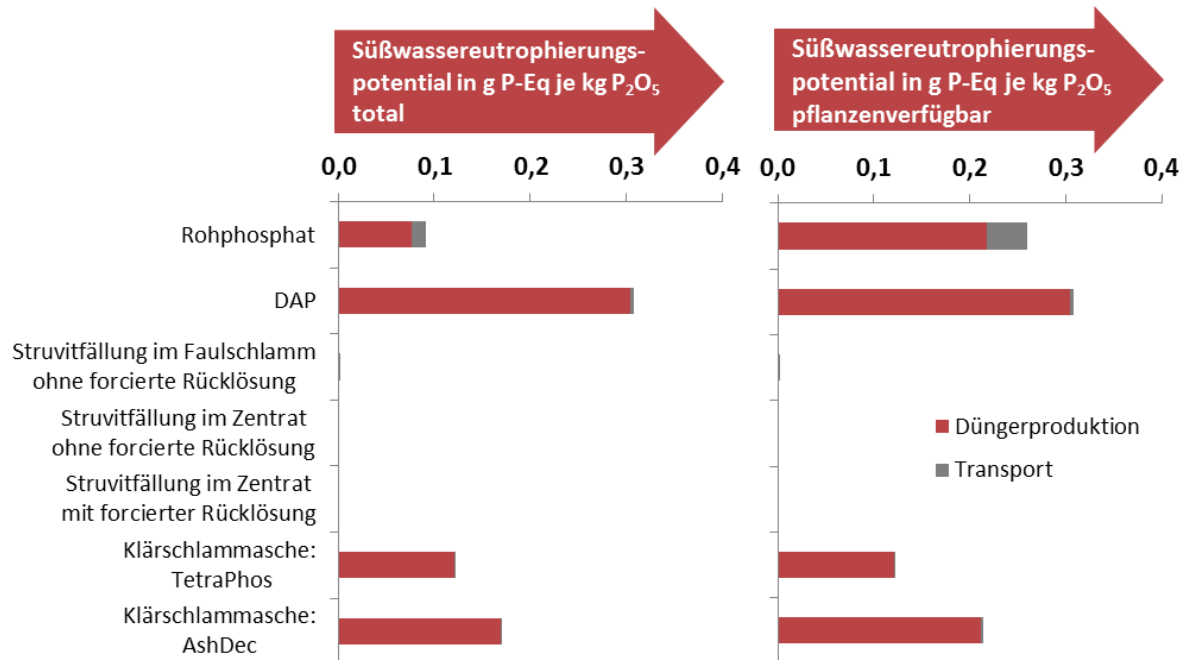


Abbildung 35: Süßwassereutrophierungspotential in der Landwirtschafts-Perspektive

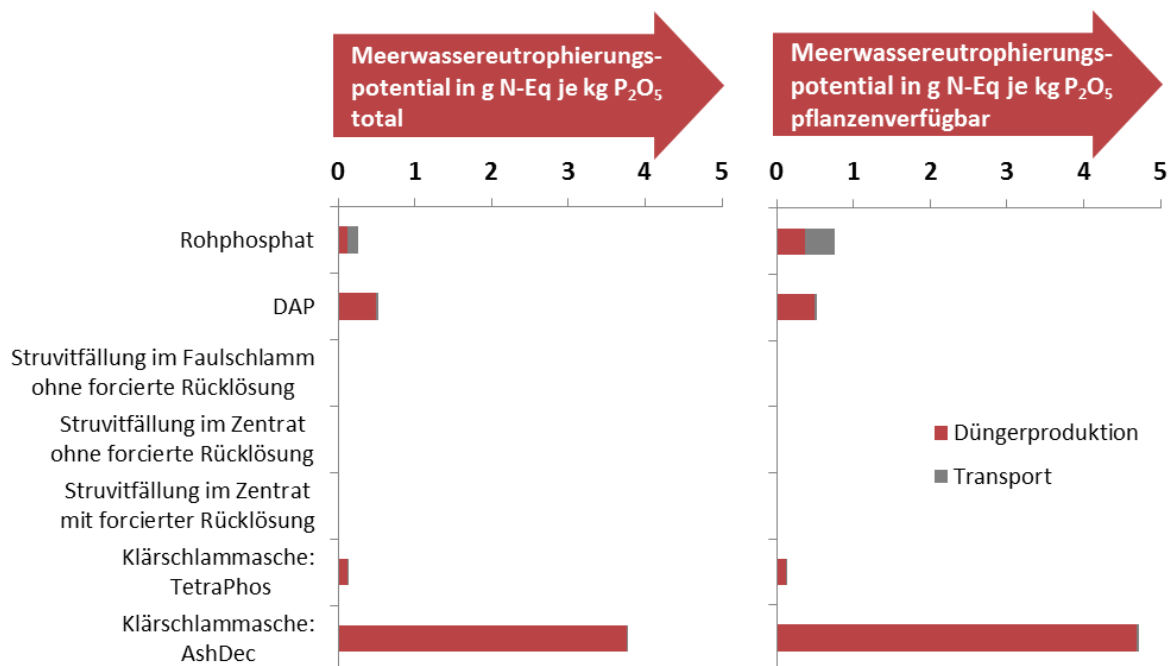


Abbildung 36: Meerwassereutrophierungspotential in der Landwirtschafts-Perspektive

5.4.4.5 Normalisierung

Die Normalisierung dient der Plausibilitätsprüfung der Ergebnisse und zeigt, ob das betrachtete System gesamtgesellschaftliche Relevanz hat. Hierzu wurden in dieser Studie die Nettowerte aus der Kläranlagen-Perspektive mit den Normalisierungsfaktoren in Tabelle 11 verrechnet. Abbildung 37 zeigt die Ergebnisse der Normalisierung. Es zeigt sich, dass die P-Rückgewinnung allgemein mit keinerlei gesamtgesellschaftlichen Aufwendungen oder Emissionen entscheidender Relevanz verbunden ist. Teils geht sie sogar mit Gutschriften einher. Der höchste Mehraufwand für die Produktion eines P-Rezyklats im System Kläranlage in einer der betrachteten Wirkungskategorien beträgt 0,03 % (Energieaufwand) und ist gegenüber anderen Faktoren (wie z.B. Industrie, Verkehr, Haushalte) gesamtgesellschaftlich vernachlässigbar. Es sei wiederum angemerkt, dass die Düngemittelanwendung nicht teil des Systems ist und diese teils mit erheblichen gesamtgesellschaftlich relevanten Emissionen verbunden ist. Die Studie von (Kraus et al., 2019) zeigte darüber hinaus das die Produktion konventioneller P-Düngern ebenso geringfügige normalisierte Werte zeigt.

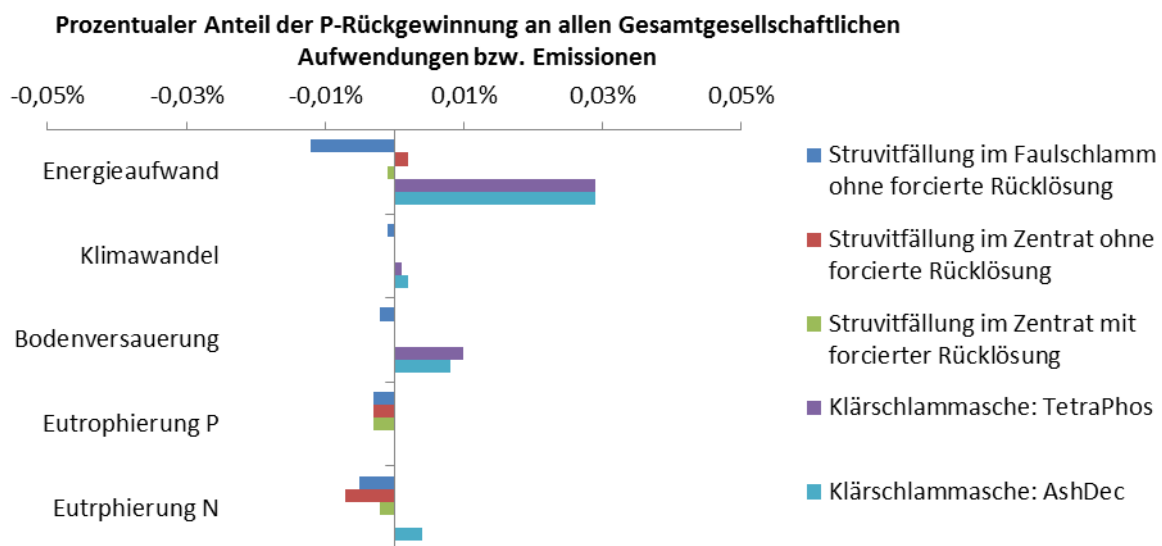


Abbildung 37: Ergebnisse der Normalisierung

5.4.5 Interpretation

Prinzipiell kann die Struvitfällung in den Kläranlagen als eine potentielle Umweltentlastung verstanden werden. Sie zeigt in allen Wirkungskategorien für die Kläranlagen-Perspektive entweder eine Aufwands- bzw. Emissionsneutralität oder ist z.T. sogar mit Gutschriften oder Emissionsminderungen verbunden. In der Landwirtschafts-Perspektive konnte für Struvit durchgehend ein geringerer Aufwand bzw. eine geringere Emission produktions- und transportseitig berechnet werden als für Rohphosphat oder einen konventionellen Dünger wie DAP. Letztlich sind allerdings sowohl die Limitierung der Anwendbarkeit entsprechender Verfahren auf BIO-P Kläranlagen und die geringen bis moderaten Rückgewinnungsraten in

Verbindung mit den gesetzlichen Vorgaben der Klärschlammverordnung für eine weitere Implementierung dieser Verfahren in Deutschland hinderlich. Verfahren zur P-Rückgewinnung aus Klärschlammasche sind prinzipiell aufwendiger und hinsichtlich der in der Ökobilanz gezeigten Wirkungskategorien mit der konventionellen P-Düngemittelherstellung vergleichbar. Hierbei sei vermerkt, dass lokale Emissionen der konventionellen P-Düngemittelindustrie (Sickerwässer aus Phosphorgipshalden bzw. die Entsorgung des Phosphorgipses im Ozean) nicht oder nur schwer in eine globale Umweltbewertung wie die Ökobilanz integriert werden können. und die vorliegende Bilanz nicht alle potentiellen Umweltbelastungen bzw. -entlastungen erfasst. Letztlich zeigt die Ökobilanz deutlich, dass die Struvitrückgewinnung in BIO-P Kläranlagen unabhängig von der Rückgewinnungsrate als „lowest hanging fruit“ der P-Rückgewinnung nicht nur aus operativen Gründen, sondern auch aus ökologischen Gründen sinnvoll ist.

5.5 Evaluation der Kosten für P-Rezyklate

Da Produktionskosten bzw. Verkaufspreise für P-Rezyklate entscheidend für die Abnahme sind, wird kurz auf ein paar wesentliche Punkte bzgl. der Kosten eingegangen. Eine detaillierte Kostenschätzung wurde in diesem Projekt nicht durchgeführt, jedoch werden einige prinzipielle Kriterien hinsichtlich der Bildung der Produktionskosten von P-Rezyklaten nach (Kraus et al., 2019) im Folgenden erläutert:

5.5.1 Struvit (bzw. Verfahren auf der Kläranlage)

- Brutto- oder Netto-Produktionskosten und Verkaufspreise für Struvit müssen nicht zwingend korrelieren und die Verkaufspreise von Struvit müssen sich momentan nicht zwingend am globalen Markt orientieren. Je nach Vertriebsstrategie und dem Engagement des Vertreibenden werden deutlich höhere oder deutlich geringere Endabnahmepreise gegenüber einem Marktpreis von 700-800 EUR/ t P₂O₅ erzielt.
- Die Rückgewinnung von Struvit in BIO-P Kläranlagen (in Kapitel 3) kann kostendeckend betrieben werden, wenn Kosteneinsparungen durch operative Vorteile (insbesondere die verringerte Schlammmenge und dadurch verringerte Entsorgungskosten) entstehen, was i.d.R. der Grund für die Implementierung eines solchen Verfahrens ist.
- Die Verfahren sind in größeren Kläranlagen wirtschaftlicher meist zu betreiben als in kleineren Kläranlagen. Nach (Kraus et al., 2019) betragen die Kapitalkosten in Kläranlagen mit 100.000 EW etwa 80 % der Gesamtkosten und in Kläranlagen mit 1 Mio EW etwa 50 % der Gesamtkosten.
- Die Betriebskosten sind weitestgehend größenunabhängig, dafür aber stärker von der exakten Verfahrensausführung bzw. -konfiguration abhängig.

5.5.2 Produkte aus Klärschlammasche

- Eine Aussage zum Verhältnis von Brutto- bzw. Netto-Produktionskosten und Verkaufspreisen ist spekulativ, da es noch keine Rezyklate aus Asche am Markt gibt.
- Prinzipiell kann davon ausgegangen werden, dass Verfahren, die gängige Industriechemikalien herstellen (wie z.B. TetraPhos mit techn. Phosphorsäure), sich weitestgehend mit entsprechenden Produkten am Marktpreis orientieren können.
- Eventuelle Nebenprodukte dienen ebenfalls der Wirtschaftlichkeit dieser Verfahren, wenn diese nicht entsorgt werden müssen.
- Die Verfahren rechnen sich im Gegensatz zu vielen Struvitverfahren nicht über operative Vorteile. Es muss also zwingend ein ausreichend hoher Erlös für die Produkte erzielt werden, damit ein Verfahren wirtschaftlich ist.
- Ascheverfahren werden prinzipiell deutlich größer gebaut. Eine halbwegs sinnvolle Mindestgröße entspräche etwa 15.000 t Asche/a (was etwa 2.5-3 Mio EW entspricht). Es ist jedoch davon auszugehen, dass wesentlich größere Anlagen beispielsweise in Chemieparks angestrebt werden, da durch die Anlagengröße und die Verfügbarkeit der Chemikalien die spezifischen Kosten entscheidend gesenkt werden können. Zudem ist es einfacher Aschen gefahrlos dorthin zu transportieren, als hochkonzentrierte Säuren und Basen zu den Verbrennungsstandorten, von wo aus dann auch noch die Rezyklate, Nebenprodukte und diverse Reststoffe abtransportiert werden müssen.

5.6 Rechtliche Rahmenbedingungen

Im Ökolandbau können P-Produkte aus dem Abwasserpfad erst dann eingesetzt werden, wenn sie für den Ökolandbau zugelassen sind. Dazu muss der Dünger bzw. die Quelle des Düngers in der Positivliste der Rahmenverordnung für den Ökologischen Landbau (EG Ökoverordnung **834/2007**) (EC, 2008) und ihren Durchführungsbestimmungen (EG Düngemittelverordnung **889/2008**) stehen. Nach derzeitiger Rechtslage wird die Ökozertifizierung für sämtliche Flächen aberkannt, auf denen abwasserbürtige Materialien (d.h. auch P-Rezyklate aus dem Abwasserpfad) ausgebracht werden.

In der **EG 889/2008** wird definiert, wie ökologische Produkte hergestellt bzw. erzeugt werden:

- **Annex I** stellt eine Positivliste der zugelassenen Düngemittel für den ökologischen Landbau dar. Im Fall mineralischer Phosphate wird hier weicherdiges Rohphosphat aufgeführt.
- **Annex IX** listet die erlaubten Stoffe, die eingesetzt werden dürfen, obwohl sie nicht originär aus dem Ökolandbau stammen.

Die Verordnung **EG 1235/2008** regelt die Konformität zu den EU Anforderungen importierter Produkte und Erzeugnisse aus Nicht-EU-Staaten. Dabei geht es vor allem um Erzeugungs- und Kontrollvorschriften in Nicht-EU-Staaten:

- **Annex III** beinhaltet die Drittlandliste (Positivliste)

Neben den EU-weiten Basisanforderungen können in den Mitgliedsstaaten wie z.B. in Deutschland auch noch Verbandskriterien zum Tragen kommen, die nicht schwächere, sondern schärfere Anforderungen an die ökologische Erzeugung und die Produkte stellen. Diese Verbandskriterien müssen wiederum nicht bundeseinheitlich sein, sondern können je nach Verband abweichen. In der Regel erfolgt aber eine Abstimmung zwischen den Verbänden, so dass eine Harmonisierung der Kriterien ermöglicht wird. Die größten Ökoverbände in Deutschland sind Bioland, Naturland und Demeter. Diese Verbände arbeiten zum Beispiel im V.Ö.P (Verbund der Ökologischen Praxisforschung) eng zusammen.

5.6.1 Roadmap zur Zulassung

Wird für ein abwasserbürtiges Nährstoffzyklat die Zulassung als Düngemittel für den Ökolandbau angestrebt, sind folgende Schritte unerlässlich.

Dabei sind grundsätzlich zwei Hauptstränge zu beachten:

1. Formale Zulassung gemäß geltender rechtlicher Anforderungen
2. Erfüllung von Akzeptanzkriterien seitens der Akteure im Ökolandbau

Es empfiehlt sich nachdem sowohl Düngewirksamkeit als auch Unschädlichkeit für Mensch und Umwelt bei Herstellung und Einsatz der Stoffe erwiesen sind zuerst mit den Verbänden eine mögliche Zulassung zu erörtern. Denn nur wenn die Akteure des Ökolandbaus überzeugt und Willens sind diese Stoffe auch tatsächlich einzusetzen, besteht eine Chance, dass das zuständige Ressort auf Bundesebene (Bundeministerium für Ernährung und Landwirtschaft) ein Dossier zur Aufnahme in den Anhang der Verordnung EG 889/2008 zur EU-Kommission weiterleitet. Das dort zuständige Direktorat für Landwirtschaft (DG AGRI) wird sich wiederum mit EGTOP, der europäischen Expertengruppe für Methoden der organischen Produktion rückkoppeln. Es ist nicht davon auszugehen, dass DG AGRI einen Stoff zulässt, der nicht von EGTOP zur Zulassung empfohlen wurde.

Die Erstellung des Dossiers sollte unbedingt gemeinsam mit den Verbänden erfolgen.

Folgende Punkte müssen grundsätzlich im Dossier enthalten sein bzw. Berücksichtigung finden:

1. Zweck des Dossiers und Zweck der Zulassung
2. Zulassungsstatus des betreffenden Materials im konventionellen und im ökologischen Landbau (Düngemittelverordnungen)
3. Agronomischer Nutzen und Funktionalität für den angestrebten Verwendungszweck
4. Notwendigkeit für den bezweckten Einsatz und bekannte Alternativen

5. Quelle des Ausgangsmaterials und Methoden der Herstellung
6. Umweltaspekte wie Ressourcenverbrauch, Recycling (z.B. mittels Ökobilanz)
7. Aspekte bzgl. Tierwohl
8. Gesundheitsaspekte
9. Faktoren, die die Qualität bzw. Authentizität der damit erzeugten Nahrungsmittel beeinflussen (z.B. Schadstoffe, Pathogene etc.)
10. Situation im Ökolandbau außerhalb der EU (wg. Harmonisierung der internationalen ÖL-Standards; z.B. gelistet in der USDA-Liste für synthetische Stoffe im US-Ökolandbau?)
11. Sonstige relevante Aspekte

Abbildung 38 soll vereinfacht verdeutlichen welche Institutionen bzw. Verbände unmittelbar einzubeziehen sind. Daneben können noch andere Behörden der jeweiligen Ressorts auf Bundes- und Landesebene eine Rolle spielen bzw. unterstützen.

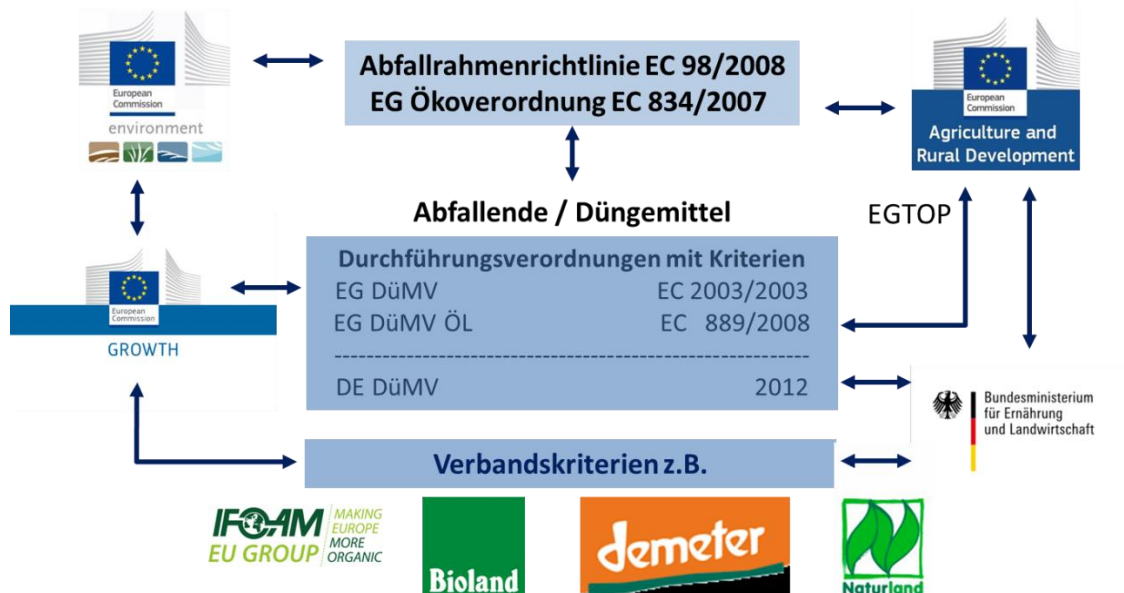


Abbildung 38: Instanzen, die unmittelbar eine tragende Rolle für die Zulassung von Nährstoffzyklaten aus dem Abwasserpfad im Ökolandbau spielen.

Zwei Dossiers zu P-Rezyklaten (Struvit/UK und Calzinierte Phosphate/AT) wurden bereits vor Jahren bei der EU-Kommission eingereicht und 2016 vom EGTOP bewertet. Mit dem Ergebnis, dass empfohlen wurde, diese Produkte mit gewissen Auflagen als zulässige Dünger in den entsprechenden Anhang der EU-Öko-Verordnung aufzunehmen. Um einen Eindruck zu vermitteln wie ein solches Dossier aussehen kann bzw. sollte, ist im Anhang Kapitel 9.5 ein Muster dargestellt. Es ist üblich diese Dossiers in der jeweiligen Landessprache und in Englisch einzureichen. Das Muster (vgl. Anhang Kapitel 9.5) reflektiert eine mögliche englische Version zur Erleichterung der Zweisprachigkeit.

5.6.2 Weiteres Vorgehen und Ausblick zur rechtlichen Entwicklung

Die Novellierung der konventionellen EG Düngemittelverordnung (DÜMV 2003/2003) ist inzwischen soweit gediehen, dass von einer offiziellen Publikation im Europäischen Amtsblatt

noch in diesem Jahr ausgegangen werden kann. Auf den Kompromissentwurf, haben sich die beteiligten Ausschüsse im Dezember geeinigt bevor Ende März das Europäische Parlament über ihn abgestimmt hat. Leider ist die neue Verordnung noch nicht als endgültige Version einzusehen. Auch der Endbericht der Unterarbeitsgruppe STRUBIAS (Technische Arbeitsgruppe für die Entwicklung möglicher Prozess- und Produktkriterien für Struvit-, Biokohle- und Aschenprodukte zur Verwendung in Düngemitteln) wird dem Vernehmen nach erst nach der Abstimmung im Parlament finalisiert. Daher ist es zum gegenwärtigen Zeitpunkt schwierig, vorherzusehen, ob z.B. das Rezyklat Struvit unter Kategorie CMC (eher Rohstoff zur Düngemittelherstellung) oder PFC (fertig einsetzbares DÜM-Produkt) gelistet werden wird.

Erst nach Veröffentlichung im Amtsblatt wird klar sein, wie die Regelungen letztlich formuliert wurden. Anschließend kann konkret mit der Erstellung neuer Dossiers begonnen werden. Ferner ist es möglich, dass DG AGRI auch auf eine Aktualisierung der bereits eingereichten Dossiers dringt, da diese schon vor Jahren eingereicht wurden, aber inzwischen mehr belastbare Daten bzw. Informationen vorliegen, die für die Bewertung relevant sind.

Einige Verbände, sowohl in Deutschland aber auch anderen Mitgliedsstaaten befassen sich bereits seit Jahren mit dieser Thematik und es ist definitiv zielführend diese Aktivitäten europäisch zu koordinieren. Aus den Mitgliedsstaaten (hier vor allem Deutschland, Niederlande, Dänemark, Schweden und Österreich) sollten parallel dazu Informationen und Fakten zusammengeführt, aber auch der Druck auf die nationalen Ressorts sowie auf Europäischer Ebene zu erhöht werden, damit die Novellierung wie bei der Verordnung 2003/2003 schnell vonstattengeht.

Kapitel 6 **Diskussion der Ergebnisse im Hinblick auf die Akzeptanzkriterien**

Gleicht man die im Projekt erarbeiteten Ergebnisse mit den Akzeptanzkriterien aus dem Akteurs-Workshop ab, so wird deutlich, dass vor allem Struvite ein für den Einsatz im ökologischen Landbau gut geeignetes Recycling-Düngemittel sein können. Dies lässt sich wie folgt begründen:

- Hinsichtlich der **Nutzungseffizienz** zeigen Struvite wie in Kapitel 5.2 beschrieben eine extrem geringe Wasserlöslichkeit, wodurch Nährstoffverluste durch Auswaschung minimiert werden können. Die **Wirksamkeit** von Struviten ist dennoch gegeben. Sie konnte durch die Topfversuche im Projekt und in der Literatur (vgl. Kapitel 5.2) bestätigt werden. Verwendet wurden langjährig ökologisch bewirtschaftete Lehm- und Sandböden mit unterschiedlichen Bodenpunkten und unterschiedlichem P-Versorgungsstatus. Struvite führten hier bei Ackerbohnen zu überdurchschnittlichen Erträgen und schnitten in ihrer Wirksamkeit deutlich besser ab als das derzeit im ökologischen Landbau zugelassene Rohphosphat. Im zweiten Versuchsjahr wurde als Folgefrucht Weizen angebaut. Hier zeigten die drei getesteten Struvite eine starke Ertragswirkung, während Rohphosphat keine messbare Wirkung zeigte. Gegebenenfalls profitiert der Weizen hier neben der P-Düngung auch von der verbesserten N-Fixierung der Vorfrucht Ackerbohne. Grund für die Wirksamkeit von Struviten bei gleichzeitiger äußerst geringer Wasserlöslichkeit ist ihre hohe Löslichkeit in Doppel-Lactat (DL), einer schwachen organischen Säure. Diese Eigenschaft steht für eine hohe **Pflanzenverfügbarkeit** von Struviten: Pflanzen scheiden an ihren Wurzeln neben einer Vielzahl anderer Stoffe schwache organische Säuren aus, um im Boden gebundenen Nährstoffe zu lösen, pflanzenverfügbar zu machen und sie aufnehmen zu können.
- Die **rechtlichen Rahmenbedingungen** sind wie in Kapitel 5.6 beschrieben derzeit noch in der Schwebe. Zunächst ist abzuwarten wie Struvite und andere Rezyklate in der novellierten Düngemittelverordnung gelistet werden. Darauf aufbauen können und sollen dann weitere Dossiers für das Bundesministerium für Landwirtschaft und Ernährung (BMEL) vorbereitet werden, die dann an die EU-Kommission (DG AGRI) weitergeleitet werden. Ziel dieser Dossiers ist es die europäische Expertengruppe für Methoden der organischen Produktion (EGTOP) mit Hintergrundwissen für eine positive Bewertung von Struviten zu versorgen, sodass diese in der neu gestalteten EG-Ökoverordnung ab 2021 als Düngemittel im ökologischen Landbau zugelassen werden. In Kapitel 5.6.1 ist das Vorgehen zur Einreichung eines Dossiers aufgeführt und kann als Handreichung für die Verfassung kommender Dossiers dienen.

Somit stellen die rechtlichen Rahmenbedingungen derzeit das größte und gleichzeitig ultimative Hindernis für den Einsatz von Struviten oder anderen Rezyklaten im ökologischen Landbau dar. Es wird derzeit zwar davon ausgegangen, dass Struvite künftig

eine Zulassung im ökologischen Landbau erhalten werden, aber die Entwicklung ist keineswegs sicher und so muss darauf gewartet werden, dass seitens der EU-Kommission Rechtssicherheit hergestellt wird.

- Die **Produktqualität** von Struviten hinsichtlich möglicherweise enthaltener **Schadstoffgehalte** wurde im Projekt mittels einer Risikobewertung (s. Kapitel 5.3) überprüft. Für die drei Schutzgüter Bodenorganismen (besonderer Stellenwert im ökologischen Landbau), Grundwasser und Mensch wurde im Hinblick auf insgesamt 22 in Klärschlamm potenziell vorkommende Schadstoffe aus den Bereichen Schwermetalle (s. Tabelle 6) und Pharmazeutika/Hormone (s. Tabelle 7) Risikoquotienten ermittelt. Über diese Quotienten wurden die Schadstoffe in drei Kategorien eingeteilt: vernachlässigbares Risiko, akzeptables Risiko und nicht-akzeptables Risiko. Der Einsatz von Struviten als P-Dünger führte in keinem Fall zu einem nicht akzeptablen Risiko für Bodenorganismen. Im Vergleich zu aschebasierten Produkten ohne ausreichende Schwermetallabtrennung, wie z.B. dem AshDec-Produkt weisen Struvite deutlich geringere Schwermetallkonzentration auf. Alle Rezyklate weisen außerdem im Hinblick auf das Risiko durch Cadmium einen geringeren Risikoquotienten als Rohphosphat auf. Auch im Hinblick auf das Schutzgut Grundwasser ist der Risikoquotient bei der Düngung mit Struviten im Vergleich zu den anderen bewerteten Düngemitteln geringerer. Dieser liegt bei allen Schwermetallen im Bereich der ungedüngten Referenz. Dasselbe Fazit lässt sich auch bei der Betrachtung des Schutzgutes Mensch ziehen: Struvite führen nicht zu einer signifikanten Erhöhung des Risikos über den akzeptablen Bereich hinaus. Auch im Hinblick auf Hormone und Pharmazeutika lässt sich kein erhöhtes Risiko für die untersuchten Düngevarianten ermitteln.
- Um den Verbrauch von **Ressourcen und Energie** für die Herstellung von P-Düngemittel sowie die damit verbundenen **Emissionen** zu ermitteln, wurden Ökobilanzen erstellt (s. Kapitel 5.4). Dabei wurden zwei Perspektiven berücksichtigt. Betrachtet man bei der Kläranlagen-Perspektive, bei der die Rückgewinnung von P nur ein Nebeneffekt des Hauptziels der Abwasserbehandlung ist, die Umweltwirkungen, welche die verschiedenen Verfahren zur Rückgewinnung von Struvit hervorrufen, so wird deutlich, dass diese Verfahren in der Regel nicht nur Aufwandsneutral sind, sondern (abhängig vom Verfahren) zum Teil mit deutlichen Umweltentlastungen (z.B. Emissionsminderungen) verbunden sind. Dies gilt insbesondere für das Verfahren der Struvitfällung im Faulschlamm. Aschebasierte Verfahren sind hingegen mit zusätzlichen Aufwendungen verbunden und weisen folglich gewisse Umweltbelastungen auf, haben dafür allerdings deutlich höhere Rückgewinnungsraten. In der Landwirtschafts-Perspektive betrachtet weisen Struvite kaum Umweltaufwendungen auf. Es wurden die ökologischen Folgen der Bereitstellung von Struviten, aschebasierten P-Düngern, DAP und Rohphosphat betrachtet. Hier konnten Struvite im Vergleich zu den anderen

Düngemitteln durchgehend mit einem geringeren Aufwand bzw. geringeren Emissionen für Produktion und Transport punkten. Die geforderte Ressourcen- und Energieeffizienz sowie die gewünschten geringen Emissionen können Struvite also aus jeder Perspektive liefern, weshalb sie auch im Hinblick auf dieses Kriterium als Düngemittel der Wahl für den Ökolandbau bezeichnet werden können.

- Der **Preis** des Düngemittels spielt für Bio-Landwirte eine untergeordnete Rolle, ist als Akzeptanzkriterium aber dennoch nicht zu vernachlässigen. Die Wahrscheinlichkeit, dass Struvit-Dünger für den Ökolandbau zu akzeptablen Preisen angeboten werden, ist hoch, da die Rückgewinnung von Struviten in Bio-P Kläranlagen durch operative Vorteile weitestgehend kostendeckend betrieben werden kann (s. auch Kapitel 5.5).
- Die geforderte **Transparenz** im Hinblick auf die Herstellungsprozesse und deren Auswirkungen auf die Umwelt wurde im Rahmen des Projektes hergestellt. Da nicht davon ausgegangen werden kann, dass Recycling-P interessierte Bio-Landwirte und Berater sowie Verbraucher diesen Bericht von Anfang bis Ende studieren werden, wurden kurze, grafisch ansprechende und allgemeinverständliche Kommunikationsmaterialien im Rahmen des Projektes erstellt. In den projekteigenen Akteurs-Workshops wurden Austausch und Dialog zwischen den Akteuren ermöglicht, was bei den Beteiligten ebenfalls für mehr Transparenz gesorgt hat. Daneben wurde das Thema auch in zahlreichen Vorträgen (s. Auflistung in Kapitel 9.2) der landwirtschaftlichen Praxis nahegebracht.

Kapitel 7 **Schlussfolgerungen und Ausblick**

Im Projekt nurec4org wurden in einem partizipativen Prozess Akzeptanzkriterien für den Einsatz von Nährstoffrezyklaten im Ökolandbau definiert und diese Kriterien mittels wissenschaftlicher Methoden für ausgewählte Rezyklate bewertet. Die Ergebnisse wurden mit Akteuren aus dem Bereich Ökolandbau diskutiert und ein weitere Schritte im Hinblick auf eine tatsächliche Anwendung erörtert. Als wesentlich wurde es erachtet

- Ein fundiertes Wissen über die Phosphatproblematik im Ökolandbau zu schaffen,
- Die aktuellen Bestrebungen der Bundesregierung zum Phosphatrecycling, sowie Fachwissen über entsprechende Verfahren und Produkte den Akteuren des Ökolandbaus näher zu bringen,
- Ein gegenseitiges Verständnis zwischen Ökolandbau, konventionellem Landbau, Düngemittelindustrie bzw. –vertrieb und Rückgewinnungspflichtigen (Kläranlagenbetreiber) mit Blick auf die anstehenden Herausforderungen zu schaffen,
- Die Zulassung für (ausgewählte) Nährstoffrezyklate wie u.a. Struvit vorzuanbringen,
- Die Kreisläufe nach Möglichkeit regional zu schließen.

Schlussendlich konnte festgestellt werden, dass es im Ökolandbau (vorausgesetzt die rechtlichen Rahmenbedingungen stimmen) einen Bedarf für Phosphatrezyklate gibt, sofern diese entsprechende Akzeptanzkriterien erfüllen.

Neben Struvit, dem derzeit einzig verfügbaren Recycling-Serienprodukt gibt es verschiedene Ideen für eine weitergehende Phosphorrückgewinnung (u.a. aus Aschen). Die Produkte dieser Verfahren sollten, sobald diese mengenmäßig als verlässlich verfügbar angesehen werden können, geprüft und bei positivem Urteil ihr Einsatz im Ökolandbau erwogen werden.

Jedoch wird nur eine geringe Anzahl an Produkten aus Anlagen direkt einsetzbar sein, da mindestens ein mechanischer Konfektionierungsschritt (Granulieren, Pelletieren) für eine praktikable Anwendung in der Landwirtschaft erforderlich ist.

Neben der Akzeptanz seitens der Anwender und Konsumenten ist der Rechtsrahmen von großer Bedeutung. Sowohl bei der konventionellen EU Düngemittelverordnung, als auch der Mantelverordnung für den Ökolandbau sind im Rahmen der Novellierung Veränderungen vorzunehmen, sodass in Zukunft neben dem schlecht düngewirksamen und teils schwermetallbelasteten weicherdigen Rohphosphat auch andere mineralische recycelte Phosphate zum Einsatz kommen können.

Um den Zulassungsprozess zu forcieren, ist neben dem direkten Dialog mit den Akteuren des Ökolandbaus auch das Zusammentragen von Informationen und Daten (wie in nurec4org) erforderlich. Auf dieser Grundlage können entsprechende Dossiers erstellt werden, welches durch das BMEL beim DG AGRI offiziell eingereicht werden müssen.

Um die Relevanz dieser Thematik zu stärken, wird empfohlen das nationale Knowhow und Interesse am Nährstoffrecycling auf europäischer Ebene – bei der European Sustainable Phosphorus Plattform (ESPP) - zusammenzuführen. Hier können die einzelnen Ökolandbau-Verbände der Mitgliedsstaaten gemeinsam einen wichtigen Beitrag leisten, da auch in anderen Mitgliedstaaten der Europäischen Union ein starkes Interesse an Alternativen zur Verwendung von Rohphosphat besteht.

Das Kalenderjahr 2019 - d.h. genau 350 Jahre nach Entdeckung des Phosphors durch den deutschen Alchemisten und Apotheker Henning Brandt - sollte dazu genutzt werden, den Aufbruch in das Zeitalter eines nachhaltigen Phosphor- wenn nicht gar Nährstoffmanagements zu wagen!

Kapitel 8 Literaturverzeichnis

- Achat, D.L., Sperandio, M., Daumer, M.L., Santellani, A.C., Prud'Homme, L., Akhtar, M., Morel, C., 2014. Plant-availability of phosphorus recycled from pig manures and dairy effluents as assessed by isotopic labeling techniques. *Geoderma* 24, 232–234.
- Althaus, H.-J., Chudacoff, M., Hischer, R., Jungbluth, N., Osses, M., Primas, A., 2007. Life Cycle Inventories of Chemicals ecoinvent report No. 8, v2.0. EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Schweiz.
- Antonini, S., Paris, S., Eichert, T., Clemens, J., 2011. Nitrogen and phosphorus recovery from human urine by struvite precipitation and air stripping in Vietnam. *Clean-Soil Air Water* 39, 1099–1104.
- ATV, 2000. A131 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Abwassertechnische Vereinigung e.V., Hennef.
- Bardtke, D., Müller, W.R., Schäfer, C., 1994. Untersuchungen zur Optimierung der Denitrifikation hinsichtlich der Entwicklung von elementarem Stickstoff und Distickstoffoxid (Lachgas) (Investigations to optimize denitrification concerning the formation of elementary nitrogen and dinitrogenmonoxide). Umweltbundesamt, Berlin.
- Bergmann, A., Fohrmann, R., Weber, F.-A., 2011. Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln, UBA Texte. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Blume, H.-P., Brümmer, G.W., Schwertmann, U., Horn, R., Kögel-Knabner, I., Stahr, K., Auerswald, K., Beyer, L., Hartmann, A., Litz, N., 2002. Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, 15 ed. Spektrum, Heidelberg.
- BÖLW, 2017. Zahlen - Daten - Fakten - Die Öko-Branche 2017, Berlin.
- BÖLW, 2018. Zahlen - Daten - Fakten - Die Öko-Branche 2018, Berlin.
- BÖLW, 2019. Zahlen - Daten - Fakten - Die Öko-Branche 2019, Berlin.
- Bünemann, E.K., 2015. Assessment of gross and net mineralization rates of soil organic phosphorus – A review. *Soil Biology and Biochemistry* 89, 82–98.
- Cabeza, R., Steingrobe, B., Römer, W., Claassen, N., 2011. Effectiveness of recycled P products as P fertilizers, as evaluated in pot experiments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 91, 173-184.
- Davis, J., Haglund, C., 1999. Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production - Fertiliser Products Used in Sweden and Western Europe.
- Deumlich, M., Lux, G., Schmidtke, K., 2016. Teilschlussbericht Nährstoffmanagement im ökologischen Landbau.
- Dienemann, C., Utermann, J., 2012. Uran in Boden und Wasser, UBA Texte. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Düwel, O., Siebner, C.S., Utermann, J., Krone, F., 2007. Gehalte an organischer Substanz in Oberböden Deutschlands. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover.
- DWA, 2007. Merkblatt DWA-M 381 - Eindickung von Klärschlamm. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. .
- EC, 2007. Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volumen Inorganic Chemicals - Ammonia, Acids and Fertilisers. European Commission, Integrated Pollution Prevention and Control, Brussels.
- EC, 2008. Verordnung (EG) Nr. 889/2008 der Kommission mit Durchführungsvorschriften zur Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates über die ökologische/biologische Produktion und die

Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen hinsichtlich der ökologischen/biologischen Produktion, Kennzeichnung und Kontrolle, ABl. Nr. L 250 vom 18.09.2008, S. 1. Europäische Kommission (Hrsg.).

ECHA, 2011. Guidance on information requirements and chemical safety assessment: Part B: Hazard assessment. European Chemicals Agency, Helsinki.

ECI, 2009. European Union Risk Assessment Report - Voluntary Risk Assessment of Copper, Copper II Sulphate Pentahydrate, Copper(I)oxide, Copper(II)oxide, Dicopper Chloride Trihydroxide - Chapter 3 - Environmental Exposure - Part 2. European Copper Institute.

EFMA, 2000a. Best Available Techniques for Pollution Prevention and Control in the European Fertilizer Industry - Booklet No. 4 of 8: Production of Phosphoric Acid. EFMA - European Fertilizer Manufacturers' Association, Brussels, Belgium.

EFMA, 2000b. Best Available Techniques for Pollution Prevention and Control in the European Fertilizer Industry - Booklet No. 7 of 8: Production of NPK Fertilizers by the Nitrophosphate Route. European Fertilizer Manufacturers' Association, Brussels, Belgium.

EFMA, 2000c. Best Available Techniques for Pollution Prevention and Control in the European Fertilizer Industry - Booklet No. 8 of 8: Production of NPK Fertilizers by the Mixed Acid Route. European Fertilizer Manufacturers' Association, Brussels, Belgium.

EFSA, 2009. Scientific Opinion on Arsenic in Food - EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). European Food Safety Authority.

Egle, L., Rechberger, H., Krampe, J., Zessner, M., 2016. Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. *Science of the Total Environment* 571, 522-542.

Elsner, H., 2008. Stand der Phosphat-Reserven weltweit, Hannover.

Engesser, B., 2011. Die Berücksichtigung des Einmischprozesses von Sickerwasser im Rahmen der bodenschutzrechtlichen Gefahrenbeurteilung für das Grundwasser Strategien zur Boden- und Grundwassersanierung. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Hannover.

EU, 1993. Bewertung und Kontrolle der Umweltrisiken chemischer Altstoffe, in: Rat der Europäischen Gemeinschaften (Ed.), 793/93, Brussels.

Eurostat, 2016. Electricity production, consumption and market overview Eurostat.

Ewert, W., Kalauch, B., 2018. Persönliches Gespräch. PCS, Hamburg.

Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., Hellweg, S., Hischer, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M., 2005. The ecoinvent database: Overview and methodological framework, *International Journal of Life Cycle Assessment*, pp. 3-9.

Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillebrand, T., Marscheider-Weidemann, F., 2010. Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe UFOPLAN. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Gerke, J., 2015. The acquisition of phosphate by higher plants: Effect of carboxylate release by the roots. A critical review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178, 351–364.

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

Gysin, A., 2017. Persönliches Gespräch. Business Development Europe bei Ostara Nutrient Recovery Technologies, Berlin, London.

- Hauenstein, M., Goldschmitt, M., Messerschmidt, K., 2008. Hintergrundwerte der Böden von Rheinland-Pfalz. Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Mainz.
- Health Canada, 2010. Non-Carcinogen Tolerable Daily Intake (TDI) Values from Health Canada. Health Canada.
- Herter, U., Külling, D., 2001. Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft - Teil 1: Grobbeurteilung. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL, Reckenholz, Zürich, Bundesamt für Landwirtschaft, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Herwijnen, R.v., Verbruggen, E.M.J., 2014. Water quality standards for uranium: Proposal for new standards according to the Water Framework Directive. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven.
- Herzel, H., 2014. Assessment of first thermochemical SUSAN plant: Report on operation and mass balance (unveröffentlicht), Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency. Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Berlin.
- IHCP, 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment - Part II: Environmental Risk Assessment. European Union - Institute for Health and Consumer Protection.
- IHCP, 2005. European Union Risk Assessment Report - Chromium trioxide, sodium chromate, sodium dichromate, ammonium dichromate and potassium dichromate. European Union - Institute for Health and Consumer Protection.
- IHCP, 2007. European Union Risk Assessment Report - Cadmium oxide and cadmium metal - Part I - environment. European Union - Institute for Health and Consumer Protection.
- IHCP, 2008a. European Union Risk Assessment Report - Coil-tar pitch, High Temperatur - Risk Assessment. European Union - Institute for Health and Consumer Protection.
- IHCP, 2008b. European Union Risk Assessment Report - Lead metal, Lead oxide, Lead tetroxide, Lead stabiliser compounds - Exposure assessment. European Union - Institute for Health and Consumer Protection.
- IHCP, 2008c. European Union Risk Assessment Report - Nickel. Institute for Health and Consumer Protection.
- IHCP, 2010. European Union Risk Assessment Report - Zinc. Institute for Health and Consumer Protection.
- IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. . IPCC, Geneva.
- ISO 14040, 2006. Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework. International Standardisation Organisation, Geneva, Switzerland.
- ISO 14044, 2006. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. International Standardisation Organisation, Geneva, Switzerland.
- Jedelhauser, M., Aschenbrenner, M., Vjestica, L., Wierer, V., Fischinger, S.u.B., Claudia R., 2015. Kriterien für die Akzeptanz von recyceltem Phosphatdünger aus Abwasser und Klärschlamm im ökologischen Landbau. Poster at: 13. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau.
- Johnston, A.E., Richards, I.R., 2003. Effectiveness of different precipitated phosphates as phosphorus sources for plants. . Soil Use and Management 19, 45–49.
- Kolbe, H., 2015. Wie ist es um die Bodenfruchtbarkeit im Ökolandbau bestellt: Nährstoffversorgung und Humusstatus?, in: Bundesarbeitskreis, D. (Ed.), Bodenfruchtbarkeit - Grundlage erfolgreicher Landwirtschaft, Frankfurt/Main.
- Kratz, S., Schick, J., Schnug, E., 2015. Trace elements in rock phosphates and P containing mineral and organo-mineral fertilizers sold in Germany. Science of the total environment.

- Kratz, S., Schick, J., Schnug, E., 2016a. Trace elements in rock phosphates and P containing mineral and organo-mineral fertilizers sold in Germany. *The Science of the total environment* 542, 1013-1019.
- Kratz, S., Schick, J., Schnug, E., 2016b. Trace elements in rock phosphates and P containing mineral and organo-mineral fertilizers sold in Germany. *Science of the Total Environment* 542, 1013-1019.
- Kraus, F., Seis, W., 2015. P-REX: D 9.1 Quantitative risk assessment of potential hazards for humans and the environment: quantification of potential hazards resulting from agricultural use of the manufactured fertilizers. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH (KWB).
- Kraus, F., Zamzow, M., Conzelmann, L., Remy, C., Kleyböcker, A., Seis, W., Kabbe, C., Mieke, U., Hermann, L., Hermann, R., 2019. Phorwärts Abschlussbericht: Ökobilanzieller Vergleich der P-Rückgewinnung aus dem Abwasserstrom mit der Düngemittelproduktion aus Rohphosphaten unter Einbeziehung von Umweltfolgeschäden und deren Vermeidung. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH, Proman Management GmbH, Umweltbundesamt, Julius Kühn Institut.
- Krüger, O., Adam, C., 2014. Monitoring von Klärschlammmonoverbrennungsgaschen hinsichtlich ihrer Zusammensetzung zur Ermittlung ihrer Rohstoffrückgewinnungspotentiale und zur Erstellung von Referenzmaterial für die Überwachungsanalytik, UBA Texte. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- LAWA, 2015. Hydrogeochemische Hintergrundwerte im Grundwasser und ihre Bedeutung für die Wasserwirtschaft. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser Berlin.
- LAWA, 2017. Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser: Aktualisierte und überarbeitete Fassung 2016. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser Berlin.
- LELF, 2018.
https://lelf.brandenburg.de/media_fast/4055/2018_11_28_Duengebedarfsermittlung_Phosphor.pdf
 , Zugriff 15.03.2019.
- Lengemann, A., 2017. Persönliches Gespräch. Ingenieur Berliner Wasser Betriebe, Berlin.
- LUBW, 2003. Schadstoffe in klärschlammgedüngten Ackerböden Baden-Württembergs, Bodenschutz 14. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- LVLf, 2008. Richtwerte für die Untersuchung und Beratung sowie zur fachlichen Umsetzung der Düngeverordnung Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung Potsdam.
- Massey, M.S., Davis, J.G., Ippolito, J.A., Sheffield, R.E., 2009. Effectiveness of recovered magnesium phosphates as fertilizers in neutral and slightly alkaline soils. *Agronomy Journal* 101, 323–329.
- Moerman, W., 2012. Telefonisches Gespräch. NuReSys.
- MRI, 2008. Ergebnisbericht Teil 2 - Nationale Verzehrsstudie II - Die bundesweite Befragung zur Ernährung von Jugendlichen und Erwachsenen. Max Rubner-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ernährung und Lebensmittel, Karlsruhe.
- MUNLV, 1999. Handbuch Energie in Kläranlagen Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- Nemecek, T., Kägi, T., 2007. Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems, ecoinvent report, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories (ecoinvent centre), Dübendorf.
- Ortwein, B., 2018. Persönliches Gespräch. Sales Manager bei CNP, Hamburg, Berlin.
- Patyk, A., Reinhardt, G., 1997. Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen. Springer Verlag, Wiesbaden.
- ReCiPe, 2015. Normalization factors for Europe, from "excel-file ReCiPe111.xls".
- Remy, C., 2010. Life Cycle Assessment of conventional and source-separation systems for urban wastewater management, Fakultät III - Prozesswissenschaften. TU Berlin.

- Remy, C., Jossa, P., 2015. P-REX: D 9.2 Comparative, technology-specific Life Cycle Assessment (LCA) of recovery paths: quantification of real environmental impacts of the technologies, and recommendations for optimization. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH (KWB).
- Römer, W., 2006. Vergleichende Untersuchungen zur Pflanzenverfügbarkeit von Phosphat aus verschiedenen P-Recycling-Produkten im Keimpflanzenversuch. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, 826-832.
- Römer, W., 2013a. Panorama Spezial: Gehaltsklassen neu bewerten. *DLG-Mitteilungen* 5.
- Römer, W., 2013b. Phosphor-Düngewirkung von P-Recyclingprodukten. *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 60, 202-215.
- Römer, W., 2013c. Phosphordüngewirkung neuer Phosphatrecyclingprodukte. *Berichte über Landwirtschaft, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft* 91.
- Römer, W., Lehne, P., 2004. Vernachlässigte Phosphor- und Kaliumdüngung im ökologischen Landbau senkt die biologische Stickstofffixierung bei Rotklee und den Kornertrag bei nachfolgendem Hafer. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 167, 106–113.
- Ronchetti, C., Bienz, P., Pridal, R., 2002. Ökobilanz Klärgasverstromung. Bundeamt für Energie Bern.
- Schaaf, T., 2017. Persönliches Gespräch. Berlin, Frankfurt.
- Schmidtke, K., Wunderlich, B., Lauter, J., Wendrock, Y., Kolbe, H., 2016. Nährstoff-und Humusbilanz sowie Nährstoffversorgung im Boden von langjährig ökologisch bewirtschafteten Acker-und Grünlandflächen im Freistaat Sachsen, Schriftenreihe des LFULG.
- Schnug, E., Rogasik, J., Haneklaus, S., 2003. Die Ausnutzung von Phosphor aus Düngemitteln unter besonderer Berücksichtigung des ökologischen Landbaus. *Landbauforschung Völkenrode* 53, 1–11.
- Schütze, G., Farret, R., Hettelingh, J.-P., Spranger, T., 2003. Expert Meeting on Critical Limits for Heavy Metals and Methods for their Application, in: *Umweltbundesamt (Ed.), UBA Texte*, Berlin.
- Sheppard, S.C., Sheppard, M.I., Gallerand, M.-O., Sanipelli, B., 2005. Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium. *Journal of Environmental Radioactivity* 79, 55–83.
- Siemers, J.-C., 2016. Persönliches Gespräch. Betriebsleiter bei SE|BS, Braunschweig.
- Sponagel, H., Grottenthaler, W., Hartmann, K.J., Hartwich, R., Janetzko, P., Joisten, H., 2005. *Bodenkundliche Kartieranleitung: Mit 103 Tabellen*, 5., verb. und erw. Aufl. ed. Schweizerbart, Stuttgart.
- Stenzel, F., Dexheimer, K., 2017. Arzneimittelrückstände in Rezyklaten der Phosphorrückgewinnung aus Klärschlämmen: (unveröffentlicht). Fraunhofer UMSICHT Wessling GmbH.
- TrinkwV, 2016. Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016 (BGBl. I S. 459), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 3. Januar 2018 (BGBl. I S. 99) geändert worden ist.
- UBA, 2007. Merkblatt über die besten verfügbaren Techniken für die Herstellung Anorganischer Grundchemikalien: Ammoniak, Säuren und Düngemittel, Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- UBA, 2016. Depositions-Messprogramm, in: *Umweltbundesamt (Ed.)*.
- UBA, 2017. Dioxine und dioxinähnliche PCB in Umwelt und Nahrungsketten, UBA Hintergrund. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- US EPA, 1999. Understanding variation in partition coefficient, K_d , values - Volume II: Review of geochemistry and available K_d values for Cadmium, Cesium, Chromium, Lead, Plutonium, Radon, Strontium, Thorium, Tritium, and Uranium. United States Environmental Protection Agency, Washington D.C.

Utermann, J., Fuchs, M., Düwel, O., 2008. Flächenrepräsentative Hintergrundwerte für Arsen, Antimon, Beryllium, Molybdän, Kobalt, Selen, Thallium, Uran und Vanadium in Böden Deutschlands aus länderübergreifender Sicht. Bundestanalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.

Utermann, J., Meyenburg, G., Altfelder, S., Gäbler, H.-E., Duijnsveld, W.H.M., Bahr, A., Streck, T., 2005. Entwicklung eines Verfahrens zur Quantifizierung von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser auf Grundlage chemischer und physikalischer Pedotransferfunktionen. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hg.) Hannover.

VDI, 2012. VDI-Richtlinie 4600: 2012-01: Kumulierter Energieaufwand - Begriffe, Berechnungsmethoden Beuth Verlag, Berlin.

VDLUFA, 2000. Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Gründlandböden. Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e. V., Speyer.

Wetterkontor, 2017. Wetter in Deutschland, <https://www.wetterkontor.de>, Zugriff: 09.01.2018.

WHO, 2011. Guidelines for Drinking-water Quality: Fourth Edition. World Health Organisation.

Wicht, H., 1996. N₂O-Emissionen durch den Betrieb biologischer Kläranlagen Institut für Siedlungswasserwirtschaft. TU Braunschweig, Braunschweig, p. 189.

Wijk, D.v., 2004. Euro Chlor: Combining it all: Mercury risk assessment - local WCC Science Ambassador Programme, Buenos Aires.

Williams, R.J., Jürgens, M.D., Johnson, A.C., 1999. Initial predictions of the concentrations and distribution of 17 β -oestradiol, oestrone and ethinyl oestradiol in 3 English rivers. Water Research 33, 1663–1671.

Wollmann, I., Möller, K., 2015. Assessment of Alternative Phosphorus Fertilizers for Organic Farming: Sewage Precipitation Products, ImproveP fact sheet: <https://shop.fibl.org/CHde/mwdownloads/download/link/id/698/?ref=1>; Zugriff: 15.03.2019.

Worldbank, 2017. Cereal yield. The World Bank, <https://data.worldbank.org/indicator/AG.YLD.CREL.KG?locations=DE>, Zugriff: 16.7.2017.

Kapitel 9 Anhang

9.1 Veröffentlichungen

Buchartikel:

- Kabbe, C. (2017) Circular Economy – Bridging the gap between Phosphorus Recovery and Recycling, In Ohtake, H. & Tsuneda, S. [eds.], Phosphorus Recovery and Recycling. Tokyo, Japan: Springer
- Remy, C. & Kraus, F. (2017) Life Cycle Assessment of processes for P recycling, In Ohtake, H. & Tsuneda, S. [eds.], Phosphorus Recovery and Recycling. Tokyo, Japan: Springer
- Kabbe, C. & Kraus, F. (2017) Phosphor – der Flaschenhals des Lebens, In Kurth, P., Oexle, A. & Faulstich, M. [eds.], Praxishandbuch der Kreislauf- und Rohstoffwirtschaft. Wiesbaden: Springer
- Kraus, F., Zamzow, M. & Conzelmann, L. (2018), Berliner Klärschlammkonferenz, 05-06.11.2018, Berlin, Ökobilanzieller Vergleich der konventionellen P-Düngemittelproduktion aus Rohphosphat mit der Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasserpfad

Beiträge in Fachzeitschriften:

- Kabbe, C. & Kraus, F. (2017) P recovery: from evolution to revolution. Fertilizer International 479 (Phosphorus sustainability)
- Kraus, F. & Kabbe, C. (2017) Phosphorrückgewinnung in der Praxis – so funktioniert es in den Niederlanden. Korrespondenz Abwasser 64 (2): 96-98
- Spiegel, A.-K., Fischinger, S. (2018) Phosphor unser. Bioland-Magazin 03/2018: 12-13
- Hermann, L., Kraus, F. & Hermann, R. (2018) Phosphorus processing – potentials for higher efficiency. Sustainability (10)
- Knebel, A. (2019) Einsatzmöglichkeiten für Nährstoffzyklate im Ökolandbau. Agrar Europe. Sonderbeilage Jahrgang: 60 Nummer: 2 Erscheinungsdatum: 7. Januar 2019

Konferenzbeiträge:

- Kabbe, C., Kraus, F. & Remy, C. (2017) Circular Economy – Challenges and Opportunities for Phosphorus Recovery & Recycling from Wastes in Europe, In SYMPHOS 2017 - 4th International Symposium on Innovation and Technology in the Phosphate Industry. Marrakesh, Morocco
- Kabbe, C. & Kraus, F. (2017) Kreislaufwirtschaft? - Von der Phosphorrückgewinnung zum tatsächlichen Recycling, In 9. CMM Tagung „Material – Prozesse – Systeme“. Karlsruhe
- Kraus, F. (2017) Stand und Perspektiven beim Phosphorrecycling, p. 121-130 In 22. Tagung Siedlungsabfallwirtschaft Magdeburg 2017 - Kreislaufwirtschaft. Wir schaffen das!? Magdeburg

Online Beiträge:

- Spiegel, A.-K., Kraus, F., Fischinger, S. (2017) Den Phosphor-Kreislauf schließen mit Dünger aus der Kläranlage,

- In: Oekolandbau.de [<https://www.oekolandbau.de/erzeuger/pflanzenbau/allgemeiner-pflanzenbau/duengung/phosphor-duengung/phosphor-duenger-aus-der-klaeranlage/>]

Graduierungsarbeiten:

- Maximilian Stephan 2019: „Über den möglichen Einsatz von Struvit in der ökologischen Landwirtschaft“, Master-Arbeit, Lebenswissenschaftliche Fakultät, Albrecht Daniel Thaer-Institut für Agrar- und Gartenbauwissenschaften. Humboldt-Universität zu Berlin
- Emina Mesinovic 2019: Hier kommt nach der Titel Master-Thesis, University of Tuzla, Faculty of Technology, Department of Agriculture, Tuzla, Bosnia and Herzegovina

9.2 Weitere Vorträge

- Fischinger, S. (2017) Phosphorrückgewinnung – neue Wege denken! Naturlandtagung 24.01.2017
- Fischinger, S. (2017) Kreisläufe auf höherer Ebene schließen – neue Wege für P? Auf der NST-Tagung 6.2.2017
- Fischinger, S. (2017) Kreisläufe auf höherer Ebene schließen – neue Wege für P? am 15.2.2017 auf der BioFach, Nürnberg
- Fischinger, S. (2017) Nährstoffkreisläufe- Phosphorrückgewinnung am 21.6.2017 auf den Ökofeldtagen in Frankenhausen
- Kraus, F. (2017), DPP-Forum, 12.09.2017, Berlin: Klärschlämme und Phosphordünger - eine Risikobewertung für den Einsatz in der Landwirtschaft
- Fischinger, S. (2017) Phosphorrückgewinnung – neue Wege denken! beim Bioland Bundesfachausschuss Ackerbau in Fulda am 25.9.2017
- Fischinger, S. (2017) Phosphorversorgung im Öko-Ackerbau sichern – Herausforderungen & Chancen. am 17.11.2017 bei der Agritechnica, Hannover
- Fischinger, S. (2017) 3. Phosphor – ein kritischer Rohstoff mit Zukunft, Stuttgart, 22.-23.11.2017; Impulse vom ökologischen Landbau für die Entwicklung von Phosphorrückgewinnungsprodukten
- Kraus, F. (2018), DWA Klärschlammnetzwerk Nord-Ost, 25.01.2018, Berlin: „Phosphorrückgewinnung – praxisnaher Verfahrensüberblick“
- Kraus, F. (2018): IWA Sweden Seminar - Phosphorus recovery from wastewater with a focus on the potential of thermochemical sludge treatment, 10.-11.04.2018, Malmö (Sweden): „P-recovery processes in Germany“
- Kraus, F. (2018): DWA Klärschlammnetzwerk Nord-Ost, 5. Regionalgruppen-Treffen Berlin-Brandenburg, 06.06.2018, Werder, Vorgaben zur Phosphorrückgewinnung in der AbfKlärV – Wunsch und Realität
- Kraus, F. (2018), Phosphor-Dialog Mecklenburg-Vorpommern, 21.08.2018, Rostock, Konventionelle Düngemittelproduktion versus Phosphorrückgewinnung - Verfahrensvergleich und Ökobilanzen
- Kraus, F. (2018), Wastewater treatment today and 2035, 14-15.11.2018, Lund (Sweden), Phosphorus recovery from sludge – Report from Germany

- Kraus, F. (2018), ESPP General Assembly, 04.12.2018, Brussels (Belgium), LCA and risk assessment of sewage sludge application to land compared to phosphorus recycling technologies
- Kraus, F. (2018), Nutrient Stewardship Workshop, 15-19.12.2018, Heron Island (Australia), Comparative Life-Cycle Assessment of P recovery from wastewater path and phosphate rock based fertilizer production
- Kraus, F. (2019), BEW: Novelle der Klärschlammverordnung: Kommunale Klärschlammentsorgung vor der Neuausrichtung, 14.02.2019, Duisburg, Die Klärschlamm-Verordnung – Was folgt aus den Vorgaben zur Phosphorrückgewinnung

9.3 Weitere Informationsmaterialien

Im Projekt wurde ein Erklär-Video konzipiert, das die Hintergründe einfach und anschaulich erklärt und das z.B. auch in Vorträgen als visuelle Unterstützung verwendet werden kann. Dieses ist unter <https://vimeo.com/299397820> bzw. <https://www.youtube.com/watch?v=hK6XL4Rk0p8> verfügbar.

Den gleichen Zweck verfolgt das im Rahmen des Projektes eingerichtete Phosphor-Wiki <https://nutrip.wiki.zoho.eu/> neben Informationen zu P im Ökolandbau, P-Mangel und P-Düngung legt es einen Schwerpunkt auf Wissen rund um Recycling-P und bietet somit für Ökolandwirte ein umfassendes Nachschlagewerk.

Die Broschüre „Einsatzmöglichkeiten für Nährstoffzyklate im Ökolandbau“ vertieft das Thema Recycling-P für den Ökolandbau und erklärt Hintergründe und Prozesse ausführlich und ist unter https://www.kompetenz-wasser.de/wp-content/uploads/2018/11/nurec4org_broschuere.pdf verfügbar.

9.4 Veranstaltungen im Rahmen des Projektes nurec4org

9.4.1 Informationsveranstaltung in Berge (Nauen) am 09.08.2017

Am 09.08.2017 fand in Berge (Nauen) auf der Versuchsstation des IASP eine Informationsveranstaltung zum Projekt nurec4org statt. Neben der Projektvorstellung gegenüber den Teilnehmern wurde insbesondere das Design der Pflanzversuche und die Schwierigkeit der Beschaffung eines P-armen Bodens (Gehaltsklasse A) diskutiert. Darüber hinaus wurde vertieft auf rechtliche Hürden in Bezug auf die Zulassung von Nährstoffzyklaten im Ökolandbau vertieft eingegangen. Anschließend erfolgte die Besichtigung der Pflanzversuche.

Tabelle 18: Teilnehmerliste der Informationsveranstaltung in Berge (08.09.2017)

Nr	Name	Organisation
1	Belkner, Christine	LELF Brandenburg
2	Bouché, Martin	Mobile Schlammentwässerungs GmbH
3	Clemens, Joachim	SF- Soepenbergr GmbH
4	Dünnebeil, Andreas	PONDUS Verfahrenstechnik GmbH

5	Gysin, Andrea	OSTARA
6	Herzel, Hannes	Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung
7	Homolka, Martin	Lehmann & Voss
8	Kabbe, Christian	Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH
9	Kratz, Sylvia	Julius-Kühn-Institut
10	Kraus, Fabian	Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH
11	Muskolus, Andreas	IASP – Institut für Stadtökologische Projekte
12	Panten, Kerstin	Julius-Kühn-Institut
13	Piltz, Bastian	Isle Utilities BV
14	Pietsch, Bernhard	Berliner Wasserbetriebe
15	Welson, Jim	OSTARA

9.4.2 Erster Akteurs-Workshop in Frankfurt am Main am 16.11.2017

Am 16.11.2017 fand in Frankfurt am Main im Haus am Dom die erste Akteurs-Workshop zum Projekt nurec4org statt. Neben der Projektvorstellung wurde den Teilnehmern durch Impulsvorträge ein Überblick über praxisrelevante Phosphorrückgewinnungsverfahren und die Bewertungsmethodik der Ökobilanz gegeben. In der Folge wurden Akzeptanzkriterien durch die Teilnehmer diskutiert.

Tabelle 19: Teilnehmerliste der Akteursveranstaltung in Frankfurt am Main (16.11.2017)

Nr	Name	Organisation
1	Altmeyer, Jörg	Entsorgungsverband Saar
2	Bittner, Jörg	EKO-PLANT GmbH
3	Bohndick, Fred	icb consulting & SERAPLANT GmbH
4	Bouché, Martin	MSE - Mobile Schlammentwässerungs GmbH
5	Clemens, Joachim	SF-Soepenbergr GmbH
6	Fatoorehchi, Elham	
7	Fischer, Rachel	Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen
8	Frank, Daniel	Deutsche Phosphor-Plattform DPP e.V.
9	Graf, Franz Josef	Landwirt
10	Haake, Albert	Landwirt
11	Hammer, Lukas	Landwirt, Student HSWT
12	Hermann, Ludwig	Outotec GmbH & Co. KG
13	Hof-Kautz, Claudia	Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen
14	Jäckel, Ulf	SMUL Sachsen
15	Kabbe, Christian	P-REX Environment
16	Kern, Jonathan	Bioland
17	Klämer, Verena	Student HSWT
18	Kraus, Fabian	Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH
19	Leidolph, Lars	icb consulting & SERAPLANT GmbH
20	Miehe, Ulf	Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH
21	Möller, Kurt	L TZ Augustenberg
22	Muskolus, Andreas	IASP – Institut für Stadtökologische Projekte
23	Ohlwärter, Annemarie	Student HSWT
24	Opitz, Eva	Chemische Fabrik Budenheim KG
25	Schmid-Eisert, Andreas	Landwirt, Lehr- und Versuchsbetrieb Gladbacherhof

26	Schneichel, Hans-Walter	Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten RLP
27	Spiegel, Ann-Kathrin	Bioland Beratung GmbH
28	Turek , Rudolf	MSE - Mobile Schlammentwässerungs GmbH
29	Vollerthun, Tina	Entsorgungsverband Saar
30	Weidelt , Susanne	EKO-PLANT GmbH
31	Weiß, Johannes	Landwirt, Student HSWT
32	Zamzow , Malte	Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

9.4.3 Zweiter Akteurs-Workshop in Leipzig am 12.11.2018

Am 12. November 2018 fand in Leipzig im Rahmen des von der deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes „Einsatzmöglichkeiten von Nährstoffzyklen im Ökolandbau“ (nurec4org) der Akteurs-Workshop „P-Rezyklate aus kommunalen Abwässern im Ökolandbau – Ein Blick zurück und nach vorn“ statt. Im Rahmen der sechsstündigen Veranstaltung wurden die Ergebnisse aus dem Projekt, insbesondere die Prozess- und Produktbewertung von P-Recycling-Düngern für den Ökolandbau vorgestellt und diskutiert. Neben Vorträgen zum Projekt und zu Verfahren des P-Recyclings und der Bewertung von Recyclingprodukten mittels Ökobilanzen lag der Fokus der Veranstaltung auf dem moderierten Austausch zwischen den Akteuren um zukünftige Schritte und Zusammenarbeiten zum P-Recycling zu skizzieren. Dazu wurde in Workshopphase I in den drei Akteursgruppen Anlagenbetreiber, Düngemittelhersteller und Ökolandwirtschaft diskutiert, was es braucht um die P-Recycling-Wertschöpfungskette im Ökosektor in Gang zu bringen. In Workshopphase II wurden in zwei gemischten Akteursgruppen Roadmaps für den Einsatz von P-Recycling-Düngemitteln im Ökolandbau verfasst.

Tabelle 20: Teilnehmerliste der Akteursveranstaltung in Leipzig (12.11.2018)

Nr	Name	Organisation
1	Altmeyer, Jörg	Entsorgungsverband Saar
2	Apitz, Simone	Hessisches Umweltministerium
3	Bohndick, Fred	SERAPLANT und icb consulting
4	Bouchereau, Céline	Veolia Deutschland GmbH
5	Clemens, Joachim	Soepenbergl Fertilizers BV
6	Conzelmann, Lea	Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH
7	Fischer, Rachel Rowena	Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen
8	Fischinger, Stephanie	Bioland Beratung GmbH
9	Haake, Albert	Landwirt
10	Hartmann, Sebastian	Abwasserverband Mittlere Mümling
11	Heinrich, Steffen	Zweckverband Frohnbach
12	Hoffmann, Carlotta	Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH
13	Kabbe, Christian	Isle Utilities
14	Kleyböcker, Anne	Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH
15	Kolbe, Hartmut	ehemals LfU Bayern, Landwirtschaft u. Geologie
16	Krämer, Jana	Deutsche Phosphor-Plattform DPP e.V.
17	Krannich, Gunnar	Abwasserverband Mittlere Mümling
18	Kraus, Fabian	Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH
19	Künsemöller, Hermann	Bioland Betrieb

20	Lengemann, Andreas	Berliner Wasserbetriebe
21	Lindenmeier, Josef	ICL Europe B.V. Ludwigshafen
22	Möller, Kurt	LTZ
23	Muskolus, Andreas	Institut für Agrar- und Stadtökologische Projekte
24	Pahl, Ole	Glasgow Caledonian University
25	Reichelt, Lena-Dorothea	Glasgow Caledonian University (Phos4You)
26	Reimer, Marie	Universität Hohenheim
27	Schnee, Rainer	Chemische Fabrik Budenheim KG / ExtraPhos
28	Spiegel, Ann-Kathrin	Bioland Beratung GmbH
29	Volkstädt, Khadija	ICL Fertilizers Europe
30	Wagner, Bernhard	Wassergut Canitz GmbH
31	Weidelt, Susanne	EKO-PLANT GmbH
32	Zamzow, Malte	Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

9.4.4 Informationsveranstaltung auf der BIOFACH in Nürnberg am 14.02.2019

Auf der BIOFACH 2019 wurde eine Vortragsveranstaltung organisiert, um im Ökosektor weiter auf das Thema aufmerksam zu machen. Zur Veranstaltung „Zukunftsweisend: Regionale Phosphordünger für den Ökolandbau aus kommunalen Abwässern“ am 14.02.2019 fanden sich rund 25 Teilnehmer ein. Perspektivisch wird durch das Networking bei der Veranstaltung ggf. ein Artikel zur Verbraucheraufklärung im Magazin „Schrot & Korn“ erscheinen.

9.4.5 Wasserwerkstatt (KWB-Kolloquium) in Berlin am 26.03.2019

Zum Projektabschluss wurde im Rahmen des Formats „Wasserwerkstatt“ eine Informationsveranstaltung in Berlin durchgeführt. Es kamen etwa 100 Teilnehmer vorwiegend aus dem Bereich der Berliner Wasserwirtschaft. In vier Vorträgen (siehe Abbildung 39) wurde aus verschiedenen Blickwinkeln das Thema Phosphorrecycling thematisiert. Frau Spiegel (Bioland Beratungs GmbH) stellte dem Auditorium die Ergebnisse des Projektes nurec4org vor mit Schwerpunkt auf den Akzeptanzkriterien, welche im Projekt erarbeitet wurden. Herr Clemens (SF-Soepenbergr GmbH) gab einen Überblick hinsichtlich der Herausforderungen beim Inverkehrbringen von recycelten Düngemitteln, wobei er auch ausdrücklich die positiven Pflanzenbaulichen Aspekte von Recyclingprodukten wie Struvit hervorhob. Herr Bunthoff informierte über aktuelle Monoverbrennungsprojekte und ein P-Rückgewinnungsprojekt der Gelsenwasser AG. Letztlich stellte Herr Kraus, die rechtlichen Hürden innerhalb der Klärschlammverordnung da, wobei er den Kontext zu Themen wie Energierückgewinnung aus Abwasser und Abfallvermeidung herstellte.

47. Berliner Wasserwerkstatt

Kolloquium des Kompetenzzentrums Wasser Berlin

Der Weg ins Zeitalter des Phosphor-Recyclings Akteure über ihre Erwartungen, Wünsche und Hoffnungen

26. März 2018, 17:00 – 19:00 Uhr

Ort: Berliner Wasserbetriebe – Raum 5.312-1

Mit Beschluss der neuen Klärschlammverordnung von 2017 soll ab 2029 der Nährstoff Phosphat in großem Stil aus Kläranlagen zurückgewonnen und in den Wirtschaftskreislauf gebracht werden. Auch wenn die Pflicht zur Phosphorrückgewinnung nach dem Verordnungstext allein bei den Klärschlammherzeugern liegt, müssen zur endgültigen Umsetzung alle potenziellen Akteure entlang der erwarteten Wertschöpfungskette - vom Abwasser über die Düngemittelherstellung bis hin zur Düngemittelanwendung – in den Prozess eingebunden werden. In dieser Wasserwerkstatt werden ausgewählte potenzielle Akteure darüber berichten, wie sie sich auf das Zeitalter des Phosphorrecyclings vorbereiten.

Das Kompetenzzentrum Wasser Berlin hat sich diesem Thema vor beinahe 10 Jahren erstmals mit dem Projekt CodiGreen angenommen. Inzwischen wurden und werden in mehr als 10 Forschungsprojekten verschiedenste Fragestellungen zum Thema Nährstoffrecycling bearbeitet. Eines dieser Projekte, das durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt geförderte Projekt nurec4org, wird in der Wasserwerkstatt durch den Projektpartner Bioland vorgestellt.

Begrüßung

Regina Gnirss, Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Geschäftsführerin

Einsatzmöglichkeiten von Nährstoffzyklen im Ökolandbau – das Projekt nurec4org
Ann-Kathrin Spiegel, Bioland e.V.

Anforderungen eines Düngemittelherstellers an recycelten Phosphor
Dr. Joachim Clemens, SF-SoepenberGmbH

Monoverbrennung und Phosphorrückgewinnung im Chemiepark Bitterfeld-Wolfen
Tim Bunthoff, Gelsenwasser AG

Die Vorgaben der Klärschlammverordnung zur Phosphorrückgewinnung – ein Interpretationsversuch
Fabian Kraus, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Moderation: Dr. Bodo Weigert

Imbiss ab 19:00 Uhr



Veranstaltungsort

Berliner Wasserbetriebe
Neue Jüdenstraße 1
10179 Berlin
Raum 5.312-1 (Aufzug 5A)

Veranstalter:

Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Anmeldung:

[Online Formular auf der KWB-Website](#)

Abbildung 39: Programm der 47. Berliner Wasserwerkstatt im Rahmen des Projektes nurec4org

9.5 Muster für ein Zulassungsdossier

REQUEST TO AMEND ANNEX II A – Fertilisers and soil conditioners

Inclusion

Introduced by¹: i.e. Germany

Date: 20XY-MM-DD

Contact e-mail: Max.Muster@bmel.bund.de

Name	Description, compositional requirements, conditions for use
Company XY Address	Fertiliser, what type of phosphate, similarities to already known fertilisers ...

1. Identification

Chemical name(s)	i.e. Ammonium-Magnesium-phosphate
Other names	i.e. struvite
Trade name	i.e. Berliner Pflanze
CAS code	
Other code(s)	

2. Characterisation (here probably also to include the remaining organic carbon?)

Composition: i.e. type of contained phosphates etc.
Relevant nutrients and trace elements content: range of % for N, P ₂ O ₅ , K ₂ O, MgO, CaO, SiO ₂ , Fe ₂ O ₃ , Al ₂ O ₃ ... , trace elements such as i.e. Cu, Zn, Mn ...

¹ Name of Member State

Physical properties: i.e. fine powder, granules or similar

Solubility: i.e. soluble in citric acid and alkali ammonium citrate. Not water soluble.

Origin, production method

Product obtained by ... short description how

The origin of material XY (sewage sludge, ash ...) used as raw material ...

3. Uses

Fertiliser or soil conditioner: fertiliser

Application method: according to sustainable fertilising practices

Dosage: depending on soil phosphate concentration and crop phosphate uptake in accordance with sustainable fertilising practices

Stage of plant development: i.e. prior to seeding

4. Status

Historic use: New and purer product as replacement for contaminated and low fertilising efficient phosphate rock

Regulatory status: not listed in directive 889/2008 appendix I. Approved by German fertiliser authorities

... listed under appendix XY in new EU fertiliser regulation ... under category CMC ... or even better if under PFC ...

5. Criteria article 7

Necessity²: 889/2008 allows basic slag and aluminium-calcium-phosphate as phosphate fertilisers besides phosphate rock. Only phosphate rock is currently available. But, it is almost not soluble in European soils and cannot compensate phosphate uptake of crops if animal manure is not available. Besides that and depending on geographical origin, phosphate rock

² See article 7.1 (b): essential for specific nutrition requirements of crops or specific soil conditioning purposes which can not be satisfied by the practices mentioned in Annex I.

contaminates European solid with heavy metals like Cadmium with high toxicity.

Environment (effects, contaminants): Product does not contain ... or is containing ... just as traces ...

Product contaminates soils in orders of magnitude less than phosphate rock with high natural concentration of Cd and U.

Product is based on domestic, renewable sources and not imported from other continents.

6. Other aspects

Human health and quality: i.e. non-hazardous for humans and animals

Various aspects (ethical, animal welfare, socio-economic): recycling of a non-renewable, imported fossil based resource like phosphate rock; replacement of up to XY% of phosphate rock mining and imports by natural, renewable domestic resources that otherwise is disposed of

Alternatives: Today, organic crop farmers have no alternative to balance the phosphorus concentration in neutral soils where phosphate rock cannot contribute to the plant available phosphate pool in soils.

7. Conclusion

Explain why the new product should be listed:

- Here issues like P depletion in soils etc.
- Non-availability of wo out of the three listed P fertilisers
- Advantages of the new product (purity, fertilising efficiency, renewable, domestic source...

-

8. Annexes

On request

9. Other references

On request