GEFÖRDERT VOM

Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

Zuwendungsempfänger:

Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (TI)

THÜNEN

Projekt:

„Nährstoffgemeinschaften für eine zukunftsfähige Landwirtschaft“ (Rural Urban Nutrient Partnership – RUN); Teilprojekt F

Förderkennzeichen:

031B0732F

Laufzeit:

01.04.2019 – 31.08.2024 (davon aktiv von 01.04.2019 bis 15.01.2024)

Autoren: Ben Joseph (ORCID 0000-0001-8394-9171) &
Heinz Stichnothe (ORCID 0000-0003-4031-2204)

„Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 031B0732F gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei der Autorin/beim Autor.“

Inhaltsverzeichnis

1 Kurzbericht 4

1.1 Ziel des Vorhabens 4

1.2 Wissenschaftlicher und technischer Stand zu Projektbeginn 4

1.3 Ablauf des Vorhabens 4

1.4 Wesentliche Ergebnisse 5

1.5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen 5

2 Ausführlicher Bericht 6

2.1 Einleitung 6

2.2 Ökobilanz von Abfall- und Abwasserbehandlungssystemen 7

2.2.1 Ökobilanz -Perspektiven (prozess- vs. produktbasiert) 8

2.2.2 Ökobilanz der landwirtschaftlichen Systeme 9

2.2.3 Konsequentionelle Ökobilanz 10

2.2.4 Wirkungsabschätzung 11

2.3 Ökobilanz des RUN-Systems 12

2.3.1 Zielsetzung und Zielgruppe 12

2.3.2 Funktionelle Einheit 12

2.3.3 Prozess-Perspektive (Abfallbehandlung) 13

2.3.4 Produkt-Perspektive (Düngermittel Herstellung) 13

2.3.5 Referenzflüsse 13

2.3.6 Systemerweiterung (Multifunktionalität) 13

2.3.7 Substitution 14

2.3.8 Systemgrenzen 14

2.3.9 Sachbilanz 16

2.3.10 Ergebnisse der Ökobilanzen 25

2.3.11 Ökobilanz der IST-Situation 27

2.3.12 Ökobilanz des RUN-Systems aus der Produktperspektive 32

2.3.13 Vergleich Labor- und Technikumsmaßstab 35

2.4 Szenarien 36

2.4.1 Szenarienentwicklung 36

2.4.2 Szenarienberechnung 41

2.4.3 RUN-Systembetrachtung im regionalen Kontext 42

2.4.4 Annahmen für den Regionalhof (basierend auf Informationen der Universität *Hohenheim)* 44

2.4.5 Nährstoffversorgung aus Wirtschaftsdünger: 46

2.4.6 Ergebnisse der Ökobilanz 48
2.4.7 Zusammenfassung 51
2.5 Zahlenmäßiger Nachweis 51
2.6 Notwendigkeit und Angemessenheit der geleisteten Arbeiten 52
2.7 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit 52
2.8 Forschungsergebnisse Dritter während des Vorhabens 52
2.9 Referenzen 52

1 Kurzbericht

1.1 Ziel des Vorhabens

Im Rahmen der Förderlinie Agrarsysteme der Zukunft förderte das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) das inter- und transdisziplinäre Forschungsvorhaben Rural Urban Nutrient Partnership (RUN) – Nährstoffgemeinschaften für eine zukunftsfähige Landwirtschaft. RUN ist ein inter- und transdisziplinäres Forschungsvorhaben, in dem die Zukunftsvisionen einer Partnerschaft zwischen Landwirt/innen und städtischen Bewohner/innen etabliert und praktisch überprüft werden soll.

Das Projektziel ist die Schließung von Nähr- und Wertstoffkreisläufen zwischen regionalen Stadt- und Landschaftsräumen und liefert einen wertvollen Beitrag zur Steigerung der Resilienz und Ressourceneffizienz von Agrarsystemen. Zur Erreichung des Projektziels werden übertragbare und auf ökologische und ökonomische Nachhaltigkeit geprüfte Konzepte und Technologielösungen erarbeitet und in der Praxis erprobt.

Das Thünen Institut unterstützte die Projektziele durch

1. Begleitende Ökobilanzierung der RUN-Technologie vom Labormaßstab bis zum Technikumsmaßstab,
2. Mitarbeit an der Entwicklung von Szenarien gemeinsam mit anderem Projektpartnern, vernehmlich KIT und der Universität Hohenheim.

1.2 Wissenschaftlicher und technischer Stand zu Projektbeginn

Das gegenwärtige Agrarsystem erfüllt generell seine Funktion effizient landwirtschaftliche Erzeugnisse hervorzubringen. Eine wichtige Vorbedingung hierfür ist der Einsatz von Düngemitteln, die entweder erdölbasiert sind oder einen hohen fossilen Energiebedarf erfordern, mit den damit verbundenen u.a. umweltbezogenen negativen Nebenwirkungen. Regional potenziell vorhandene Quellen für Düngemittel, wie bspw. in Abwässer vorhandene Nährstoffe, werden nur in Ausnahmefällen genutzt. Typischer-weise werden Düngemittel importiert. Dadurch stellt sich die Frage, ob eine regionale Kreislaufführung von Nährstoffen nicht insgesamt nachhaltiger sein kann. In der Literatur, aber auch in vielen Pilotanlagen werden unterschiedliche Verfahren diskutiert bzw. getestet, durch eine Trennung des Abwassers in Grau- und Schwarzwasser die Möglichkeiten der Nährstoffrückgewinnung und gleichzeitig die Energie- und Ressourceneffizienz zu verbessern. Eine Analyse der Nachhaltigkeit einer regionalen Kreislaufführung von Nährstoffen fehlte bisher.

1.3 Ablauf des Vorhabens

Grundlage für Planung und Ablauf des Vorhabens war das Gesamtkonzept für das Projekt Nährstoffgemeinschaften für eine zukunftsfähige Landwirtschaft „Rural Urban Nutrient Partnership (RUN)“, später ergänzt um das „Gesamtkonzept für das Projekt mit Fokus auf Projektteil II“. Das Projekt startete am 01.04.2019 und endete am 31.08.2024.

Unter der Vorgabe bioökonomischer Prinzipien wurden im Konsortium konzeptionell-technische Lösungen für eine kleinräumige Partnerschaft zwischen Landwirtschaft und dem urbanen Raum entwickelt. Das Vorhaben wurde von einem Konsortium bestehend aus Agrar- und Ingenieurwissenschaftlern, Soziologen, Systemanalytikern, Stadt- und Landschaftsplanenden, Ingenieuren und kommunalen Institutionen durchgeführt.

Das Thünen Institut war vom 01.04.2020 bis 15.01.2024 am RUN-Projekt aktiv beteiligt. Die Arbeiten des Thünen Instituts verteilten sich gleichmäßig über diese Zeit und bauten aufeinander auf und verliefen synchron mit der der Projektpartner.

1.4 Wesentliche Ergebnisse

Folgende Fragen sollten beantwortet werden:

- Ist die Rückgewinnung von N, K und insbesondere P aus Küchenabfällen und Schwarzwasser ökologisch sinnvoll?
- Kann die Anwendung der Ökobilanz die Entwicklung der Rural Urban Nutrient (RUN) - Technologie in der Scale-up-Phase unterstützen?

Beide Fragen konnten mittels Ökobilanzierung positiv beantwortet werden. Alle Umweltauswirkungen von im Labormaßstab rückgewonnenem P waren wesentlich höher als die von herkömmlichen mineralischen P-Düngern. Kritische Faktoren, die das Treibhauspotenzial beeinflussen, konnten identifiziert und als Ausgangspunkt für die Optimierung der technischen Details genutzt werden. Im technischen Maßstab, mit einem Skalierungsfaktor von 100 im Vergleich zum Labormaßstab, war das Treibhauspotenzial des rückgewonnenen P_2O_5 negativ. Das ist vor allem auf die Gutschriften aus der durch Kraft-Wärme-Kopplung erzeugten Elektrizität und der Produktion von N-Dünger zurückzuführen. Dasselbe gilt für die Verknappung fossiler Ressourcen.

Die Ökobilanz erwies sich als ein sehr leistungsfähiges Instrument zur Ermittlung und Verbesserung der Umweltleistung der RUN-Technologie. Das erste Upscaling (Maßstabsvergrößerung) vom Labormaßstab in den technischen Maßstab führte zu wesentlich geringeren Umweltauswirkungen, insbesondere im Hinblick auf den Klimawandel.

1.5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Das Konsortium des Fördervorhabens setzte sich aus Forschungseinrichtungen sowie Unternehmen mit Sitz in der Bundesrepublik Deutschland zusammen. Neben dem KIT waren folgende Partner am Projekt beteiligt: Universität Stuttgart (USTUT), Universität Hohenheim (UHOH), TU Kaiserslautern (TUK; inzwischen Rheinland-Pfälzische Technische Universität Kaiserslautern-Landau), Universität Heidelberg (UHEI), Johann Heinrich von Thünen-Institut (TI), iat Ingenieurberatung für Abwassertechnik GmbH (iat), Björnsen Beratende Ingenieure GmbH (BBI; bis 30.06.2022) und Hochschule Trier (HST; ab 01.07.2022). Die Konsortialführung und Gesamtprojektleitung oblagen der Universität Stuttgart.

Das Verbundvorhaben RUN bestand aus vier Modulen, die inhaltlich und strukturell miteinander verzahnt waren. Die Teilmodule I bis III beinhalteten die wesentlichen wissenschaftlich-technischen Arbeiten; das Kernmodul umfasste die Synthese der Projektergebnisse inkl. Nachhaltigkeitsbewertung und Ergebnisdissemination. Das Thünen Institut war in dem TM I und TM II beteiligt. Begleitet wurde das Vorhaben durch einen externen Projektbeirat.

Mittels Videokonferenzen, Telefonkonferenzen und persönlichen Treffen fand ein regelmäßiger Austausch im Konsortium sowohl auf operativer als auch auf Leitungsebene statt. Jedoch war, bedingt durch Covid, der überwiegende Teil der Kommunikation und des Austausches auf digitale Kommunikationsmittel beschränkt. Die Beschränkung auf Video- und Telefonkonferenzen erschwerte teilweise den Austausch und damit die Zusammenarbeit, auch bei der direkten Zusammenarbeit mit Partnern an gemeinsamen Themen. Andererseits konnten viele Fahrwege und -zeiten eingespart und neue Kollaborationswerkzeuge erprobt werden.

2 Ausführlicher Bericht

2.1 Einleitung

Rohstoffknappheit, Preisexplosionen, Wasserknappheit, endliche Ressourcen – die Landwirtschaft steht vor großen Herausforderungen. Im Rahmen der Förderlinie Agrarsysteme der Zukunft förderte das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) das inter- und transdisziplinäre Forschungsvor-haben Rural Urban Nutrient Partnership (RUN) – Nährstoffgemeinschaften für eine zukunftsfähige Landwirtschaft.

Das Projektziel von RUN war die Schließung von Nähr- und Wertstoffkreisläufen zwischen regionalen Stadt- und Landschaftsräumen (TI-Abb 1), um bereits auf dezentral-regionaler Ebene die Resilienz und Ressourceneffizienz von Agrarsystemen zu verbessern. Unter der Vorgabe bioökonomischer Prinzipien wurden konzeptionell-technische Lösungen für eine kleinräumige Partnerschaft zwischen Landwirtschaft und städtischen Bewohnenden entwickelt. Das Vorhaben wurde von einem Konsortium bestehend aus Agrar- und Ingenieurwissenschaftlern, Soziologen, Systemanalytikern, Stadt- und Landschaftsplanenden, Ingenieuren und kommunalen Institutionen durchgeführt.

TI-Abb 1 Regionaler Wertstoffkreislauf (Abbildung von der Projektkoordination bereitgestellt)

Zum einen wurden technische Verfahren(sketten) zur Rückgewinnung der Wertstoffe Phosphor, Stickstoff, Kalium und Kohlenstoff aus Bioabfällen (Küchenabfällen) und häuslichen Abwässern (Schwarzwasser) für die Herstellung von Düngemitteln und Biopolymeren (Bioplastik) entwickelt. Zum anderen wurden pflanzenbauliche Aspekte (Düngemittelsicherheit und -wirksamkeit) untersucht sowie landschaftsökologische und ökonomische Modelle entwickelt, Nachhaltigkeitsbewertungen durchgeführt und die gesellschaftliche Akzeptanz des RUN-Ansatzes überprüft.

Schließlich konnten übertragbare Strategien, Konzepte und Technologielösungen für ein zukunftsorientiertes Management von Nähr- und Wertstoffkreisläufen zwischen regionalen urbanen und ruralen Räumen aufgezeigt werden. Eine lebensweltnahe Erprobung der RUN-Technologie

erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Umweltcampus Birkenfeld der HS Trier in Form eines großtechnischen Pilotversuchs unter aktiver Einbindung der dortigen Quartiersbewohnenden.

Während der aktiven Projektlaufzeit des Thünen-Instituts wurden Arbeiten in den Arbeitspaketen AP I.5, und AP II.7 erbracht. Da die Arbeiten aus dem APIl.7 und AP II.5 unmittelbar in die Arbeiten der Kernmodule einflossen, wird auf eine nach Arbeitspaketen getrennte Darstellung der Ergebnisse verzichtet. Details zu den Arbeiten in APIl.7 und AP II.5 sind im Schlussbericht der Universität Stuttgart zu finden.

Die Arbeiten des Thünen-Instituts basieren zu einem nennenswerten Teil auf der Datenlieferung der andere Projektpartner. Details können aus den jeweiligen Schlussberichten der Partner entnommen werden.

2.2 Ökobilanz von Abfall- und Abwasserbehandlungssystemen

Organische Abfallströme aus städtischen Haushalten bestehen hauptsächlich aus Bioabfällen und Gartenabfällen, daneben ist Abwasser aus Haushalten ein wichtiger Abfallstrom. Je nach Standort in Deutschland werden diese Abfallströme über die jeweiligen Abfallwirtschaftssysteme entsorgt. Die Art der Abfallbewirtschaftung spielt eine entscheidende Stelle bei der Erhaltung der ökologischen Nachhaltigkeit, der öffentlichen Gesundheit und der Ressourcenschonung. In Deutschland ist die Kompostierung ein gängiges Abfallbehandlungsverfahren für organische Abfälle und eine dreistufige Abwasserbehandlung wird eingesetzt, um Nähr- und Schadstoffe aus dem Abwasser zu entfernen. Aus ökologischer Sicht sind die derzeitigen Bewirtschaftungssysteme mit Emissionen verbunden und tragen somit zu den Umweltauswirkungen bei. Ökobilanzstudien werden üblicherweise zur Abschätzung der Umweltauswirkungen von Abfallbewirtschaftungssystemen herangezogen, und diese Studien ergaben, dass bei der Kompostierung von 1 Tonne organischer Abfälle zwischen 0.1 bis 0.5 kg CO_2-Äquivalent ausgestoßen wird. In ähnlicher Weise verursacht die Behandlung von 1 m³ Haushaltsabwasser 0,3 bis 0,5 kg $CO_{2äq.}$ Die Schwankungsbreite der Umweltauswirkungen in relevanten LCA-Studien ist auf mehrere Gründe zurückzuführen, wie z. B. die Heterogenität des Rohmaterials, die verwendete Technologie, verwendete Sachbilanzmodelle, etc.

In dieser Studie wird die LCA-Analyse durchgeführt, um neue Technologien zur Behandlung und Nährstoffrückgewinnung einer Mischung aus organischen Haushaltsabfällen und Schwarzwasser zu untersuchen. Bevor man sich jedoch mit den neuen Technologien befasst, ist es wichtig, die LCA-Methoden zu verstehen, die üblicherweise zur Bewertung der derzeitigen Abfallbewirtschaftungstechnologien verwendet werden. Die beiden Hauptprozesse, die bei der derzeitigen Abfallwirtschaft im Mittelpunkt stehen, sind die Kompostierung und die Abwasseraufbereitung. Die für die LCA-Studien angewandte Methodik steht im Allgemeinen im Einklang mit den Normen ISO 14040 und 14044(Oviedo-Ocaña, Abendroth et al. 2023). Die Ökobilanz gilt als ganzheitlicher Ansatz, der den Lebenszyklus eines Produkts oder Prozesses von der Wiege bis zur Bahre umfasst. Je nach Umfang der Studie verwenden die meisten Abfallwirtschaftssysteme, insbesondere diejenigen, die organische Abfälle behandeln, jedoch einen "bin to grave"- oder "bin to cradle"-Ansatz (Mulya, Zhou et al. 2022) Click or tap here to enter text.. Dies bedeutet, dass die organischen Abfälle nicht belastet werden, d. h. die mit dem Produkt verbundenen Emissionen, bevor es zu Abfall wird, werden nicht berücksichtigt. Das Ziel der meisten LCA-Studien zur Kompostierung war der Vergleich verschiedener Abfallbewirtschaftungstechnologien, daher wurde für eine inputbasierte funktionale Einheit verwendet, z.B. 1 Tonne organischer(Oviedo-Ocaña, Abendroth et al. 2023).

Systemgrenzen definieren die Einbeziehung und den Ausschluss eines Teilprozesses und beeinflussen die Bewertungsergebnisse erheblich (Iqbal, Liu et al. 2020). Zu den Teilprozessen in einem Kompostierungssystem können die Sammlung und der Transport des Abfalls, die Vorbehandlung, die

Kompostierung und in einigen Fällen auch die Ausbringung des Komposts in den Boden gehören. Je nach Umfang der Studie werden jedoch einige der Teilprozesse und die damit verbundenen Emissionen ausgeschlossen. Um das Kompostierungssystem mit anderen Abfallbewirtschaftungssystemen vergleichen zu können, muss daher eine ähnliche Systemgrenze berücksichtigt werden. Die Emissionen aus dem Hauptkompostierungsprozess werden auch durch technologische Aspekte wie die Art der Kompostierung und den Einsatz von Biofiltern beeinflusst. Zu den häufigsten Emissionen aus der Kompostierung gehören NH_3, N_2O, NMVOC, NO_x und CH_4, aber je nach Umfang und Datenverfügbarkeit variieren auch die in den einzelnen Studien berücksichtigten Kompostierungsemissionen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Ergebnisse von Ökobilanzen für die Kompostierung aufgrund der Unterschiede bei den verwendeten Rohstoffen, der Technologie und den berücksichtigten Emissionen mit einer potenziellen Unsicherheit behaftet sind. Abwasserbehandlungsverfahren zielen auf die Entfernung von Schadstoffen aus dem Abwasserstrom ab. Während des biologischen Klärprozesses entstehen jedoch Emissionen von CH_4 und N_2O, die zusammen mit der für den Klärprozess verbrauchten Energie am meisten zu den Treibhausgasemissionen beitragen (Tsangas, Papamichael et al. 2023). Das Ziel von Ökobilanzen für die Abwasserbehandlung besteht hauptsächlich darin, Behandlungstechnologien zu vergleichen, und in einigen Fällen werden auch die mit der Energie- und Materialrückgewinnung verbundenen Teilprozesse zu untersuchen. In der Regel wird eine "Gate-to-Grave"-Betrachtung verwendet, bei der die Systemgrenze mit der Vorbehandlung und der ersten Behandlungsstufe beginnt, die aus Grobrechen und Sandentfernung besteht, die zweite Behandlungsstufe umfasst ein Belebungsbecken mit anschließender Sedimentation, die anaerobe Faulung zur Stabilisierung des Überschussschlamms und schließlich die Schlammentsorgung wird ebenfalls berücksichtigt. Der Umweltnutzen eines Abwasserbehandlungssystems entsteht durch die Vermeidung/Reduzierung von Umweltwirkungen des ungeklärten Abwassers und wird durch die erzeugte Energie oder von zurückgewonnenen Düngemitteln noch verstärkt. Die funktionelle Einheit für die Ökobilanz der Abwasserbehandlung kann der pro Personenäquivalent erzeugte Zufluss, ein Einwohnergleichwert oder die Zuflussmenge pro Tag sein. Da in der Regel eine inputbasierte funktionale Einheit verwendet wird, wird die Behandlungseffizienz des Systems oft übersehen. Studien, wie z.B (Ioannou-Ttofa, Foteinis et al. 2016), haben $1m^3$ Abwassers als funktionelle Einheit verwendet und dies entsprach der effektiven Behandlung von 1 m^3 kommunalem Abwassers.

Bei dieser Ökobilanz werden die Faktoren der Kompostierungs- und Abwasserbehandlungssysteme für die Modellierung des derzeitigen Abfallbehandlungssystems, d.h. als Referenzsystem, verwendet.

2.2.1 Ökobilanz -Perspektiven (prozess- vs. produktbasiert)

Die Produktperspektive ist eine Methode zur Durchführung von Ökobilanzen, die die Umweltauswirkungen der Herstellung eines Produkts aus einem Abfallmaterial wie Klärschlamm berücksichtigt. Die Produktperspektive eignet sich besser für die Bewertung der Produktion von Phosphatdüngern auf Klärschlammbasis, wenn es darum geht, sie in dieser Studie mit herkömmlichen Mineraldüngern zu vergleichen (Pradel and Aissani 2019, Lam, Solon et al. 2022).

Es gibt auch Studien, die die Umweltauswirkungen der Phosphorrückgewinnungsverfahren in Kläranlagen (Prozessperspektive) über den gesamten Lebenszyklus bewerten. Aufgrund der unterschiedlichen Systemgrenzen bei der Prozess- bzw. Produktperspektive sind die Ergebnisse in der Regel nicht direkt miteinander vergleichbar.

2.2.2 Ökobilanz der landwirtschaftlichen Systeme

In den vergangenen Jahrzehnten ist eine intensive Landwirtschaft entstanden, um die wachsende Nachfrage nach Nahrungsmitteln zu befriedigen. Sie war gekennzeichnet durch eine Landbewirtschaftung, die durch den Einsatz von Düngemitteln, Pestiziden, Bewässerung und Mechanisierung eine hohe Produktivität anstrebte. Die rasante Entwicklung der intensiven Landwirtschaft hat zu einem erhöhten Ressourcenverbrauch, Erosion und weit verbreiteter Umweltverschmutzung geführt. Zur Klärung der durch die intensive Landwirtschaft verursachten Ressourcenverknappung und Umweltauswirkungen werden ebenfalls Ökobilanzen genutzt. Verglichen mit Ökobilanzen technischer Systeme zeigt die Ökobilanz landwirtschaftlicher Systeme eine, durch Boden- und Klimaeigenschaften bedingte, höhere Variabilität. Dies spiegelt sich in der Tatsache wider, dass die durch die landwirtschaftliche Ökobilanz gewonnenen Inventardaten in hohem Maße durch zeitliche und räumliche Bedingungen beeinflusst werden. Die Bewertung landwirtschaftlicher Systeme konzentriert sich in der Regel auf direkte Feldinputs und Aktivitäten wie Wasser, Saatgut, Düngemittel, Treibstoff, Strom, Pestizide und Bodennutzung sowie Bodenbearbeitungsmethoden. Die Düngung ist häufig die Hauptquelle von Emissionen in landwirtschaftlichen Produktionssystemen und kann 80 % der Gesamtemissionen ausmachen. Daher werden in einer Reihe von Studien die Umweltauswirkungen von Produktionssystemen mit unterschiedlicher Düngeintensität und -art untersucht. Die mit Düngemitteln verbundenen Umweltauswirkungen finden sowohl in der vorgelagerten Phase der Produktion als auch in der nachgelagerten Phase nach der Ausbringung statt.

Die Herstellung von Düngemitteln, insbesondere von stickstoffhaltigen Düngemitteln, wie Kalkammonsalpeter oder Harnstoff, ist energieintensiv. Die Energie wird fast ausschließlich aus fossilen Brennstoffen gewonnen, was zur Freisetzung von Methan und Kohlendioxid während des Produktionsprozesses führt. Distickstoffoxid (N_2O) ist ein starkes Treibhausgas, das bei der Ausbringung von Stickstoffdüngern durch mikrobielle Prozesse im Boden freigesetzt wird. Auch Ammoniak (NH_3) wird bei der Herstellung von Stickstoffdüngern und insbesondere bei der Ausbringung auf dem Feld freigesetzt. Ammoniak hat Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit. Die Gewinnung und Verarbeitung von Phosphor für Düngemittel ist mit einem erheblichen Energieverbrauch und Umweltauswirkungen verbunden. Der Abfluss von landwirtschaftlichen Feldern, die mit phosphorhaltigen Düngemitteln gedüngt wurden, kann zur Wasserverschmutzung beitragen, was zu Problemen wie Algenblüten und der Zerstörung von Ökosystemen führt. Die Verwendung nachhaltigerer Düngemittel für die Pflanzenproduktion ist daher eine der Methoden zur Verringerung der gesamten Umweltauswirkungen. Ein wesentliches Hindernis ist jedoch die geringere Effizienz und ggf. Umweltverträglichkeit, die den zurückgewonnenen Nährstoffen zugeschrieben werden (Herrera, D'Imporzano et al. 2022). In jüngster Zeit haben neuartige Technologien für die Nährstoffrückgewinnung zu einer erheblichen Verbesserung der damit einhergehenden Umweltwirkungen geführt. Dazu gehören die Ausfällung von Struvit mit Mg-Dosierung im Schlamm vor der Entwässerung, die pH-Einstellung durch Belüftung (Airprex), die Ausfällung von Struvit mit Mg in der Schlammflüssigkeit nach der Entwässerung und die pH-Einstellung durch NaOH. In ähnlicher Weise wurden auch Auslaugungsverfahren entwickelt, die die Auslaugung von ausgefaultem Schlamm, die Entwässerung und die P-Rückgewinnung in der Flüssigkeit nach der Entwässerung durch pH-Anhebung und Mg-Dosierung sowie die gleichzeitige Ausfällung von Metallen mit Na_2S oder Zitronensäure (Gifhorn- und Stuttgarter-Verfahren) umfassen. Aus der Sicht der Ökobilanz ist der schwierigste Aspekt der auf Auslaugung basierenden Technologie die Verwendung von Chemikalien und die mit ihrer Herstellung verbundenen Umweltauswirkungen. Daher kann durch eine Verringerung des Chemikalieneinsatzes beim Rückgewinnungsverfahren und eine verbesserte Effizienz der zurückgewonnenen Nährstoffe die Netto-Umweltauswirkungen verbessert werden.

2.2.3 Konsequentionelle Ökobilanz

Eine konsequentionelle oder veränderungsorientierte Ökobilanz befasst sich mit den umfassenderen und oft indirekten Folgen von Veränderungen in einem System. Sie betrachtet die potenziellen Auswirkungen einer veränderten Nachfrage nach einem Produkt oder einer Dienstleistung und wie sich diese Veränderung auf das Gesamtsystem auswirken könnte. Sie stützt sich auf das Konzept der Grenzprodukte. Die Ökobilanz konzentriert sich auf die Auswirkungen, die aufgrund der untersuchten Veränderung durch eine marginale Einheit verursacht werden, z. B. durch die Herstellung einer zusätzlichen Einheit eines Produkts oder die Änderung des Herstellungsprozesses. Sie hilft dabei, die Umweltauswirkungen bestimmter Veränderungen im System zu verstehen. Ein vereinfachter Ansatz wurde verwendet, um die Grenzprodukte für die jeweiligen Mineraldünger zu ermitteln.

Schritt 1: Es wurden die in der Ecoinvent-Datenbank verfügbaren Düngemitteldaten berücksichtigt.

TI-Tabelle 1: Datensätze zu Düngemitteln, die in Ecoinvent verfügbar sind

N-Düngemittel	P-Düngemittel	K-Düngemittel
Ammoniumnitrat	Superphosphat	Kaliumchlorid
Schwefels. Ammoniak	Tripelsuperphosphat	Kaliumsulfat (K und S)
Kalkammonsalpeter		
Kalksalpeter		
Harnstoff-Ammoniumnitrat		
Harnstoff		
Ammoniumnitratphosphat (N und P)		
Ammonphosphat (N und P)		
Monoammoniumphosphat (N und P)		
	Kalisalpeter (N und K)	

TI-Tabelle 2: Literaturdaten für marginale Düngemittel

Geographical scope	N-Düngemittel	P-Düngemittel	K-Düngemittel
Denmark[1]	Kalkammonsalpeter	Ammonphosphat	Kaliumchlorid
Denmark[2]	Ammoniumnitrat	Tripelsuperphosphat	Kaliumchlorid
Netherland[3]	Ammoniumnitrat	Tripelsuperphosphat	Kaliumchlorid
Sweden[4]	Ammoniumnitrat		

1 (Tonini, Hamelin et al. 2012)
2 (Wesnas 2009)
3 (De Vries, Groenestein et al. 2012)
4 (Ahlgren, Bernesson et al. 2010)

Schritt 2: Feststellung, ob die Nachfrage nach dem betreffenden Düngemittel im geografischen Geltungsbereich der Studie gestiegen oder gesunken ist.

Anstieg der Nachfrage: Die marginale Technologie wird diejenige mit den langfristig niedrigsten Produktionskosten sein.

Rückgang der Nachfrage: Die marginale Technologie ist die am wenigsten wettbewerbsfähige Technologie und wird am wahrscheinlichsten aus dem Verkehr gezogen.

Der Marktkontext für Mineraldünger wurde kurz untersucht und es wurde festgestellt, dass die Gesamtnachfrage nach Mineraldüngern (N, P und K) in Deutschland voraussichtlich zurückgehen wird

(Fertilizers Europe, 2021)[1]. Daher müssen die am wenigsten wettbewerbsfähigen Düngemittel identifiziert werden.

2.2.4 Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung (Life Cycle Impact Assessment, LCIA) zielt darauf ab, die Ergebnisse der Sachbilanz (Ressourcenverbrauch und Emissionen) mit den Umweltauswirkungen auf der Grundlage von Wirkungspfaden zu verknüpfen. Wirkungspfade bestehen aus miteinander verbundenen Umweltprozessen und drücken die Kausalkette nachfolgender Wirkungen aus, die von einer Emission oder Extraktion ausgehen. Die Wirkungskategorien lassen sich grob in emissionsbezogene und ressourcenbezogene unterteilen. Die emissionsbezogenen Wirkungskategorien quantifizieren den Beitrag von Emissionen wie CH_4, CO_2, NO_x, N_2O usw. Die ressourcenbezogenen Wirkungskategorien hingegen schätzen den Beitrag der material- und energiebezogenen Aspekte.

Unter Verwendung von Charakterisierungsfaktoren (CFs) werden aus den Emissionen die Umweltauswirkungen berechnet. Die CFs werden anhand wissenschaftlich fundierter Modelle, denen relevante Ursache-Wirkungs-Ketten zugrunde liegen, abgeleitet. Ein CF gibt den mengenmäßigen Beitrag eines Elementarflusses zu einer bestimmten Wirkungskategorie an.

Je nach Ziel und Umfang der Studie müssen die geeigneten Wirkungskategorien ausgewählt werden. Für die Folgenabschätzung in dieser Studie wird ein gut etablierter problem-orientierter (mid-point) Ansatz verwendet, ReCiPe 2016 v1.1-Mittelpunktmethode, die von RIVM, der Radboud University, der Norwegian University of Science and Technology und PRé Consultants entwickelt wurde.

Die relevanten Wirkungskategorien variieren zwischen der Ökobilanz der Abwasserbehandlung, der Bioabfallbehandlung und der Düngemittelproduktion. Die Produktion von Düngemitteln verursacht hohe Werte in den Wirkungskategorien Klimawandel, Erschöpfung fossiler Brennstoffe und Versauerung. Der Schwerpunkt dieser Studie liegt auf den emissionsbezogenen Wirkungskategorien, vor allem auf den Wirkungskategorien, die sich auf die Emissionen konzentrieren, die aus den Vordergrundprozessen in der Abwasserbehandlung und dem Nährstoffrückgewinnungssystem entstehen. Für die Abwasserbehandlung ist die globale Erwärmung eine der wichtigsten Wirkungskategorien, daher ist der Treibhauseffekt (oder Global Warming Potential, THE) eine der Hauptauswirkungskategorien, die in dieser Studie. Für die Wirkungskategorie Eutrophierung ist die Ausbringung von Düngemitteln der wichtigste Faktor (Hasler, Bröring et al. 2015). Das Eutrophierungspotenzial ist ebenfalls von Bedeutung, da es den direkten Beitrag der Nährstoffeinleitungen aus dem Abwasserbehandlungssystem zu potenziellen Umweltauswirkungen auf die Gewässer bewertet. Um den Gesamteinfluss auf die menschliche Gesundheit zu bestimmen, wurde zusätzlich ein Schadensorientierter Indikator-Vergleich der gesundheitsbezogenen Wirkungskategorien durchgeführt, die anhand der behinderungsbereinigten Lebensjahre (DALYs) bewertet wurden. Nach (Huijbregts, Steinmann et al. 2017) ist das DALY ein Maß für die Anzahl der Jahre, die eine Person aufgrund einer Krankheit oder eines Unfalls verliert oder arbeitsunfähig ist, und misst die Belastung durch menschliche Krankheiten, die durch Umweltverschmutzung verursacht werden.

Der Schwerpunkt der vorliegenden Studie zielt nicht darauf ab, eine abschließende Antwort auf die Frage zu geben, welches Abwassersystem die geringsten Gesamtumweltauswirkungen hat, sondern darauf, die Vor- und Nachteile der einzelnen Systeme durch eine systematische Analyse der spezifischen Umweltwirkungen zu ermitteln. Dazu werden ausgewählte Wirkungskategorien verwendet, das sind Treibhauspotenzial (THE), Versauerungspotenzial (AP), stratosphärisches Ozonabbaupotenzial (ODP) und Ozonbildungspotenzial (OFP). Darüber hinaus wird auch der

[1] https://www.fertilizerseurope.com/

kumulierte Energiebedarf unter Berücksichtigung möglicher zukünftiger Energiemixe in Deutschland für den Vergleich herangezogen.

2.3 Ökobilanz des RUN-Systems

2.3.1 Zielsetzung und Zielgruppe

Die LCA-Studie ist in zwei Abschnitte unterteilt, wobei der erste Abschnitt die Umweltaspekte untersucht, die mit der Handhabung des gemischten Abfallstroms verbunden sind. Im zweiten Teil werden die Umweltaspekte bei der Herstellung von Düngemitteln untersucht.

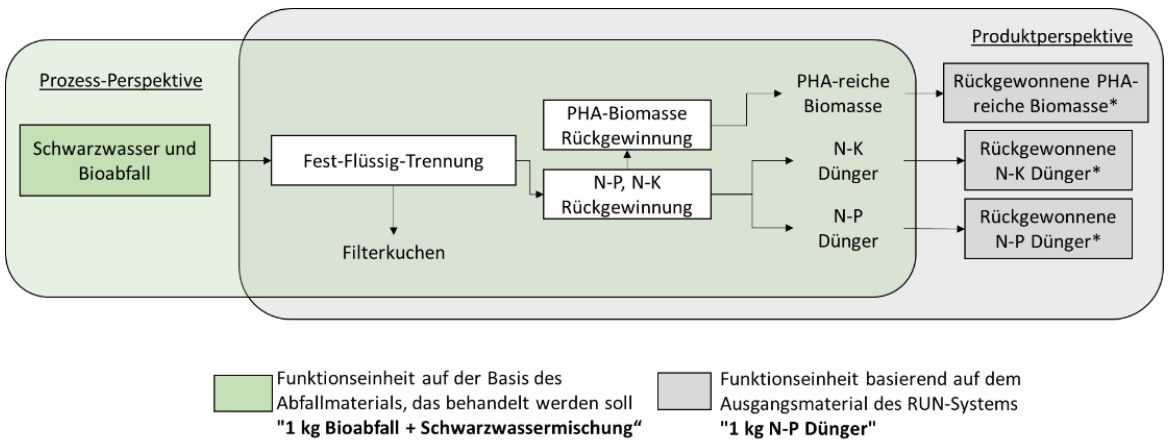
Ziel des ersten Teils der Studie ist es, die Umweltauswirkungen der Behandlung eines gemischten Abfallstroms, bestehend aus menschlichem Urin, Fäkalien und Bioabfall, unter Verwendung von Nährstoff- und Materialrückgewinnungstechnologien im RUN-System zu bewerten. Um die erhöhten oder verringerten Umweltauswirkungen des Umgangs mit gemischten Abfallströmen unter Verwendung des RUN-Systems abschätzen zu können, muss zunächst die aktuelle Situation definiert werden. Die Umweltauswirkungen werden mit der derzeitigen Situation verglichen, in der die Abwasserströme in einer Kläranlage und die Bioabfälle in einer Kompostieranlage behandelt werden.

Ziel des zweiten Teils der Studie ist es, die Umweltauswirkungen der Herstellung von Düngemitteln aus einem gemischten Abfallstrom unter Verwendung von Technologien zur Nährstoffrückgewinnung im RUN-System zu bewerten. Derzeit werden die für die Landwirtschaft benötigten Nährstoffe aus Mineraldüngern gewonnen. Die Umweltaspekte der Herstellung von Nährstoffen mit Hilfe des RUN-Systems werden mit der Herstellung von Mineraldüngern verglichen, um die Auswirkungen und Vorteile abzuschätzen.

Außerdem werden Hotspots im Nährstoffrückgewinnungssystem ermittelt, um die Umweltauswirkungen des Systems zu verringern. Diese Studie ist als Entscheidungshilfe für politische und administrative Akteure gedacht, die an der Regionalplanung beteiligt sind und eine teilweise oder vollständige Selbstversorgung mit Nährstoffrecycling in der Region anstreben, sowie für Abfallwirtschaftsbetriebe, die ein Nährstoffrückgewinnungssystem in ihr bestehendes System integrieren wollen. Forscher und Ingenieure, die auf dem Gebiet der städtischen Abfallwirtschaft und der Umweltverträglichkeitsprüfung von Abfallsystemen arbeiten, können diese Studie nutzen, um sie mit anderen Nährstoffrückgewinnungstechnologien zu vergleichen.

2.3.2 Funktionelle Einheit

In Studien, die sich mit der Rückgewinnung von Nährstoffen aus Abwasserströmen befassen, ist die funktionelle Einheit entweder die Prozessperspektive (Abwasserbehandlung) oder die Produktperspektive (rückgewonnene Nährstoffe).



TI-Abb 2 Prozess- und Produktperspektive für die Abschätzung der Umweltauswirkungen des RUN-Systems

Die primäre Funktion des in dieser Studie untersuchten RUN-Systems hängt von der Zielsetzung der Studie ab. Die Studie wird für die Region Heidelberg durchgeführt, und das Gebiet des Abwasserzweckverbandes (AZV) Heidelberg wird für die regionale Bewertung hinsichtlich der Siedlungsbedingungen und der Bevölkerung berücksichtigt. Für den ersten Teil der Studie lautet die primäre Funktion: Behandlung der kombinierten Abfallströme, daher ist die Funktionseinheit "Behandlung von 1 kg gemischtem Abfallstrom“. Die gewählte Funktionseinheit sollte einen Vergleich zwischen dem System RUN und den Systemen in der derzeitigen Situation ermöglichen, die die Hauptfunktion erfüllen. Für den zweiten Teil der Studie lautet die primäre Funktion: "Produktion von 1 kg P_2O_5".

2.3.3 Prozess-Perspektive (Abfallbehandlung)

Aus der Prozessperspektive ist die primäre Funktion die Behandlung des gemischten Abfallstroms. Daher werden die zurückgewonnenen Düngemittel, die Pflanzenkohle, die Wärmeenergie und die PHA-reiche Biomasse als Sekundärprodukte behandelt und substituiert.

2.3.4 Produkt-Perspektive (Düngermittel Herstellung)

Aus der Produktperspektive ist die primäre Funktion die Herstellung von P-Dünger. Daher werden die zurückgewonnenen N- und K-Dünger, die Pflanzenkohle (im Labormaßstab), die Elektrizität und die PHA-reiche Biomasse als Sekundärprodukte behandelt und substituiert.

2.3.5 Referenzflüsse

Die funktionelle Einheit ist eine quantifizierte Beschreibung der von einem Produkt oder System erbrachten Funktion oder Dienstleistung. Sie stellt den Grund für die Existenz des Produkts oder Prozesses dar und dient als Grundlage für den Vergleich verschiedener Alternativen. Der Referenzstrom ist die Menge eines Produkts oder Prozesses, die der funktionalen Einheit entspricht. Es handelt sich um die spezifische Menge des Produkts oder Prozesses, die in der LCA bewertet wird. Die Menge und Zusammensetzung des Mischabwassers wird abgeschätzt, indem Durchschnittswerte gebildet werden, die eine typische Zusammensetzung des häuslichen Abwassers für den mitteleuropäischen Raum darstellen sollen (DWA - Neuartige Sanitärsysteme 2015). Die täglichen Massenströme von Urin, Fäkalien (+ Toilettenpapier) und Grauwasser pro Person werden mit 1,5 (±0,5-2,5), 0,14 (±0,07-0,4) bzw. 108 (± 65-150) L/(pe*d) definiert. Die benötigte Spülwassermenge hängt von der verwendeten Technologie ab, sie reicht von 24 – 36 L/(pe*d) für konventionelle Spültoiletten (Remy 2010)In dieser Studie wird eine durchschnittliche Menge von 108 L Grauwasser pro Person und Tag angenommen (DWA 2015), dieser Wert kann bei der Annahme eines sinkenden Trends des Wasserverbrauchs in Deutschland, vor allem durch wassersparende Haushaltsgeräte, noch weiter sinken (Remy 2010, Remy 2010). Die Menge an Nährstoffen in menschlichen Ausscheidungen ist abhängig von der Ernährungsweise der Bevölkerung. Die Zusammensetzung des Trinkwassers wird abgeschätzt (Beitrag sowohl zum Toilettenabwasser über Spülwasser als auch zur Grauwasserbelastung) und stellt typische Konzentrationen nach Kontakt mit Rohrmaterialien dar. Die durchschnittliche Menge an Küchen- und Garten-Bioabfällen ist durch große Schwankungen gekennzeichnet, die z.B. vom Nutzerverhalten, der Struktur des Stadtgebietes und den Jahreszeiten abhängen. Die in dieser Studie angenommene Menge an Küchenabfällen repräsentiert das durchschnittliche Potenzial in Heidelberg (0,169 kg/pe*d). Die in dieser Studie angenommene Menge an Garten-Bioabfall entspricht dem durchschnittlichen Potenzial in Heidelberg (0,109 kg/pe*d).

2.3.6 Systemerweiterung (Multifunktionalität)

Neben der primären Funktion kann die Implementierung des RUN-Systems zur Behandlung von Abfallströmen auch zusätzliche Funktionen erfüllen. Diese zusätzlichen Funktionen können als

sekundäre Funktionen eingestuft werden, und die Einbeziehung der sekundären Funktionen in die Ökobilanz erfolgt durch eine Systemerweiterung. Die Systemerweiterung folgt dem Ansatz der vermiedenen Auswirkungen, indem die Umweltauswirkungen substituierter Prozesse, die ähnliche Produkte liefern, abgezogen werden, um das RUN-System mit der aktuellen Situation vergleichbar zu machen. Zu diesem Zweck werden die vermiedenen Belastungen (Emissionen) der tatsächlich substituierten Produkte berechnet und von der Bestandsaufnahme subtrahiert. Da in dieser Studie ein konsequenter Ansatz verwendet wird, wurden marginale Prozesse zur Erweiterung des Systems genutzt, wo immer dies möglich ist, zur Erweiterung des Systems verwendet werden (Heimersson 2019).

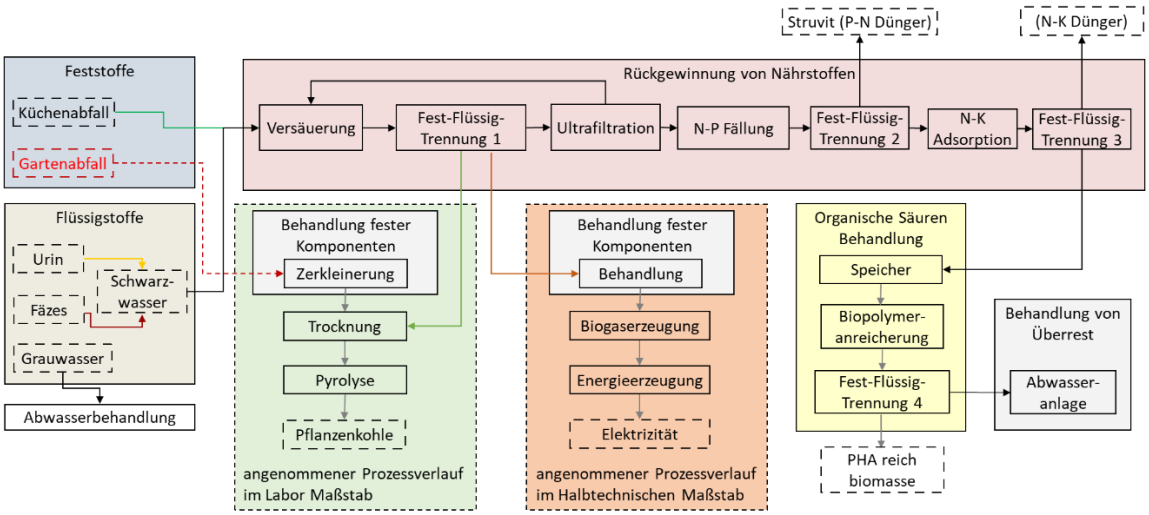
2.3.7 Substitution

Bei der Anrechnung des pflanzlichen Kohlenstoffs wird davon ausgegangen, dass 80 % des in der Pflanze gebundenen Kohlenstoffs, der andernfalls in die Atmosphäre freigesetzt würde, gebunden wird. Pflanzenkohle bietet eine große und langfristige C-Senke, wenn sie auf Böden aufgebracht wird(Lehmann, Gaunt et al. 2006). Obwohl einige Pflanzenkohlen noch bioabbaubares C enthalten, ist der in Pflanzenkohlen enthaltene C im Boden stabiler als das C in der ursprünglichen Biomasse. Bei der Pyrolyse wird im Gegensatz zur Verbrennung oder natürlichen Verrottung nur ein Teil (etwa ein Drittel) des von der Biomasse aufgenommenen CO_2 wieder an die Atmosphäre abgegeben. Während die Zusammensetzung und Qualität der Pflanzenkohlen variieren, haben diejenigen, die unter moderaten bis hohen Temperaturen produziert werden, stabiles C, das wahrscheinlich für Hunderte von Jahren bestehen bleibt. Laut IPCC können 80% (±11 %) des vorhandenen C stabil sein und nach 100 Jahren als dauerhaft sequestriert angesehen werden (Wang and Sainju 2014).

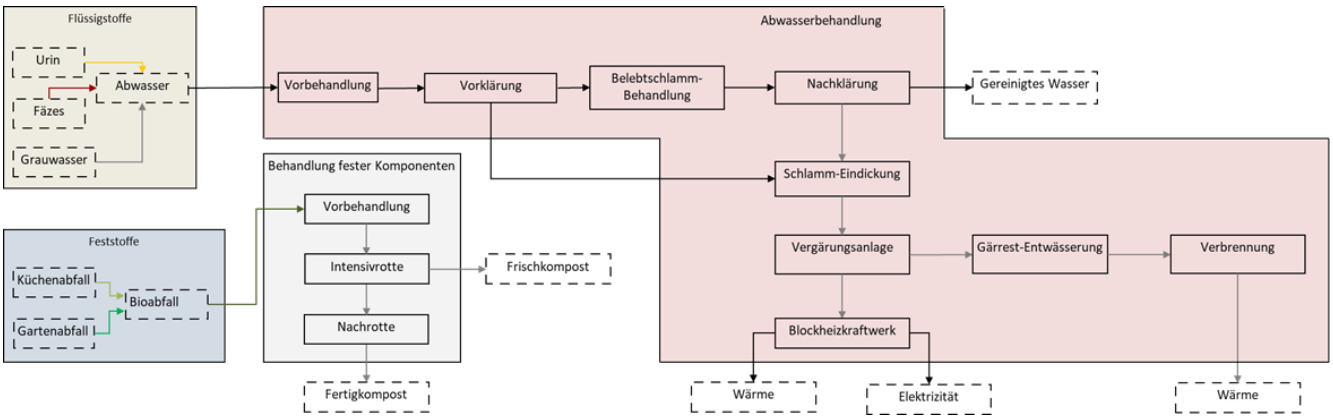
2.3.8 Systemgrenzen

Die Systemgrenze ist sowohl für die Produkt- als auch für die Prozessperspektive die gleiche. Die vorliegende Ökobilanz umfasst alle Prozesse, die für die Behandlung von Abwasser und Bioabfall im Verbandsgebiet des AZV Heidelberg erforderlich sind. Zusätzlich werden auch die Prozesse zur Herstellung von Nährstoffdüngern betrachtet. Das System beginnt mit der Sammlung von Rohabwasser und Bioabfall. Auch die Produktion und der Transport von Strom, Erdgas und Chemikalien, die für die Prozesse benötigt werden, werden einbezogen. Das System ist in Module unterteilt, die mehrere Prozesse umfassen, wobei jedes Modul mit der Herstellung von einem oder mehreren Produkten verbunden ist. Die Systemgrenze umfasst alle Prozesse, die zur Behandlung von Bioabfällen und Schwarzwasser verwendet werden.

Die experimentellen Versuche der RUN-Technologie wurden in zwei Maßstäben durchgeführt: im Labormaßstab und im halbindustriellen Maßstab. Das RUN-System in beiden Variationen, bestehend aus den jeweiligen Modulen, ist in TI-Abb 3 dargestellt. Die gegenwärtige Situation ist in TI-Abb 4 abgebildet.



TI-Abb 3 Systemgrenze des untersuchten Labormaßstabs und des halben technischen RUN-Systems



TI-Abb 4 Systemgrenzen des analysierten aktuellen Systems (Ist-System[2]) zur Behandlung der Abfallströme

Bei der Bewertung im Labormaßstab wird davon ausgegangen, dass der Filterkuchen für die Herstellung von Pflanzenkohle durch Pyrolyse verwendet wird. In der halbtechnischen Anlage wird der Filterkuchen jedoch durch Vergärung zur Erzeugung von Biogas und damit zur Stromerzeugung genutzt. Ebenso werden Gartenabfälle aus Haushalten im Labormaßstab mittels Pyrolyse behandelt, während im halbtechnischen System davon ausgegangen wird, dass sie kompostiert werden.

TI-Tabelle 3: Eigenschaften des Labormaßstabs und des halbtechnischen RUN-Systems

	Labormaßstab	Halbtechnischen Maßstab
Chargengröße	1 l	110 l
Ausgangsprodukte	N-P Dünger N-K Dünger Pflanzenkohle PHA reiche Biomasse	N-P Dünger N-K Dünger Elektrizität Biogasanlage PHA reiche Biomasse

[2] Ist-Situation, Arbeitspapier 2022 – Uni Hohenheim

2.3.8.1 Betrieb

Alle relevanten Prozesse, die für den Betrieb der analysierten Abfallbehandlungssysteme erforderlich sind, werden in die Sachbilanz aufgenommen. In der Regel ist jeder einzelne Prozess wieder mit allen vor- und nachgelagerten Prozessen verknüpft, die zur Erzeugung von Energie, Roh- und Hilfsstoffen oder zur Behandlung und Entsorgung von Reststoffen erforderlich sind. Insbesondere werden die folgenden Lebenszyklusphasen einbezogen:

- Haushalt: Toiletten (Urinieren und Defäkation einschließlich Toilettenspülung), Wasserverbrauch und -verschmutzung durch Körperpflege und Wäschewaschen; Anfall von Küchen- und Gartenbiomüll
- Konventionelle Abwasserreinigung (Belebtschlammverfahren, einschließlich Faulung des Klärschlamms, Entwässerung und Verbrennung)
- Bioabfallkompostierung: intensives und offenes Kompostierungssystem zur Behandlung des Bioabfalls in der jetzigen Situationsanlage
- Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung: Ansäuerung des Substrats, Ultrafiltration, mechanische Trennung und Rückgewinnungsverfahren für N-P- und N-K-Düngemittel
- Produktion von PHA-reicher Biomasse: Selektion und Akkumulationsprozess
- Pflanzenkohle-Produktion: Trocknung und Pyrolyseprozess Im Labormaßstab RUN-System)
- Ausbringung von Düngemitteln, die aus zurückgewonnenen Nährstoffen und Mineraldüngern hergestellt werden: Bedienung der für die Ausbringung benötigten Maschinen
- Herstellung und Ausbringung von Mineraldüngern
- Erzeugung und Bereitstellung von elektrischer und thermischer Energie
- Transport von Bioabfällen bei der Sammlung, Klärschlamm-Gärresten und Düngemitteln.

2.3.8.2 Infrastruktur

Für alle Prozesse ist diese Ökobilanz nicht auf die durch den Prozessbetrieb verursachten Auswirkungen beschränkt. Da das Sammelsystem für den Abfallstrom sowohl für das RUN- als auch für das konventionelle Szenario unterschiedliche Infrastrukturen umfasst. Obwohl die Auswirkungen der Kläranlageninfrastruktur aufgrund der langen Lebensdauer der Abwasserinfrastruktur als vernachlässigbar im Vergleich zu den Auswirkungen des Betriebs eingestuft werden (Remy 2010), wird sie dennoch in der Analyse zum Vergleich zwischen beiden Systemen berücksichtigt.

- Werkstoffe für Rohre zur inner- und außerbetrieblichen Ableitung von Mischwasser, Grauwasser, Urin und Fäkalien
- Konventionelle Abwasserreinigungsanlage
- Vakuumanlage
- Klärschlammfaulbehälter und Blockheizkraftwerk
- Tanks für die Lagerung von Chemikalien
- Reaktoren zur Versäuerung, N-P-, N-K- und PHA-Rückgewinnung
- Mechanische Abscheideanlagen
- Pyrolyse- und Trocknungsanlagen

2.3.9 Sachbilanz

Die Datenerfassung in der Ökobilanz umfasst die systematische Sammlung umfassender Informationen über alle Phasen des Lebenszyklus und wird zur Erstellung einer Sachbilanz verwendet. Daten für eine Ökobilanz können aus verschiedenen Quellen gewonnen werden, einschließlich

Primärdaten, die aus den gemessenen experimentellen Daten der RUN-Prozesse abgeleitet werden. Sekundärdaten, die aus renommierten Datenbanken und branchenspezifischen Quellen stammen, können die Primärdaten ergänzen, insbesondere für Aspekte, die nicht in den experimentellen Bereich fallen. Darüber hinaus können Literaturübersichten und akademische Studien wertvolle Erkenntnisse liefern.

Die Primärdaten wurden von den Projektpartnern mit Hilfe von Datenerfassungsformularen erhoben. Diese dienen als strukturierte Vorlagen, die sicherstellen, dass wesentliche Datenpunkte nicht übersehen werden und die Daten einheitlich erfasst werden. LCA-Datenerhebungsformulare sind oft auf die spezifischen Anforderungen der untersuchten Prozesse zugeschnitten (Anhang A2). Der Nutzen liegt nicht nur in der Datenerfassung, sondern auch in der Förderung der Transparenz, der Erleichterung der Datenanalyse und der Gewährleistung, dass die Ergebnisse der Bewertung auf einem zuverlässigen und umfassenden Datensatz basieren.

Die für die Erstellung der Sachbilanz verwendeten Prozessparameter und Annahmen werden in diesem Abschnitt erläutert.

2.3.9.1 Abwasser- und Abfallbehandlung IST-Situation

Abwasser+Bioabfallmenge- 50921,15 kg/ Einwohner und Jahr

TI-Tabelle 4: Menge der Abfälle aus Haushalten

	kg/(Einwohner.Tag)
Küchenabfall	0,17
Grünabfall	0,109
Gesamt Bioabfall	0,28
Urin	1,37
Fäkalien + Toilettenpapier	0,14
Wasser für die Toilettenspülung	3
Grauwasser	108
Gesamt Abwasser	139,51
Jahresmenge	50921

a. Kläranlage

Die für diese Studie angenommene Kläranlage hat ein 3-stufiges Reinigungsverfahren mit mechanischen, biologischen und chemischen Stufen. Die Kläranlage kann 65.000m^3 Abwasser pro Tag behandeln und kann als Größenklasse 5 eingestuft werden, da sie für ca. 36.0000 Menschen ausgelegt ist. In einem speziellen Verfahren, dem „Heidelberger Modell", werden zudem die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff eliminiert. Das gereinigte Abwasser wird dann wieder dem Neckar zugeführt.

- Vorbehandlung

Die Vorbehandlungsschritte finden in einer Rechenanlage mit Sandfang statt. Die Siebung, Sandabscheider und Fettabscheider werden behandelt, um grobes Material, anorganische Stoffe (Sand) und schwimmendes Fett zu entfernen. Das abgetrennte Fett wird in den Faulturm überführt und dient als Substrat für die Biogasproduktion.

Beim Sieben entferntes Material (Remy 2010)
Grit- 0,0014%
Grobes Material- 0,0018%
Fett- 0,0019%

Energiebedarf: Das Abwasser fließt durch die Schwerkraft durch den Rechenprozess. Für Rechen und Sandfang finden sich im Handbuch "Energie in Kläranlagen" (MUNLV, 1999) bereits errechnete

spezifische Energieverbräuche. Dieser Wert setzt sich aus der Energie zusammen, die in der Rechenanlage für den Betrieb, den Transport und die Entwässerung des gefilterten Materials verbraucht wird. Der Bereich im Handbuch liegt zwischen 0,5 bis 1,5 Wh/m³, der höhere Wert wird in dieser Studie angenommen.

$$ERech = 1{,}5\ Wh/m3$$

Ein belüfteter Sandfang inklusive Gebläse, Entnahmepumpe und Wäsche verbraucht laut Handbuch

$$ESandF = 5{,}5\ Wh/m^3$$

- Vorklärbecken/ Sedimentation

In der Sedimentationsstufe werden die ungelösten Feststoffe, die aus den partikulären Elementspezies bestehen, durch Schwerkraft aus dem Abwasser abgetrennt. Das Abwasser wird einer weiteren Behandlung unterzogen, um gelöste Bestandteile zu entfernen, und die abgetrennte Fraktion, die als Primärschlamm bezeichnet wird, wird in den Faulturm gepumpt. Es wird angenommen, dass der Primärschlamm einen durchschnittlichen Trockensubstanzgehalt von 3% FM (Frischmasse) und einen Gehalt an organischen Feststoffen von 81% TS (Trockensubstanz) aufweist.

Energiebedarf: Der Energiebedarf für den Sedimentationsprozess wurde auf der Grundlage des im Primärschlamm vorhandenen Trockenstoffgehalts geschätzt.

$$Esedi = 0{,}08\ kWh/\ kg\ TS$$

Die für das Pumpen des Primärschlamms verbrauchte Energie wurde anhand der Druckhöhe und der Menge des zur Gärrestentwässerungsanlage gepumpten Schlamms geschätzt.

$$Epspump = 6\ Wh/\ (m3*m\ pressure\ head)$$

- Belebtschlammbehandlung und Nachklärbecken

Die Nährstoffentfernung, einschließlich der Eliminierung von organischen Stoffen, Stickstoff (Umwandlung von gelöstem Stickstoff zu N_2 über Nitrifikation und Denitrifikation) und Phosphor (chemische Fällung mit Eisensalzen) erfolgt in der Belebungsstufe des Schlamms. Die Dosierung von $FeCl_2$ unterstützt die P-Elimination durch chemische Fällung und überführt den eliminierten P in den Schlamm. Nachklärbecken dienen der Trennung des Belebtschlamms vom gereinigten Abwasser, Belebtschlamm wird in das Belebungsbecken zurückgeführt. Ein Teil davon (Sekundär- oder Überschussschlamm) wird abgetrennt und in Zentrifugen eingedickt, um seinen Feststoffgehalt vor der Stabilisierung zu erhöhen.

Energiebedarf: Bei der Belebtschlammbehandlung sind mehrere Schritte einschließlich Belüftung, Mischen und Pumpen beteiligt, daher wird die Energie anhand der folgenden Gleichungen geschätzt.

- Belüftung zum Abbau organischer Substanzen, $E_{AECD=}$ 0.55 kWh/kg $COD_{respirated}$
- Belüftung für die Nitrifikation, $E_{AENIT=}$ 2.34 kWh/kg $_{Nnitrified}$
- Denitrifikation, EDENIT= -1,58 kWh/kg $N_{denitrified}$
- Umwälzung, Ecirc= 0.01 kWh/m^3 Abwasser
- Umwälzung und Vermischung, E_{mix}= 0.05 kWh/m^3 Abwasser
- Phosphatfällung, E_{pprec}= 0.37 kWh/kg P eliminiert

Emissionen: Gelöster Stickstoff wird durch Einarbeitung in den Schlamm oder durch Denitrifikation zu elementarem N_2 eliminiert. Bei diesem Prozess entstehen geringe Emissionen von N_2O und NH_3 aus den Becken. In dieser Studie werden 0,6 % des denitrifizierten N zu N_2O und 0,6 % des zuströmenden Ammoniums zu gasförmigen NH_3 umgewandelt

- Schlamm-Eindickung

Der bei der Sedimentation erzeugte Primärschlamm und der bei der Belebtschlammbehandlung erzeugte Überschussschlamm müssen vor dem Faulungsprozess eingedickt werden. Eine Reduzierung des Feuchtigkeitsgehaltes und des Volumens verringert den Wärmebedarf des Faulprozesses.

Der Primärschlamm und der Belebtschlamm werden getrennt eingedickt, da davon ausgegangen wird, dass sie unterschiedliche physikalische Eigenschaften haben. Der Primärschlamm hat einen durchschnittlichen Trockensubstanzgehalt von 3% und wird mit einem Durchlaufeindicker eingedickt, der den TR auf 6% ohne Einsatz von Zusatzstoffen erhöht. Der Überschussschlamm hat einen durchschnittlichen TR von 1% und wird mit einer Dekanterzentrifuge unter Zusatz von Koagulationshilfsmitteln auf 6% eingedickt.

Energiebedarf: Bei der Niedrigenergie-Schwerkraft-Eindickung für den Primärschlamm wird ein Verbrauch von 0,01 kWh/m^3 Schlamm angenommen (Kraus 2019). Die Belebtschlammeindickung mit Dekantern ist jedoch vergleichsweise energieintensiver, daher wird 1 kWh/m^3 Schlamm angenommen.

- Klärschlammfaulung und Klärgaserzeugung

Primär- und Überschussschlamm werden in einem Lagerbehälter gemischt, bevor der gemischte Schlamm in die anaeroben Faulbehälter geleitet wird. Hier wird der Schlamm durch mikrobielle Aktivität bei mesophilen Bedingungen (38°C) stabilisiert. Für die Beheizung der Faulbehälter wird thermische Energie benötigt, die durch die von den BHKWs erzeugte Wärme geliefert wird. In kalten Wintermonaten wird zusätzlich Erdgas zum Heizen verwendet. Während einer durchschnittlichen Verweilzeit von 15-30 Tagen wird die organische Substanz des Schlamms abgebaut und in Biogas umgewandelt.

Energiebedarf: Der Stromverbrauch für den Faulturm (Mischen und Pumpen) wird mit 3 kWh/m^3 Zulaufschlamm angenommen. Der Wärmebedarf wird über die Beheizung des Schlammes mit 30 kWh/m^3 Zulaufschlamm über das Jahr konstant angenommen.

- Blockheizkraftwerk

Das Klärgas wird in einer Blockheizkraftwerk-Anlage (BHKW) verbrannt, um elektrische und thermische Energie zu erzeugen. Das Klärgas aus der Faulung wird in Aktivkohlefiltern gereinigt und den KWK-Anlagen zugeführt, wo es mit elektrischen und thermischen Wirkungsgraden von 37,5 und 44,4% in Strom und Wärme umgewandelt wird (FNR 2019). Ein Teil des erzeugten Klärgases muss im Falle einer Anlagenstörung oder eines Speicherüberlaufs abgefackelt werden.

Energiebedarf: Der Strombedarf für den BHKW-Betrieb und die Gasreinigung wird mit 0,1 kWh/m^3 Faulgas angesetzt.

Emissionen: Zur Abschätzung der Emissionen von CH_4, NMVOC, N_2O, NO_x und SO_x wurden Emissionsfaktoren für den Volllastbetrieb verwendet. Die Emissionsfaktoren basierten auf der Menge des produzierten Biogases, die Details zu den Emissionsfaktoren sind in Tabelle A2 aufgeführt. Es wird davon ausgegangen, dass 0,75% des Klärgases durch unbeabsichtigte Undichtigkeiten verloren gehen FNR 2009, wobei Emissionen von Methan entstehen.

- Gärrest-Entwässerung

Der stabilisierte Klärschlamm wird mittels einer Zentrifuge unter Zugabe von organischen Koagulationshilfsmitteln (Polyacrylamid) entwässert.

Materialeinsatz: Der Polymerbedarf wird ebenfalls in Abhängigkeit von der Art der Phosphatelimination mit 9 g Wirkungsstoffe/kg TR.

Energiebedarf: Der Strombedarf der Zentrifuge wird mit 2,5 kWh/m^3 Zulaufschlamm angenommen.

- Transport und Behandlung von Gärresten

Der entwässerte Gärrest wird in die Monoverbrennung der BASF, wo er gemeinsam mit anderen Kläranlagenschlämmen und den Schlämmen der BASF verbrannt wird (Friedrich 2020).

b. Kompostierung

- Aussortieren

Grobe und nicht verrottende Verunreinigungen (z.B. Plastiktüten) können für eine spätere weitere Sortierung aussortiert werden und grobe Bioabfälle können für eine separate Zerkleinerung vom Material getrennt werden. Zur Entfernung der Eisenbestandteile wird das Magnetabscheideverfahren eingesetzt, dies hilft auch bei der Entfernung von Schwermetallen, die mit den Eisenbestandteilen verbunden sind.

Energiebedarf: Der Energieeinsatz für die Vorbehandlung umfasst Abluftbehandlung, Trommelsiebabscheider, Magnetabscheider und Schredder. Der Gesamtenergiebedarf (Ecopr) wird mit 14,2 kWh/ Tonne Eingangsmaterial angenommen (Vogt 2002).

- Intensive Kompostierung

Der intensive Rotteprozess bildet das Kernstück von Kompostierungsanlagen. Hier bauen Mikroorganismen organische Substanzen ab, indem sie sie in neue organische Verbindungen und teilweise auch in körpereigene Stoffe, Gase (insbesondere Kohlendioxid) und Wasser umwandeln. Die Intensivkompostierung erfolgt mit aktiver Belüftung, um genügend Sauerstoff für den aeroben Abbauprozess bereitzustellen. Als Intensivkompostierungsprozess wird in dieser Studie eine Tafelmiete-Kompostierung mit mechanisiertem Wender angenommen, die in einer geschlossenen Halle stattfindet. Die Abluft wird mit einem Biofilter behandelt, um Geruch und die Emission von NH_3 zu reduzieren.

Materialeinsatz: Der zusätzliche Luftbedarf für die Zersetzung von organischem Material wird mit 1,47 kg O_2 pro kg entferntem oTS angenommen.

Energiebedarf: Der Energiebedarf für die Intensivkompostierung ergibt sich hauptsächlich aus dem Betrieb des Biofilters E_{biofi} und des Umsetzers E_{comu}, sie werden mit 19,3 kWh und 10 kWh/t Inputmaterial angenommen.

Emissionen: CO_2, CH_4 und NMVOC sind Kohlenstoffemissionen, die während der intensiven Rotte emittiert werden. Es wird angenommen, dass der Biofilter fast 50 % der NMVOC-Emissionen reduziert, während CO_2 und CH_4 nicht reduziert werden. Die Stickstoffemissionen in die Luft liegen in Form von NH_3, N_2O und N_2 vor, davon hat NH_3 den größten Anteil. Im Biofilter werden fast 60 % NH_3-Emissionen in der Abluft reduziert, allerdings entsteht dabei N_20 und NO.

- Nachrotte

Zur Herstellung von Fertigkompost (Rottegrades IV) findet eine Nachrotte statt. Die Nachrotte findet in einer geschlossenen Halle statt, so dass auch hier die Abluft erfasst und behandelt werden kann. Während der Nachrotte wird das kompostierte Material alle zwei Wochen mit einer speziellen Wendemaschine, die von einem Dieselmotor angetrieben wird, gewendet.

Energieeinsatz: Der Energieeinsatz erfolgt hauptsächlich in Form von Diesel für den Betrieb der Drehmaschinen, dieser wird mit 0,76 l/t Einsatzmaterial angenommen.

2.3.9.2 Beschreibung des RUN-Systems im Labormaßstab

a. Haushalt

- Rohrleitungen für Wohngebäude

Der Abwasserstrom wird in Grau- und Schwarzwasser getrennt, das Schwarzwasser wird mit geschredderten Küchenabfällen vermischt und zur Nährstoffrückgewinnung transportiert. Das Grauwasser wird separat zur Aufbereitung in die Kläranlage geleitet.

- Garten Bioabfallsammlung und -transport

Der Gartenabfallanteil des Bioabfalls muss zur Kompostieranlage transportiert werden.

b. Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung

- Versauerung des Substrats

Die Versäuerung bewirkt die Umwandlung von Metallphosphaten in (gelöste) Hydrogenphosphate, die dann für die anschließende Struvitfällung zur Verfügung stehen (Meyer C. 2019). Durch die Zugabe von H_2SO_4 wird der pH-Wert des Substrats gesenkt, um eine höhere Phosphorfreisetzung und damit eine höhere Rückgewinnungsrate in den nachfolgenden Prozessen zu ermöglichen. Abhängig von den Prozessbedingungen (pH-Wert) wurden Phosphorauflösungsraten von 39% bis 83% mit einem Mittelwert von ca. 52% erzielt (Remy 2015).

Materialeinsatz: H_2SO_4 wird dem Prozess zugegeben, um den pH-Wert zu senken. Die Menge der zugegebenen H_2SO_4 hängt vom anfänglichen pH-Wert und dem im Prozess gehaltenen pH-Wert ab. Der Bereich liegt üblicherweise zwischen 1,7-5,7 L/m^3. In dieser Studie wurde jedoch eine Dosierung von H_2SO_4 (76 gew. %ige Lösung) 0,7 L/m^3 benötigt, um den pH-Wert von 7,7 auf 6 zu senken.

Energiebedarf: Die Leistungsaufnahme im Prozessschritt P-Rücklösung ist fast ausschließlich auf das Rührwerk im Reaktor zur Durchmischung des Faulschlamms zurückzuführen. Die Leistungsaufnahme der Pumpen zur Dosierung der Schwefelsäure ist im Vergleich zum Rührwerk relativ gering. Es wird ein Energiebedarf von 0,92 kWh/m^3 Inputmaterial angenommen (Kraus 2019).

- Fest-Flüssig-Trennung

Das versauerte Substrat wird in eine phosphatreiche flüssige Phase (Filtrat) und einen Filterkuchen mittels, Kammerfilterpresse und Flockungsmittel getrennt. Unterhalb von pH 4 nimmt die Entwässerbarkeit deutlich ab, was zu einem lockeren und klebrigen Filterkuchen führt.

Materialeinsatz: Zur ausreichenden Konditionierung bzw. der Entwässerung des Filterkuchens und damit einer hohen Ausbeute an phosphorhaltigem Filtrat wird Polymer dosiert. Es wurde eine Menge von 9 g Wirkungsstoffe/kg TS angenommen (Kraus 2019).

Energiebedarf: Für den Stromverbrauch der Kammerfilterpresse sowie der Förderpumpe werden 1 kWh pro m³ Substrat veranschlagt.

- Ultrafiltration

Nach diesem Fest/Flüssig-Trennungsschritt enthält das Filtrat noch kleine Partikel. Ultrafiltration wird eingesetzt, um diese Partikel zu entfernen. Das Filtrat wird so in zwei Ströme aufgeteilt, Permeat und Retentat. Ein Großteil des P verbleibt im Permeat, dass das Eingangsmaterial für den N-P-Rückgewinnungsschritt ist. Das nährstoffarme Retentat wird durch Zugabe in den Versäuerungsreaktor in den Prozess zurückgeführt.

Energiebedarf: Der Stromverbrauch für die Ultrafiltrationsanlage wurde mit 1kWh/m^3 angenommen.

- Rückgewinnungsverfahren für N-P-Dünger

In diesem Schritt reagiert das gelöste Phosphat mit Ammonium- und Magnesiumionen zu nahezu reinem Struvit. Der gesamte Struvit-Fällungsprozess benötigt die folgenden Teilschritte: i) Komplexierung, ii) Zugabe von Magnesium und iii) pH-Erhöhung (Neutralisation).

i) Komplexierung

Um ein hochwertiges Struvitprodukt (Magnesium-Ammonium-Phosphat) zu erhalten, muss die Mitfällung von Metallen vermieden werden. Um die Ausfällung von Metallen zu verhindern, wird dem Permeat Zitronensäure zugesetzt. Der Effekt der Komplexierung hängt vom stöchiometrischen Verhältnis von Zitronensäure und der Summe der vorherrschenden Metalle Fe, Al, Ca und Mg ab.

ii) Zugabe von Magnesium

Struvit besteht aus Magnesium, Ammonium und Phosphat im stöchiometrischen Verhältnis von 1:1:1. Aufgrund des vorhandenen Phosphats im Permeat liegt Ammonium in einem überstöchiometrischen Verhältnis vor, während Magnesium für die Struvitbildung nicht in ausreichendem Maße zur Verfügung steht, so dass es extern zugegeben werden muss. Die Zugabe von MgO muss dosiert erfolgen und nach dem Dosiervorgang ist eine Einwirkzeit zur vollständigen Auflösung erforderlich (Meyer C. 2019).

iii) pH-Anstieg (Neutralisierung)

Um die Struvit-Fällungsreaktion auszulösen, muss der pH-Wert des sauren Filtrats durch Zugabe von Natriumhydroxid (NaOH) angehoben werden. Die Konzentration von PO_4-P und NH_4-N nimmt mit der Erhöhung des pH-Wertes ab. Nach der Fällung wird das Permeat durch eine Kammerfilterpresse geleitet, eine effiziente Rezyklat-Produktrückgewinnung ist möglich, ohne dass kleine Struvitkristalle verloren gehen.

Materialeinsatz: Die Dosierung von Magnesiumchlorid ist abhängig von der gelösten Konzentration, in dieser Studie wurde eine Konzentration von 0,7 kg/m^3 verwendet. Die Dosierung von NaOH (50%ige Lösung) ist ebenfalls abhängig vom pH-Wert des eingehenden Permeats und dem zu erreichenden End-pH-Wert, in dieser Studie wurden 5,4 L/m^3 zugegeben.

Energiebedarf: Der Stromverbrauch im N-P-Reaktor ist neben dem Pumpen auf die Mischeinrichtungen zurückzuführen. Für den N-P-Reaktor wurde ein Gesamtstrombedarf von 1,5 kWh/m^3 angenommen (UBA 2019). Für die Filterpresse, die zur Rückgewinnung des Struvits aus der N-P-reichen Lösung verwendet wird, wurde ein Stromverbrauch von 2 kWh/m^3 angenommen.

- Rückgewinnungsverfahren für N-K-Dünger

Die flüssige Phase, die nach der Abtrennung des Struvit zurückbleibt, ist noch reich an Ammonium und Kalium. Diese können durch Adsorption an geeigneten Materialien, wie Zeolithe oder Pflanzenkohle, angereichert werden. Das mit Ammonium und Kalium beladene Zeolith wird vom Abwasser abgetrennt. Die verbleibende Wasserphase ist reich an organischen Säuren, welche mikrobiologisch zu Polyhydroxyalkanoaten (PHA) umgesetzt werden.

Materialeinsatz: Die Dosierung von Zeolithe ist abhängig von der Nährstoffbelastung im N-K-reichen Substrat, in dieser Studie wurde eine übliche Nährstoffentzugsdosis von 1 mg/L angenommen (Doekhi-Bennani, Leilabady et al. 2021) .

Energiebedarf: Da keine Literaturdaten für die N-K-Rückgewinnung im Pilot- oder Großmaßstab vorliegen, werden die Daten für den Energieeinsatz unter Verwendung eines ähnlichen Prozesses mit Dosierung von Adsorbentien angenommen. Der Energiebedarf, der mit dem Dosieren, Mischen und Umwälzen eines Adsorptionsmittels in einer Mikroschadstoffentfernung verbunden ist, wurde für diesen Prozess verwendet, der Bedarf wurde mit 0,3 kWh/m^3 angenommen und hat keinen Zusammenhang mit der Menge der Dosierung.

c. Produktion von PHA-reicher Biomasse

- Selektion

PHA-produzierende Bakterien werden durch einen "Feast-Famine"-Prozess ausgewählt und angereichert. Dabei kommt es zu einer zyklischen Zugabe von volatile fatty acids (VFA) und Nährstoffen, die von den Bakterien zum Wachstum, zur Zellatmung und teilweise zur Energiespeicherung genutzt werden (feast) (Pittmann and Steinmetz 2017) . Darauf folgen lange Phasen des Substratmangels (famine), in denen die PHA-produzierenden Bakterien auf ihre Kohlenstoff- und Energiespeicher zurückgreifen können. Damit haben sie einen Vorteil gegenüber

anderen Bakterien, die in dieser Phase absterben. Nach mehrmaliger Wiederholung der Zyklen wird eine Anreicherung der PHA-Produzenten erreicht.

- Akkumulation

Die ausgewählte Biomasse wird dann zur Akkumulation von PHA genutzt. Dazu werden kurze Substratzugaben unter ständiger Belüftung und unter Ausschluss von Nährstoffen durchgeführt, was zu einer erhöhten Einlagerung von PHA führt. Das Wachstum der Zellen und der damit verbundene PHA-Abbau werden durch den Mangel an Nährstoffen unterdrückt. Anschließend kann die Biomasse geerntet, entwässert und das PHA extrahiert werden (Uhrig 2020).

Zulauf: Flüssige Überreste (Filtrat nach N-K Adsorption)

Hauptausgangsstrom: PHA-reiche Biomasse

Zusätzlicher Ausgangsstrom: Abwasser aus der PHA-Produktion

Materialentnahme und Transfers: Aus den Berechnungen in (Pittmann and Steinmetz 2017) wurde die Menge an Biopolymer entsprechend der Menge an flüchtigen Fettsäuren in der Flüssigen Überreste auf 2,08 kg Biopolymer/ kg VFA geschätzt. Für die Abschätzung der in VFA umgesetzten Menge an CSB wurde ein Versauerungsgrad von 11% angenommen. Der PHA-Gehalt in der PHA-reichen Biomasse wurde mit 28,4% angenommen (Pittmann and Steinmetz 2017).

Materialeinsatz: Die Zugabe von Verdünnungswasser wird entsprechend der VFA-Menge auf 143 kg Wasser pro kg VFA geschätzt. Generell wird für die PHA-Produktion der Sauerstoff für die aerobe Fastenphase, für die PHA-Akkumulation und für die Ammoniumumsetzung über Nitrit benötigt. Das in diesem Fall für die PHA-reiche Biomasseerzeugung verwendete Filtrat hat im Vergleich zu üblicherweise verwendeten Substraten für die PHA-Produktion eine sehr niedrige Konzentration an Ammonium (Frison, Katsou et al. 2015). Daher wurde der O_2-Bedarf auf 8 kg O_2/ kg VFA für den Selektionsprozess und 3,46 kg O_2/ kg VFA für den Akkumulationsprozess geschätzt.

Energiebedarf: Die für den Prozess benötigte elektrische Energie wird hauptsächlich für die Belüftung und das Rühren benötigt, der Strom für den Selektions- und Akkumulationsprozess wird mit 6,09 bzw. 3,95 MJ/ kg PHA angenommen. Ebenso wird die Wärmeenergie, die zur Aufrechterhaltung der Prozesstemperatur im Selektionsreaktor benötigt wird, auf 15,2 MJ/ kg PHA geschätzt, um die Reaktortemperatur bei 20^{O}C zu halten (Vogli, Macrelli et al. 2020).

d. Herstellung von Pflanzenkohle

- Trocknung

Die Trocknung des Filterkuchens erfordert aufgrund der europäischen Klimabedingungen einen hohen Energieaufwand, es wird ein Heizband mit einer maximalen Temperatur von 90-120 °C verwendet.

Energiebedarf: Wärmeenergie für den Trocknungsprozess ist der Hauptenergieeinsatz in der Pyrolysestufe, die benötigte Energie wird auf der Grundlage der entfernten Wassermenge mit 2,6 MJ/kg H_20 abgeschätzt.

- Pyrolyse-Verfahren

Im Reaktor wird getrocknete Biomasse bei hohen Temperaturen und unter Ausschluss von Sauerstoff thermisch behandelt. Dabei werden die volatilen Stoffe der Biomasse in die Gasphase überführt. Das entstehende Pyrolysegas wird anschließend bei 1.200 °C in einem FLOX-Brenner verbrannt. Bei dieser Temperatur werden die Schadstoffe im Pyrolysegas abgebaut und die Bildung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) kann vermieden werden. Die Pyrolysetemperatur kann zwischen 400 und 900 °C eingestellt werden und die Verweilzeit der Feststoffe im Reaktor kann auf eine definierte Zeit eingestellt werden. Das Abgas wird zur Beheizung des Reaktors genutzt. Zusätzliche

überschüssige Wärme kann mit einem Wärmetauscher ausgekoppelt und für andere Prozesse, wie z. B. die Dampferzeugung und die Trocknung von Einsatzstoffen, genutzt werden. Drehradschleusen am Ein- und Auslass des Reaktors verhindern eine Sauerstoffzufuhr in die Reaktorkammer. Durch die Verbrennung der Pyrolyse-Gase im FLOX-Brenner sind die Emissionen des Reaktors konform mit dem Bundesimmissionsschutzgesetz (4.BImSchG).

Energiebedarf: Der Betrieb elektrischer Anlagen wie z. B. Förderbänder in der Pyrolyseanlage beansprucht ca. 25 kWh/t Einsatzmaterial. Erdgas wird ebenfalls benötigt, um den Pyrolyseprozess zu starten, es wird mit 5,5 m^3 pro Tonne Inputmaterial angenommen. Die Abwärme während der Pyrolyse wurde anhand des Heizwerts des Eingangsmaterials abgeschätzt, pro kg Trockenmaterial stehen etwa 0,76 kWh nutzbare Abwärme zur Verfügung.

Emissionen: Die Emissionen von CO, NMVOC, NO_x und PM_{10} wurden unter Verwendung von Emissionsfaktoren, die auf dem TS-Gehalt der Pflanzenkohle basieren, geschätzt. Die nach (Sormo, Silvani et al. 2020) gewählten Faktoren in g/ kg Pflanzenkohle waren, CO= 7, NMVOC= 0,86, PM10= 0,6 und NO_x= 0,65.

2.3.9.3 RUN System im halbtechnischen Maßstab (Technikum)

Die Prozesse in der RUN-Anlage sind im Labormaßstab und in der Halbtechnik ähnlich, wie in TI-Abb 3zu sehen ist, die Handhabung des Filterkuchens ist bei beiden unterschiedlich, ebenso wie die Menge der verwendeten Chemikalien. Die Behandlung der Filterkuchens mittels Pyrolyse wird in der halbtechnischen Anlage durch eine Behandlung in einer Biogasanlage ersetzt.

a. Biogaserzeugung und Verbrennung

Zulauf: Filterkuchen

Hauptausgangsstrom: Biogas+ Gärreste

Materialentnahme und Transfers: Der Gehalt an N, P und K bleibt während der Fermentation weitgehend unverändert (Pehme, Veromann et al. 2017) während sich der C-Gehalt ändert, da C_{org} zu CH_4 und CO_2 abgebaut wird; der Abbaugrad wird geschätzt, indem die gasförmigen C-Verbindungen von dem C-Gehalt im Substrat abgezogen werden. Die Bildung von NH_3 und H_2S während der Gärung wird nicht berücksichtigt, da die gebildeten Mengen vernachlässigbar sind. Die gemessenen Biogaserträge wurden zur Schätzung des Energieertrags des Systems verwendet. Es wurde eine Wärme- und Stromumwandlungseffizienz von 50 % bzw. 35 % angenommen (FNR 2016).

$$C_{degraded} = (CH_4\ Nm^3.\ ha^{-1}x\ 0.717\ kg\ CH_4\ Nm^{-3}\ CH_4)\ (12.011\ g\ mol^{-1}\ /16.04\ g\ mol^{-1}) + (CO_2\ Nm^3.\ ha^{-1}x\ 1.977\ kg\ CO_2\ Nm^{-3}\ CH_4)\ (12.011\ g\ mol^{-1}\ /16.04\ g\ mol^{-1}) \quad \text{(Eq. 1)}$$

0,717 ist die CH_4- und 1,977 ist die CO_2-Dichte

Energiebedarf: Die Vergärung erfordert zusätzliche Elektrizität für den Betrieb und Wärme zur Aufrechterhaltung der mesophilen Temperatur, die anhand der Biogasleistung geschätzt wurde(Whiting and Azapagic 2014)). Es wurde angenommen, dass die von der (Blockheizkraftwerke) BHKW erzeugte Wärme für die Aufrechterhaltung der mesophilen Temperatur im Biogas Fermenter verwendet wird.

Emissionen: Zur Abschätzung der Emissionen von CH_4, NMVOC, N_2O, NO_x und SO_x wurden Emissionsfaktoren für dezentrale BHKW < 25MW_e in den Volllastbetrieb verwendet. Die Emissionsfaktoren basierten auf der Menge des produzierten Biogases (Nielsen 2010). Das Abgasbehandlung besteht aus elektrostatischer Partikelabscheidung, Entschwefelung und selektiver NOx-Reduktion. Es wird davon ausgegangen, dass 0,75% des Klärgases durch unbeabsichtigte Undichtigkeiten verloren gehen (Ronchetti 2002).

TI-Tabelle 5: Die Emissionen, die durch Vordergrundprozesse im RUN- und IST-System entstehen

Prozess	Emissionen	Quelle
Kompostierung	CO_2, CH_4, N_2O und NMVOC	Emission factors from (UBA 2015)
Blockheizkraftwerk	CH_4, NMVOC, N_2O, NO_x und SO_x	Emission factors from (Nielsen 2010)
Kläranlage	N_2O und NH_3	Emission factors from (Bardtke 1994)
Pyrolyse	CO, NMVOC, NO_x und PM10	Emission factors from (Sormo, Silvani et al. 2020)

Emissionen aus LCA-Hintergrundprozessen umfassen ein breites Spektrum von Umweltauswirkungen, die sich aus dem gesamten Lebenszyklus eines Produkts oder Systems ergeben, mit Ausnahme der Emissionen, die direkt der Nutzung des Produkts und der End-of-Life-Phase zuzuschreiben sind. Diese Hintergrundprozesse umfassen alle Aktivitäten, von der Gewinnung der Rohstoffe und den Herstellungsprozessen bis hin zum Transport von Komponenten und Fertigprodukten sowie der Abfallentsorgung und dem Recycling. Diese Prozesse können zwar dem primären Betrieb des Produkts vor- oder nachgelagert sein, tragen aber erheblich zu seinem gesamten ökologischen Fußabdruck bei.

2.3.10 Ergebnisse der Ökobilanzen

Die folgen Ergebnisse wurden auf Basis der im Dokument „RUN-Ist-Beschreibung“ im Detail beschrieben Abwasser- und Abfallmengen in AZV-Heidelberg berechnet; das Dokument wurde vom Projektpartner Universität Hohenheim erstellt und kann in deren Abschlussbericht eingesehen werden. Dieses System wird als Referenzsystem betrachtet. Gegenwärtig erfolgt die Behandlung von Abwasser und Bioabfall getrennt, Nährstoffe werden nur aus dem Bioabfall durch Kompostierung zurückgewonnen (Referenzsystem). Im RUN-System werden nur das Schwarzwasser und die Küchenabfälle behandelt und daraus die Nährstoffe daraus zurückgewonnen. Der Grünschnitt wird wie bisher kompostiert; der daraus gewonnenen Kompost kann vollständig als Substratkompost verwendet werden. Das Grauwasser wird wie bisher in der Kläranlage behandelt.

Die Mengen der häuslichen Abwässer und Bioabfälle sind in TI-Tabelle 4 aufgeführt und die Zusammenfassung des Küchenabfalls und des Schwarzwassers in den TI-Tabellen 6 und 7.

TI-Tabelle 6: Zusammensetzung des Küchenabfalls

	Minimum	**Maximum**	**Mittelwert**	**Median**	Einheit
TR	**255,3**	**397,1**	**353,2**	**373,4**	[g/kg]
GV	**95,7**	**97,9**	**96,7**	**96,9**	[%]
CSB_{gesamt}	**347**	**600**	**507,2**	**552,5**	[g/kg]
TOC	**470**	**542**	**503,6**	**501**	[g/kg TR]
P_{gesamt}	**1910**	**2220**	**2096**	**2120**	[mg/kg TR]
TKN	**6280**	**12200**	**9510**	**9690**	[mg/kg]
Fe_{gesamt}	**48**	**363**	**116**	**58**	[mg/kg TR]

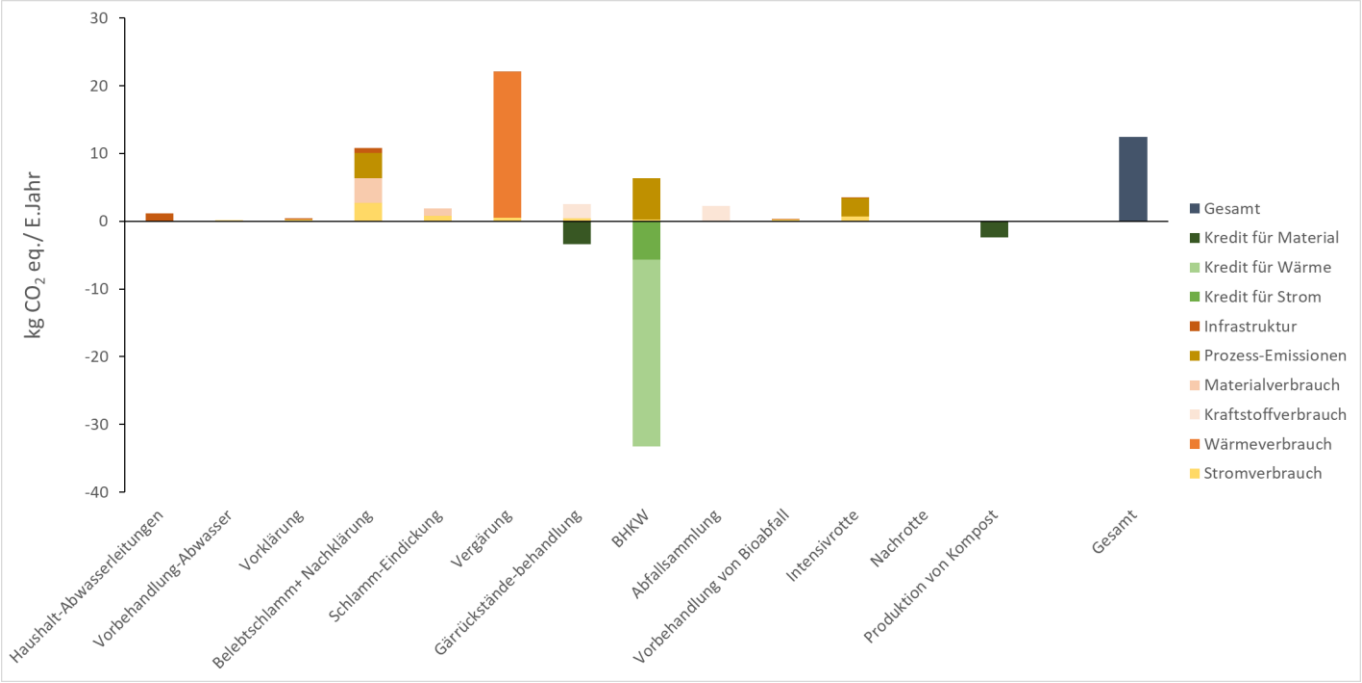
Al_{gesamt}	**26**	**441**	**91**	**34**	[mg/kg TR]
Ca_{gesamt}	**3830**	**4610**	**4237**	**4290**	[mg/kg TR]
Mg_{gesamt}	**1130**	**1530**	**1409**	**1430**	[mg/kg TR]
K_{gesamt}	**8010**	**11300**	**9456**	**9570**	[mg/kg TR]
Na_{gesamt}	**1510**	**2300**	**1763**	**1700**	[mg/kg TR]
Cu_{gesamt}	**13,1**	**21,5**	**16,2**	**15,5**	[mg/kg TR]
Zn_{gesamt}	**13,5**	**22,6**	**17,6**	**15,5**	[mg/kg TR]
Ni_{gesamt}	**<5,00**	**<5,00**	**<5,00**	**<5,00**	[mg/kg TR]
Cd_{gesamt}	**<2,00**	**<2,00**	**<2,00**	**<2,00**	[mg/kg TR]
Cr_{gesamt}	**<10,00**	**<10,00**	**<10,00**	**<10,00**	[mg/kg TR]
Pb_{gesamt}	**<10,00**	**<10,00**	**<10,00**	**<10,00**	[mg/kg TR]

TI-Tabelle 7: Zusammensetzung des Schwarzwassers

	Minimum	**Maximum**	**Mittelwert**	**Median**	Einheit
pH-Wert	**7,53**	**8,36**	**7,96**	**8,10**	[----]
Leitfähigkeit	**5,70**	**7,77**	**6,59**	**6,33**	[mS/cm]
Sauerstoff gelöst	**0,01**	**0,03**	**0,02**	**0,01**	[mg/l]
TR	**1,9**	**4,5**	**2,9**	**2,2**	[g/kg]
GV	**45,8**	**66,2**	**55,1**	**49,7**	[%]
CSB_{gesamt}	**2300**	**5280**	**3584**	**2570**	[mg/l]
$CSB_{gelöst}$	**936**	**3300**	**1881**	**1620**	[mg/l]
TOC	**643**	**1520**	**961**	**844**	[mg/l]
DOC	**227**	**818**	**535**	**515**	[mg/l]
P_{gesamt}	**53**	**80**	**66**	**62**	[mg/l]
$P_{gelöst}$	**40**	**49**	**46**	**46**	[mg/l]
TKN	**726**	**1320**	**907**	**803**	[mg/l]
NH_4-N	**589**	**810**	**690**	**670**	[mg/l]
Fe_{gesamt}	**0,50**	**2,30**	**1,01**	**0,66**	[mg/l]
Al_{gesamt}	**0,11**	**1,20**	**0,68**	**0,59**	[mg/l]
Ca_{gesamt}	**30**	**82**	**50**	**35**	[mg/l]
Mg_{gesamt}	**5**	**15**	**9**	**6**	[mg/l]
K_{gesamt}	**140**	**206**	**158**	**150**	[mg/l]
Na_{gesamt}	**180**	**294**	**219**	**210**	[mg/l]
Cu_{gesamt}	**0,6**	**3,3**	**1,6**	**1,4**	[mg/l]
Zn_{gesamt}	**0,31**	**2,70**	**1,01**	**0,51**	[mg/l]

Ni_{gesamt}	**<0,020**	**0,050**	**0,032**	**0,030**	[mg/l]
Cd_{gesamt}	**<0,020**	**<0,020**	**<0,020**	**<0,020**	[mg/l]
Cr_{gesamt}	**<0,010**	**0,010**	**0,010**	**0,010**	[mg/l]
Pb_{gesamt}	**<0,020**	**<0,020**	**<0,020**	**<0,020**	[mg/l]
$Fe_{gelöst}$	**0,06**	**0,19**	**0,12**	**0,11**	[mg/l]
$Al_{gelöst}$	**0,07**	**0,37**	**0,20**	**0,20**	[mg/l]
$Ca_{gelöst}$	**19**	**32**	**24**	**24**	[mg/l]
$Mg_{gelöst}$	**2,2**	**4,5**	**3,0**	**2,8**	[mg/l]
$K_{gelöst}$	**150**	**208**	**164**	**160**	[mg/l]
$Na_{gelöst}$	**190**	**307**	**231**	**230**	[mg/l]
$Cu_{gelöst}$	**0,080**	**0,660**	**0,269**	**0,170**	[mg/l]
$Zn_{gelöst}$	**0,070**	**0,160**	**0,126**	**0,120**	[mg/l]
$Ni_{gelöst}$	**<0,020**	**0,030**	**0,024**	**0,020**	[mg/l]
$Cd_{gelöst}$	**<0,020**	**<0,020**	**<0,020**	**<0,020**	[mg/l]
$Cr_{gelöst}$	**<0,010**	**0,010**	**0,010**	**0,010**	[mg/l]
$Pb_{gelöst}$	**<0,020**	**<0,020**	**<0,020**	**<0,020**	[mg/l]

2.3.11 Ökobilanz der IST-Situation



TI-Abb 5 Treibhauspotenzial für die gegenwärtige Abwasser- und Bioabfallbehandlung.

In der TI-Abb 5 sind die Beiträge der einzelnen Prozessschritte sowie die Gutschriften gezeigt. Der Indikator Treibhauseffekt (THE) steht in engem Zusammenhang mit dem fossilen Energiebedarf aufgrund der CO_2-Emissionen aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe. Allerdings haben auch die

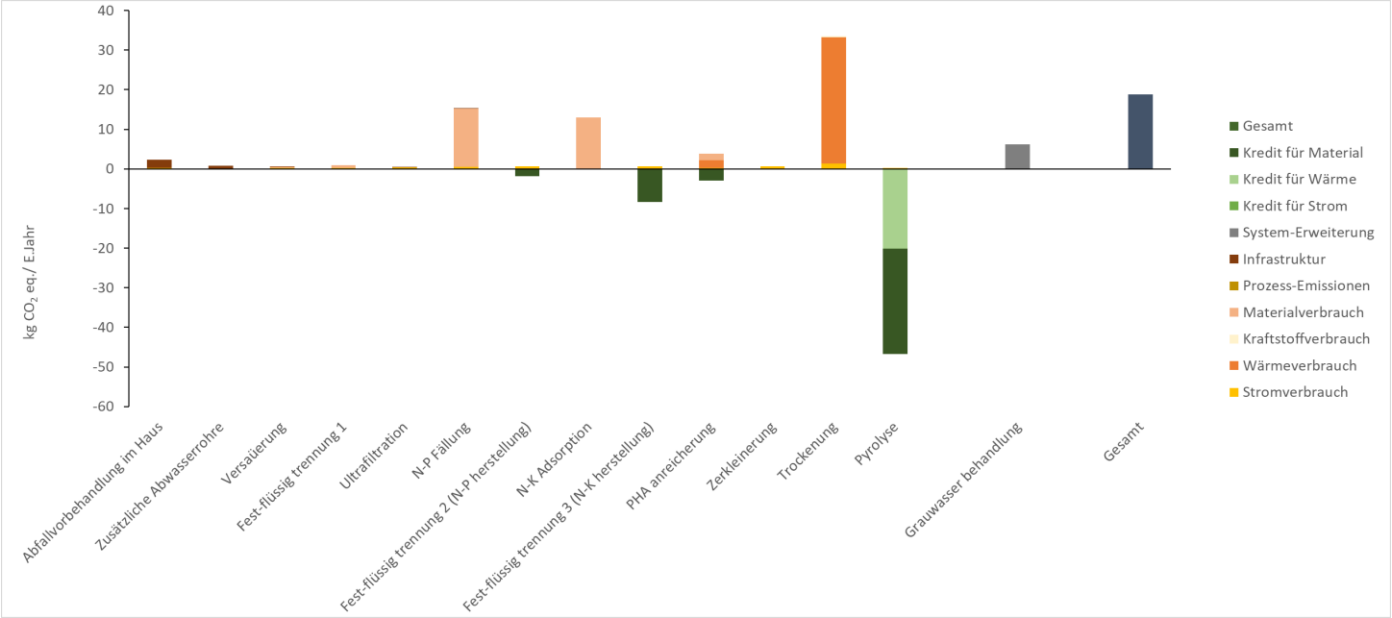
Emissionen von CH_4 und N_2O, insbesondere bei der Klärschlammbehandlung (Biogas) und Kompostierung, einen starken Einfluss auf den THE.

Die Ökobilanz für das vorliegende Abfallbewirtschaftungssystem ergab, dass die Hauptemissionsquelle der Wärmeenergieverbrauch für die Aufrechterhaltung der Temperatur im Biogasreaktor war, der fast 22 kg $CO_{2\text{-Äq}}$ pro E. Jahr verursachte. Die N_2O-Emissionen während der Reinigungsphase sowie die Auswirkungen der Verwendung von Eisenchlorid und Energie für die Reinigung trugen ebenfalls erheblich zu den Auswirkungen bei, die sich auf fast 11 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$ beliefen. Durch die Substitution gleichwertiger Produkte wurden Gutschriften für die vermiedenen Emissionen bei der Herstellung der jeweiligen Produkte berücksichtigt. Die in der KWK erzeugte Wärme und Elektrizität spielten eine wichtige Stelle bei der Verringerung der Gesamtauswirkungen des derzeitigen Abfallbewirtschaftungssystems, indem sie bis zu 6 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$ bzw. 28 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$ einsparten. Die Substitution von Gärresten und Kompost reduzierte die Gesamtbelastung in geringem Umfang. Die CO_2-Emissionen aus fossilen Quellen stammen hauptsächlich aus der Energieerzeugung und den Transportprozessen. Die Menge der CO_2-Emissionen ist daher stark mit dem kumulierten Energiebedarf korreliert. Die transportbedingten CO_2-Emissionen stammen hauptsächlich aus der Sammlung und dem Transport von Bioabfällen und beliefen sich auf fast 5 kg CO_2. Die energiebedingten CO2-Emissionen stammen hauptsächlich aus dem Strom- und Wärmeverbrauch für die Biogaserzeugung.

Der Denitrifikationsprozess während der Abwasserbehandlung ist eine wichtige Quelle für N_2O-Emissionen, die ca. 0,015 kg N_2O pro E.Jahr ausmacht. N_2O-Emissionen aus der Gärrestverbrennung trugen ebenfalls mit 0,013 kg N_2O pro E.Jahr zum THE bei, wobei der N-Gehalt im Gärrest ein entscheidender Faktor ist, da Gärreste mit einem höheren Gehalt zu höheren N_2O-Emissionen führen. Weitere N_2O- Emissionen entstehen bei der Zersetzung organischer Stoffe während des Kompostierungsprozesses.

2.3.11.1 Ökobilanz des RUN-Systems aus der Prozessperspektive

TI-Abb 5 zeigt den Treibhauseffekt für das RUN-system im Labormaßstab. Negative Werte ergeben sich aus Gutschriften für die wiedergewonnenen Nährstoffe bzw. Energie im Fall der Pyrolyse.



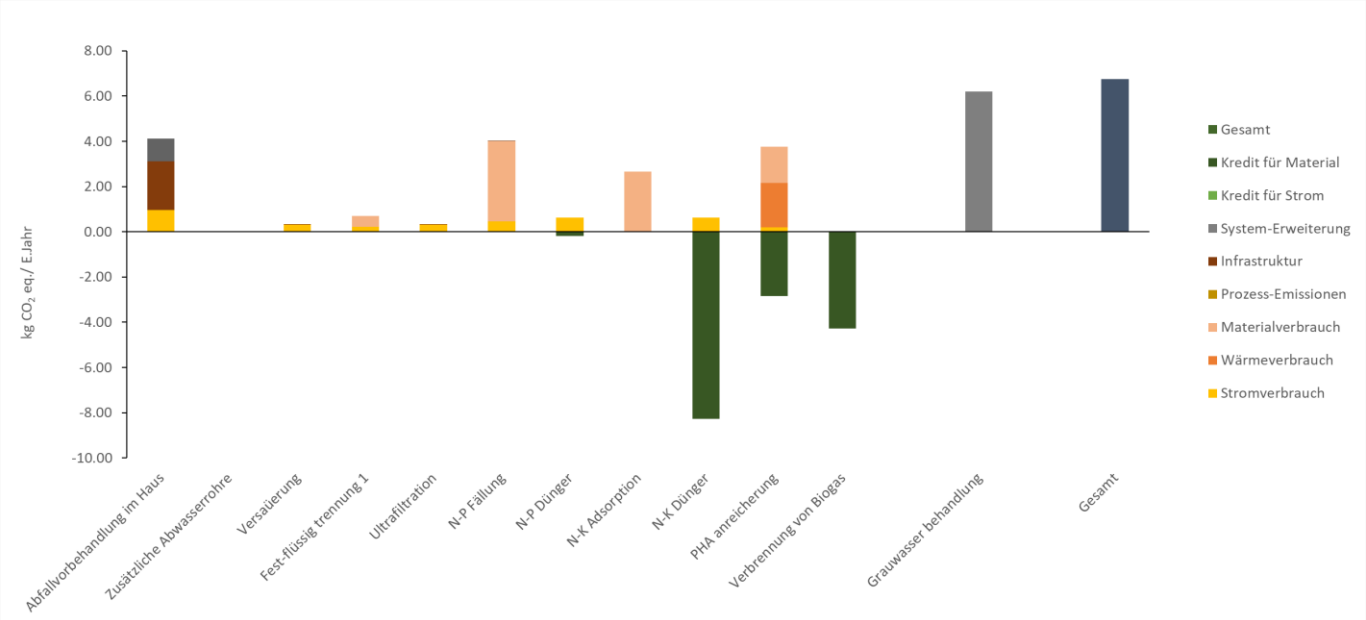
TI-Abb 6 Treibhauseffekt (THE) für das RUN System im Labormaßstab. Die Abbildung zeigt Emissionen und Gutschriften.

Die Ökobilanz für das RUN-System im Labormaßstab ergab, dass die Hauptemissionsquelle für das Treibhauspotenzial die Wärmeenergie für die Trocknung des Filterkuchens ist, der als Rohstoff für die Pyrolyse verwendet wird, und fast 45 % (30 kg $CO2_{-Äq.}$ pro Funktionseinheit (FU)) aller Emissionen ausmacht. Betrachtet man die mit der für die Trocknung verwendeten Wärmeenergie verbundenen Emissionen genauer, so ist die Freisetzung von CO_2 bei der Verbrennung von Erdgas die Hauptquelle des THE. Obwohl Erdgas im Vergleich zu Kohle und Öl eine sauberere Energiequelle für Wärme ist, verursacht es trotzdem noch 0,16 kg $CO_{2\text{-}Äq}$ pro MJ. NaOH wird für die pH-Einstellung der P-Fällung eingesetzt. Das zur Herstellung von NaOH verwendete Chloralkali-Elektrolyseverfahren ist energieintensiv. Die Elektrolyse von Sole zur Herstellung von Natriumhydroxid, Chlorgas und Wasserstoffgas erfordert eine beträchtliche Menge an Strom. Da pro MJ Strom 0,04 kg $CO_{2\text{-}Äq}$. emittiert wurden, bestand das THE von 13 kg $CO_{2\text{-}Äq}$. hauptsächlich aus fossilen CO_2-Emissionen im Zusammenhang mit der Stromerzeugung. Die Umweltauswirkungen können von den spezifischen Praktiken der Anlage, der Effizienz der eingesetzten Technologie und dem Energiemix in der Region, in der die Produktion stattfindet, beeinflusst werden. Die Emissionen der NaOH-Herstellung trugen zu fast 20 % (13 kg $CO_{2\text{-}Äq.}$ pro FU) zum THE bei.

Die P-Konzentration nach der Fällung in der flüssigen Phase liegt über dem Schwellenwert von 2 mg/L t, ist ein zusätzlicher Abwasserbehandlungsschritt erforderlich. Der Denitrifizierungsprozess ist für die Emission von N_2O verantwortlich, N_2O ein starkes Treibhausgas ist und einen relevanten Beitrag zum Treibhauspotenzial der Abwasserbehandlung leistet. Weitere Verbesserungen der Nährstoffrückgewinnungseffizienz werden in Zukunft dazu führen, dass zusätzliche Behandlungsstufen

und die damit verbundenen Emissionen vermieden werden können. Die mit der Herstellung des für die N-K-Adsorption verwendeten Zeoliths verbundenen Emissionen tragen zu fast 4 % zum THE bei. Die mit den Zeolithen verbundenen Treibhausgasemissionen hängen in erster Linie von seinem Herstellungs-verfahren ab. Die Verwendung von natürlich vorkommenden Zeolithen für die Nährstoffrückgewinnung aus Abwasser führt zu einem deutlich niedrigeren THE von 0,05 kg $CO_{2Äq.}$ pro kg. Die Hauptemissionen bei der Verwendung von natürlichen Zeolithen sind mit dem Gewinnungsprozess verbunden, der Bohrungen, Sprengungen und Transport umfasst. Die Verwendung - synthetisch hergestellter Zeolithe aus Aluminiumoxid und Siliziumdioxid ist ein energieintensiver Prozess und kann bis zu 4 kg $CO_{2-Äq.}$ pro kg verursachen.

Unter Berücksichtigung der äquivalenten Produkte wurden die höchsten Einsparungen beim THE mit dem Pyrolyseprozess und dem daraus hergestellten Pflanzenkohlenstoff verbunden. Der in der erzeugten Pflanzenkohle gebundene Kohlenstoff führte zu einer Einsparung von fast -24 kg $CO_{2-Äq.}$ pro FU, was fast 50 % der Gesamteinsparungen ausmachte. Auch die Nutzung der bei der Pyrolyse entstehenden Wärme führte zu einer Einsparung von -18 kg $CO_{2-Äq.}$ pro FU. Die Einsparungen durch die Substitution von Mineraldünger durch N-P- und N-K-Dünger aus dem RUN-System betrugen insgesamt fast -4 kg $CO_{2-Äq.}$ pro FU. Der in dieser Studie zur Substitution ausgewählte N-Dünger war Harnstoff-Ammoniumnitrat. Die Herstellung synthetischer Stickstoffdünger ist energieintensiv, insbesondere während des Ammoniaksyntheseschritts im Haber-Bosch-Verfahren. Die verwendete Energie stammt häufig aus fossilen Brennstoffen, was zur Freisetzung von Kohlendioxid bei der Energieerzeugung führt. Die Substitution der Düngemittelproduktion führt zu einer substantiellen Verringerung des Gesamt-THE.



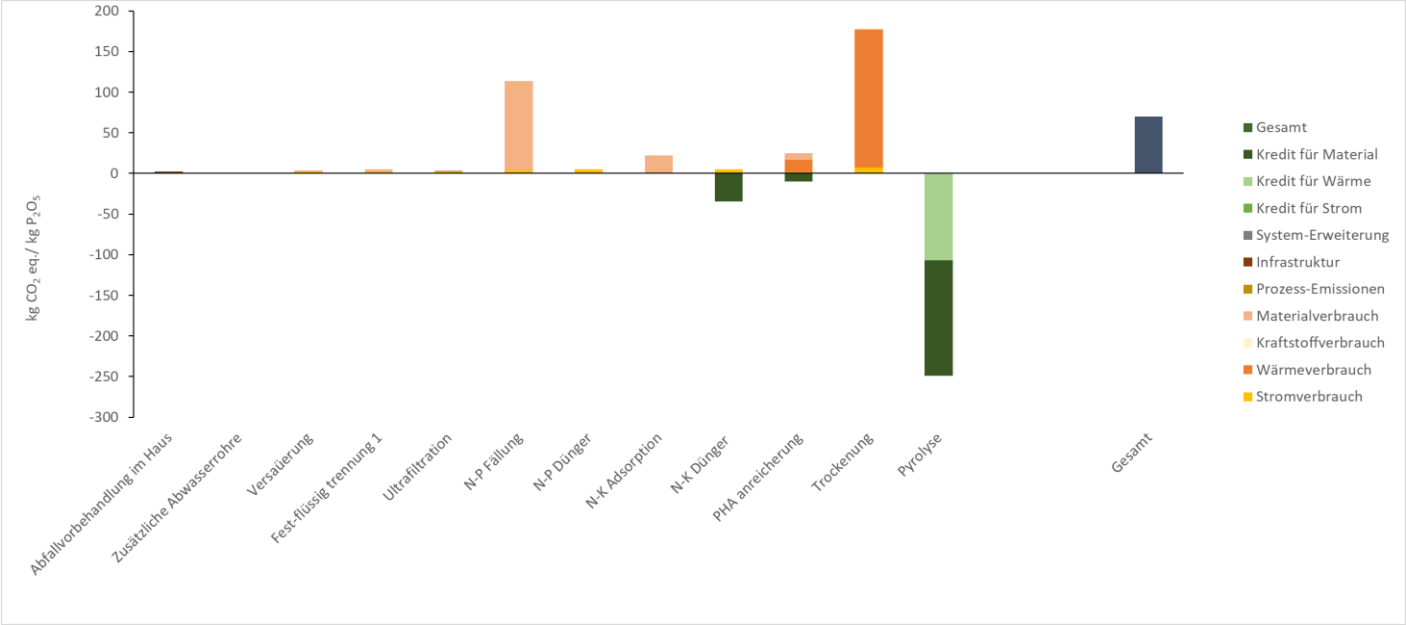
TI-Abb 7 Treibhauseffekt des RUN-Systems im Technikums(halbtechnischen)-Maßstab.

Abbildung 6 zeigt den Beitrag der einzelnen Prozessschritte im Technikumsmaßstab zum THE. Die Hauptemissionsquelle für den THE ist die Grauwasserbehandlung, die fast 6 kg $CO_{2Äq.}$ pro FU beitrug. Die mit dem Abwasserbehandlungsprozess verbundenen Emissionen können in die Grauwasserbehandlung und die zusätzliche Behandlung des Abwassers nach der Nährstoffrückgewinnung unterteilt werden. Obwohl die Grauwasseraufbereitung kein direkter Prozess im RUN-System ist, wird sie in die Bewertung der Prozessperspektive einbezogen, damit das RUN-System mit dem IST-System verglichen werden kann. Von den Prozessen des RUN-Systems trägt die Produktion der Zeolithe am Meisten mit 2,6 kg $CO_{2\,Äq.}$ pro FU zum THE bei. NaOH, das für die N-P-Fällung verwendet wird, trägt mit 2,3 kg $CO_{2\text{-}Äq.}$ pro FU ebenfalls wesentlich zum THE bei.

Das mit dem RUN-System verbundene direkte energiebezogene THE liegt bei fast 2,4 kg $CO_{2\text{-}Äq.}$ pro FU und umfasst hauptsächlich den Strom, der für den Betrieb von Geräten in Prozessen wie Fest-Flüssig-Trennung, Ultrafiltration und Fällung verwendet wird. Die zur Aufrechterhaltung der Reaktionstemperatur bei der Herstellung von PHA-reicher Biomasse benötigte Wärmeenergie verursachte 1,9 kg $CO_{2\text{-}Äq.}$ pro FU. Das mit Wärme und Strom verbundene THE hängt stark von der Quelle und den geografischen Parametern des Prozesses ab, so dass die Verwendung alternativer erneuerbarer Quellen das THE des RUN-Systems weiter reduzieren kann.

Betrachtet man die Substitutionsprodukte, so zeigt die Substitution von mineralischem N-Dünger durch RUN-Dünger die höchsten THE-Minderung mit fast -8 kg $CO_{2Äq.}$ pro FU. Strom aus der Verbrennung von Biogas aus der Filterkuchenvergärung hatte die zweithöchste Einsparung von fast -4 kg $CO_{2\text{-}Äq.}$ pro FU. Die Vorteile, die mit der Substitution energieintensiver Prozesse verbunden sind, könnten in Zukunft abnehmen, wenn sauberere Energiequellen zur Herstellung von Düngemitteln verwendet werden, die derzeit auf kohlenstoffintensive Energiequellen angewiesen sind.

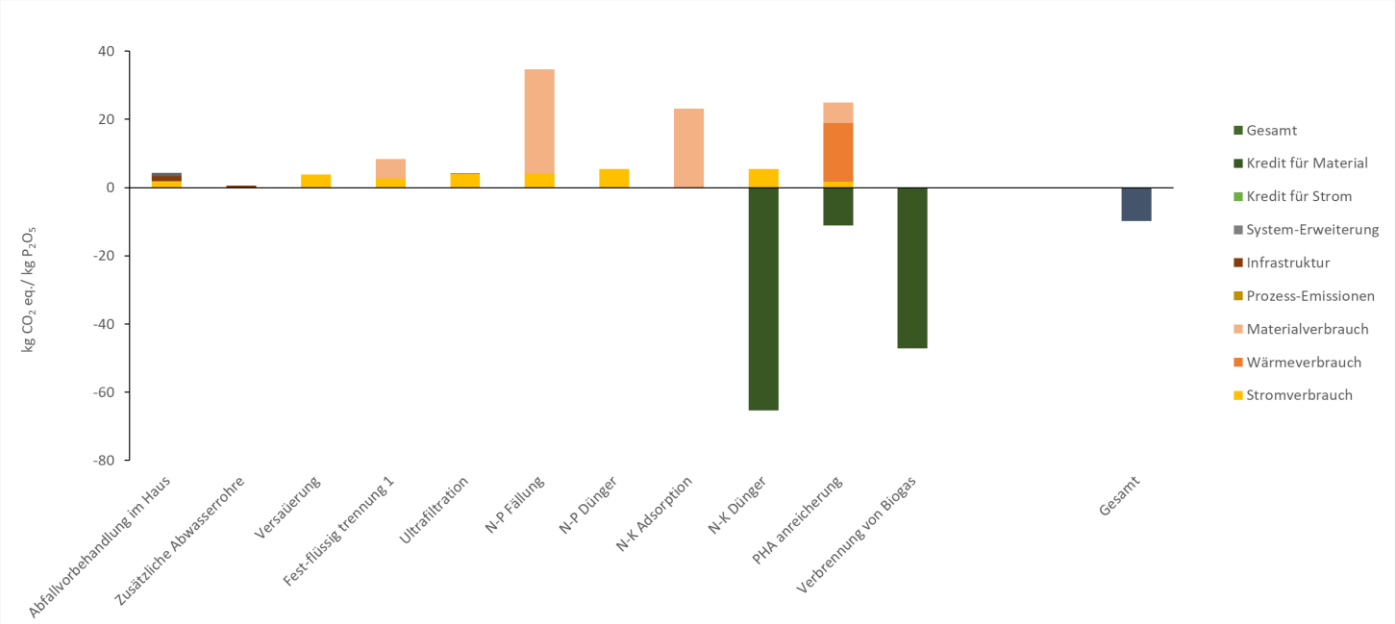
2.3.12 Ökobilanz des RUN-Systems aus der Produktperspektive



TI-Abb 8 Treibhauseffekt (THE) für das System Produktperspektive RUN unter Verwendung von Daten im Labormaßstab

TI-Abb. 7 zeigt den Beitrag der einzelnen Prozessschritte im Labormaßstab pro kg zurückgewonnenen P_2O_5. Das wiedergewonnene P- hat ein THE von 73 kg CO_2 pro kg, was im Vergleich zu industriell hergestelltem P-Dünger, der normalerweise im Bereich von 1,6 kg $CO_{2Äq}$ liegt, deutlich höher ist. Die Hauptursache für den hohen THE des RUN-Systems liegt in der Pyrolyse und der Verwendung von NaOH. Im Falle der Pyrolyse ergibt sich zwar ein hohes THE von 170 kg $CO_{2\text{-}Äq}$. pro kg P aus dem Wärmeenergieverbrauch für die Trocknung, aber die Einsparungen durch die bei der Pyrolyse erzeugte Wärme und die C-Sequestrierung gleichen das hohe THE aus und führen zu einem Gesamt-THE von -80 kg CO_2 pro kg P. Daraus ist ersichtlich, dass die Pyrolyse und die Produktion von Pflanzenkohle ein negatives Netto-THE aufweisen. Daher ist das THE für die NaOH und die energieintensiven Herstellungsprozesse, die mit seiner Produktion verbunden sind, mit fast 100 kg $CO_{2\text{-}Äq}$. pro kg P am höchsten. Auch die Verwendung von Zeolithe und Magnesiumchlorid hat mit 22 bzw. 10 kg $CO_{2\text{-}Äq}$ pro kg P zum Gesamt-THE beigetragen. Der Materialeinsatz (NaOH, $MgCl_2$ und Zeolithe) zur Nährstoffrückgewinnung im RUN-System leistet den größten Beitrag zum THE.

Betrachtet man die äquivalenten Produkte, so ergibt sich die höchste THE-Einsparung von fast -250 kg $CO_{2\text{-}Äq.}$ pro kg P_2O_5 aus der Produktion von Pflanzenkohle durch Pyrolyse. Auch die düngemittelbezogenen Einsparungen durch die Substitution von N- und K-Mineraldüngern beliefen sich auf -35 kg $CO_{2\text{-}Äq.}$ pro kg P_2O_5, obwohl mit dem RUN-System mehr P zurückgewonnen werden kann, gehen damit im Labormaßstab keine geringeren Umweltbelastungen einher. Für die ökologische Prozessverbesserung ist ein geringerer Chemikalieneinsatz angeraten. Das System wurde beim Scale-up auch daraufhin optimiert.



TI-Abb 9 THE für das RUN-System der Produktperspektive unter Verwendung von Daten im Technikums-maßstab.

TI-Abb. 8 zeigt den Beitrag der Prozessschritte nach Optimierung zum THE. In der Ökobilanz für das RUN-System im Technikumsmassstab wurde das THE auf -9,7 kg CO_2 pro kg produzierten P_2O_5 reduziert, was im Vergleich zu industriell hergestelltem Mineraldünger, der normalerweise im Bereich von 1,6 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$ liegt, deutlich niedriger ist. Daher ist es im Hinblick auf das Treibhauspotenzial eindeutig vorteilhaft, den aus dem RUN-System gewonnenen P-Dünger zu verwenden. Den höchsten Beitrag zum THE leistet in diesem Fall die Verwendung von Zeolithen mit 23 kg $CO_{2\text{-Äq}}$ pro kg P, gefolgt von der Verwendung von NaOH mit einem THE von 20 kg $CO_{2\text{-Äq}}$ pro kg P. In ähnlicher Weise trägt auch die Verwendung von $MgCl_2$ mit fast 10 kg $CO_{2\text{-Äqu.}}$ pro kg P zum THE bei, so dass sich der gesamte THE aus der Materialverwendung auf fast 53 kg $CO_{2\text{-Äq}}$. pro kg P beläuft. Wie bereits in der Prozessperspektive für den Technikumsmassstab gesehen, hatte die Substitution von N-Dünger mit -61 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$ pro kg P die größte THE-Gutschrift zur Folge. Ebenso konnten durch die Stromerzeugung aus der Verbrennung von Biogas -47 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$ pro kg P eingespart werden. Aus den beiden oben genannten Prozessen ergaben sich Einsparungen von ca. 110 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$ pro kg P, was die Emissionen deutlich ausglich und die Gesamtauswirkungen des Systems verringerte.

TI-Tabelle 8: Chemikalieneinsatz pro kg P im Labor- und Technikums-Maßstab

	Labor-maßstab	Halbtechnischen Maßstab
Einsatz von Chemikalien (in kg)		
NaOH	94,3	18,5
$MgCl_2$	9,8	10,7
H_2SO_4	10,2	0
Zeolithe	425	447
Wiedergewonnene Nährstoffe (in kg)		
N	4,9	10,3
P	1	1
K	4,3	3,5

TI-Tabelle 9: Unterschied des Treibhauseffektes (THE) im Labor- und Technikums-Maßstab bezogen auf den wiedergewonnenen P als P_2O_5

	Labor-Maßstab kg $CO_{2\ Äq}$ pro tonne P_2O_5	Technikums-Maßstab kg $CO_{2\ Äq}$ pro tonne P_2O_5	Triplesuper Phosphat[2] kg $CO_{2\ Äq}$ pro tonne P_2O_5
Einsatz von Chemikalien	119	36	1,1
Einsatz von Zeolithe	22	22	
Stromverbrauch	34	29	0,5
Wärmeverbrauch	185	17	0,1
Infrastruktur	9	6	0,1

Gutschrift für N-Dünger	-30	-61	
Gutschrift für K-Dünger	-5	-4	
Gutschrift für PHA-reiche Biomasse[1]	-10	-11	
Gutschrift für erzeugten Strom		-47	
Gutschriften für Pyrolyseprodukte	-249		
Gesamt	73	-9,8	1,8

[1] Die Substitution von PHA-reicher Biomasse ist mit erheblichen Unsicherheiten behaftet

[2] Werte aus Ecoinvent 3.9

2.3.13 Vergleich Labor- und Technikumsmaßstab

Im Allgemeinen ist ein signifikanter Unterschied im Gesamt-THE zwischen dem Technikums- und dem Labormaßstab festzustellen, der hauptsächlich auf die Menge der eingesetzten Chemikalien, insbesondere NaOH, zurückzuführen ist. Im Labormaßstab wurden fast 94 kg NaOH benötigt, um 1 kg P_2O_5 zu extrahieren, während im Technikumsmaßstab nur 19 kg NaOH erforderlich waren. Dadurch konnte im Technikumsmaßstab auf die Neutralisation mit H_2SO_4 verzichtet werden, was eine Einsparung von 10 kg H_2SO_4 zur Folge hat. Bei den Mengen an Zeolithen und $MgCl_2$, die im Labormaßstab und im Technikumsmaßstab verwendet wurden, gab es keine großen Unterschiede. Ein weiterer Einflussfaktor bei beiden Systemen war die Handhabung des Filterkuchens aus der Fest-Flüssig-Trennung. Beim System im Labormaßstab wird der Filterkuchen als Rohstoff für die Pflanzenkohle durch Pyrolyse verwendet wird. Bei der halbtechnischen Anlage wird der Filterkuchen zur Biogaserzeugung und damit zur Stromerzeugung verwendet wird. Es zeigt sich, dass die Pflanzenkohle aus der Pyrolyse der bessere Weg wäre, wenn die Annahmen aus Kapitel 2 zugrunde gelegt werden, außerdem wird bei ansteigendem Anteil erneuerbarer Energie die Gutschrift für Strom und Wärme aus Biogas in Zukunft kleiner. Allerdings ist der Unterschied bei der Verwendung des Filterkuchens zwischen beiden Varianten gering und mit einer erheblichen Unsicherheit behaftet. Daher sollte die Wahl der Technik zur Behandlung des Filterkuchens von anderen technischen und Kostenaspekten abhängig gemacht werden.

Die höheren THE-Einsparungen von fast 5 kg $CO_{2\text{-Äq.}}$ pro FU bei der Substitution von N-Dünger durch das HT RUN-System sind auf die höhere Rückgewinnungsrate für N und damit auf die Erzeugung einer höheren Menge an RUN-N-Dünger von fast 10,3 kg für das HT RUN-System zurückzuführen. Beim LB RUN-System hingegen werden nur 5 kg N zurückgewonnen. Obwohl die Menge des zurückgewonnenen K-Düngers beim HT-System mit 3,5 kg im Vergleich zu 4,3 kg beim LB-System geringer war, war der Unterschied im Vergleich zum Gesamt-THE des LB- und HT-Systems nicht signifikant.

Die Umweltwirkungen für die drei vorgestellten Behandlungssysteme (Referenzsystem, RUN im Labor- und RUN im Technikumsmaßstab) sind im Anhang 1 zusammengestellt. Die Ergebnisse werden sowohl für die beteiligten Prozessschritte als auch untergliedert in die verwendeten Energieträger, Materialien und Infrastruktur angegeben.

In Anhang 2 sind die Massen und Nährstoffbilanzen entlang der gesamten Prozesskette für die Kompostierung, die Abwasserbehandlung als auch die RUN dargestellt.

2.4 Szenarien

Die entwickelten Szenarien beleuchten dezidiert die Rolle von rural-urbanen Nährstoffgemeinschaften in einer Landwirtschaft der Zukunft auf der Basis der im Projekt entwickelten technischen Möglichkeiten. Die Szenarienergebnisse bilden die Basis zur Beurteilung der Nachhaltigkeit des Transformationspfades durch eine sukzessive Implementierung des RUN-Systems.

Der betrachtete geographische Raum wird durch das Einzugsgebiet des Abwasserzweckverbandes (AZV) Heidelberg bestimmt. Das Einzugsgebiet umfasst die Kommunen Heidelberg, Dossenheim, Eppelheim, Neckargemünd (alle in Baden-Württemberg) und Neckarsteinach (in Hessen).

2.4.1 Szenarienentwicklung

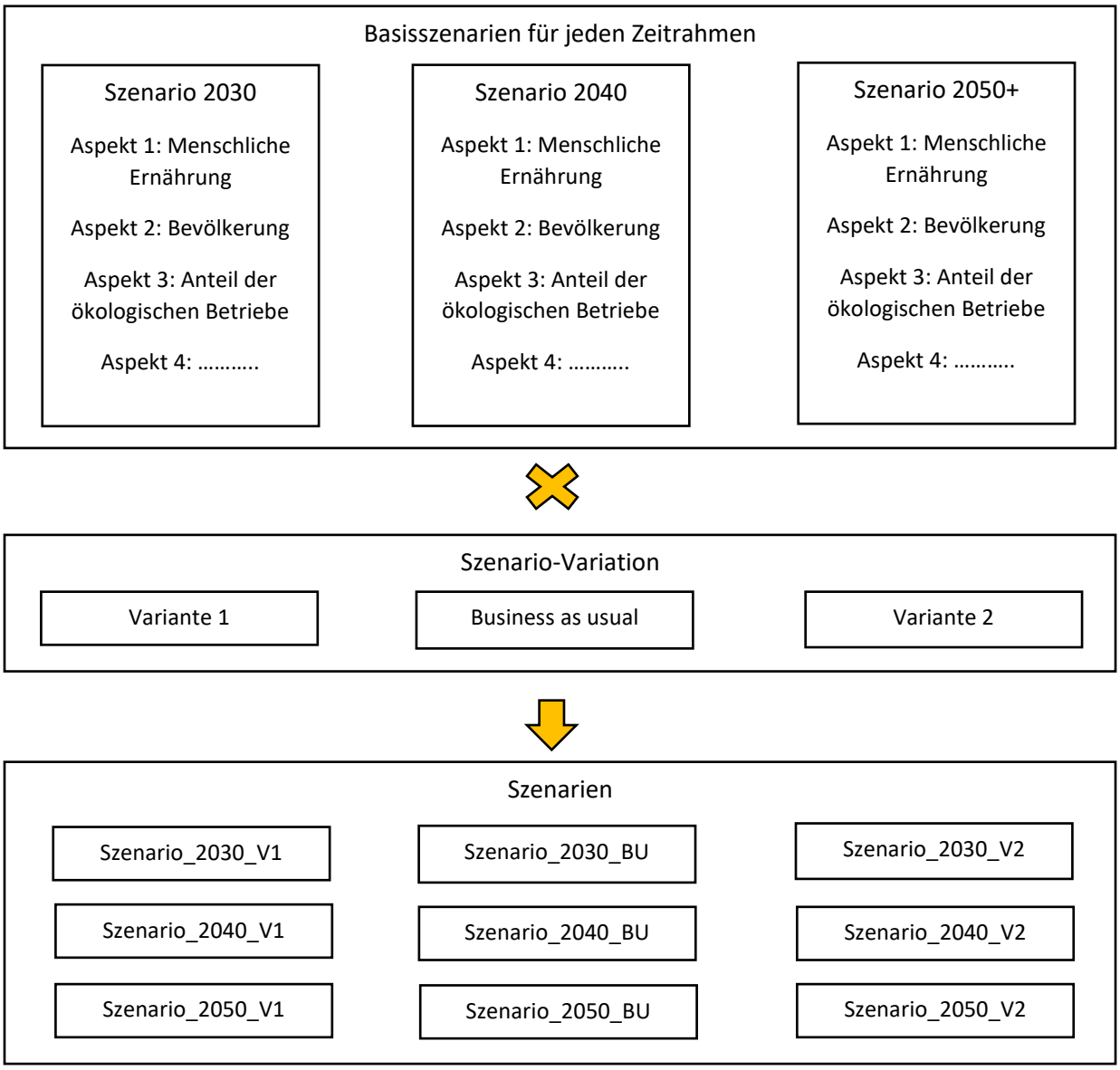
Die entwickelten Szenarien beleuchten dezidiert die Rolle von Nährstoffgemeinschaften in einer Landwirtschaft der Zukunft auf der Basis der im Projekt entwickelten technischen Möglichkeiten. Die Szenarioanalysen dienen zum einen der Beurteilung der systemimmanenten Variabilität und zur Einschätzung der Einsetzbarkeit und Robustheit der im Projekt betrachteten Nährstoffrückgewinnungstechnologie. Zum anderen sollen sie ‑ unter alternativen Annahmen zu möglichen zukünftigen Rahmenbedingungen ‑ basierend auf der untersuchten Region das Potenzial für ländlich-städtische Nährstoffgemeinschaften auch in anderen (Metropol-)Regionen möglich machen.

Das System wird als offen angesehen, d.h. Handel bzw. Austausch von Materialien, inklusive Nährstoffe, mit anderen Regionen sind möglich. Veränderte Randbedingungen werden durch die in den Szenarien betrachteten Zeitpunkten definiert, andere Wechselwirkungen (Rebound-Effekte) werden nicht berücksichtigt. Die Szenarien werden in Hinblick auf folgende Ziele definiert:

- Ziel 1: Selbstversorgung Nährstoffe, d.h. alle Nähstoffe bleiben in der Region und nur der zusätzliche Bedarf wird importiert bzw. der Überschuss exportiert.
- Ziel 2: Maximale P-Rückgewinnung aus Abwasser und Küchenabfällen mit der RUN-Technologie
- Ziel 3: „Klimakonforme“ Landwirtschaft gemäß Klimaschutzplan 2050 sowie Unterstützung der Umsetzung der Ziele der farm-to-fork-Strategie

Die Szenarien werden anhand einer Kombination von vorgegebenen Aspekten im Zusammenhang mit dem RUN-System definiert. Die Aspekte, die in jedem Zeitrahmen erwähnt werden, stehen mit den derzeit vorliegenden Politik- und Strategiepapieren, z.B. Rückgewinnungsauflage für P, vorgeschlagenen Energiemixe zum Erreichen der THG-Emissionsminderungsziele, etc., für den jeweilig betrachteten Zeitrahmen im Einklang. Die Szenarien werden unter der Annahme definiert, dass in der betrachteten Region das RUN-System zu 100% eingeführt wurde.

Als kurz-, mittel- und langfristig Zeiträume wurden die Jahre 2030, 2040 und nach 2050 festgelegt, da es insbesondere für diese Jahre politisch definierte Ziele, z.B. zur THG-Minderung, gibt. Die Szenarien wurden durch relevante Aspekte, Änderung der menschlichen Ernährung und die damit einhergehende Zusammensetzung des Abwassers, Änderung der Bevölkerungszahlen, Anteil des Ökolandbaus, etc. definiert. Um die Variabilität für diese Szenarien abzubilden wurden zusätzlich Parametervariationen, die einen „Variante 1“ bzw. „Variante 2“ abbilden ergänzt. Das Set-up für die Ableitung der Szenarien ist in TI-Abb 10 dargestellt.



TI-Abb 10 Vorschlag für das Szenario-Setup, das für die Bewertung der RUN-Szenarien verwendet werden kann

Insgesamt werden 9 Szenarien untersucht, die Kombinationen aus den Basisszenarien mit Szenario Variationen sind. Die Definition von Variante 1 und Variante 2 bedeutet, dass die Werte für die Szenario Aspekte für die Basisszenarien um x% variiert werden. Es können entweder ein oder mehrere Szenario Aspekte variiert werden, um den Variante 1 und Variante 2 des jeweiligen Aspekts einzubeziehen. Um die ökologische Vorzüglichkeit des RUN Systems zu bewerten, wird dieses mit der gegenwärtigen Abwasserbehandlung in der Beispielregion (Einzugsgebiet Heidelberg verglichen).

2.4.1.1 Szenarien-Aspekte

Die Szenario-Aspekte sind einzelne Parametersätze des Szenarios, jeder Szenario-Aspekt enthält Informationen über die Lage des betreffenden Aspekts im jeweiligen Zeithorizont. Die regionalen Aspekte sind in TI-Tabelle 10: aufgeführt.

TI-Tabelle 10: Regionale Aspekte, die in den Szenarien Berücksichtigung finden.

		Festgelegte Szenarien für verschiedene Zeithorizonte		
Basisszenarien	IST	2030	2040	2050 und später
Regionale Aspekte				
• Nährstoffmenge im Abwasser	N, P, K (g pro E.Tag)	N, P, K (g pro E.Tag)	N, P, K (g pro E.Tag)	N, P, K (g pro E.Tag)
• Bevölkerung in der Region	205.368	217.423	229.478	241.533
Landwirtschaftliche Struktur				
• LF (ha)	2946	2946	2946	2946
• Netto Landwirtschaftlicher Nährstoffbedarf pro Jahr in der Region (kg)	N: 1,919,621 P: 280,823 K: 1,102,179	N: 1,922,862 P: 282,178 K: 1,106,276	N: 1,926,102 P: 283,532 K: 1,110,372	N: 1,929,343 P: 284,886 K: 1,114,468
Technologische Aspekte				
• RUN Prozesseffizienz: Menge des zurückgewonnenen ursprünglichen P		N: 30% P: 59% K: 41%	N: 35% P: 64% K: 46%	N: 40% P: 69% K: 51%
• Durchdringungsgrad (%)		6%	68%	79%

Das Vorgehen für die Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der Szenarienaspekte wird anhand der Schätzung der Veränderung der Nährstoffkonzentration im Abwasser bei veränderter menschlicher Ernährung demonstriert. Das methodische Vorgehen orientiert sich dabei an (Wang et al. 2019).

Die Berechnung der Nährstoffzusammensetzung (N und P) des Abwassers aus Haushalten erfolgt auf der Basis:

- der Nahrungsproteinmenge
- des N-Gehalt des Nahrungsproteins und
- dem P-Gehalt von tierischem Protein, P-Gehalt von pflanzlichem Protein

und wie in der Box 1 gezeigt.

Box 1

Gleichung 1 $L^N(c) = \frac{S(c),y}{\sum_j m(j,c)}$

Gleichung 2

$$L^P(c) = \frac{S^M(c), \delta^M + S^P(c), \delta^P}{\sum_j m(j,c)}$$

- LN(c) and LP(c) represent the N and P loads attributed to human excreta in mg N L−1 and mg P L−1
- S(c), SM(c), and SP(c) represent the daily intake values from total protein, meat-based and plant-based protein, respectively, in grams of protein per capita per day
- y is a ratio denoting the N content of protein set to 0,13
- δM and δP are ratios representing the P contents of different protein sources (set to 0,011 and 0,022 for meat- and plant-based protein, respectively),

- Wastewater production rate (m), (m3 capita−1 yr−1)

$$m(j,c) = \omega(c), (1 - \tau(j))$$

  - ω(c) denotes freshwater withdrawal for municipal use (m3 cap−1 yr−1), and τ(j) is the water consumption to withdrawal ratio with a median of 0,1 and 0,3 for urban and rural areas, respectively

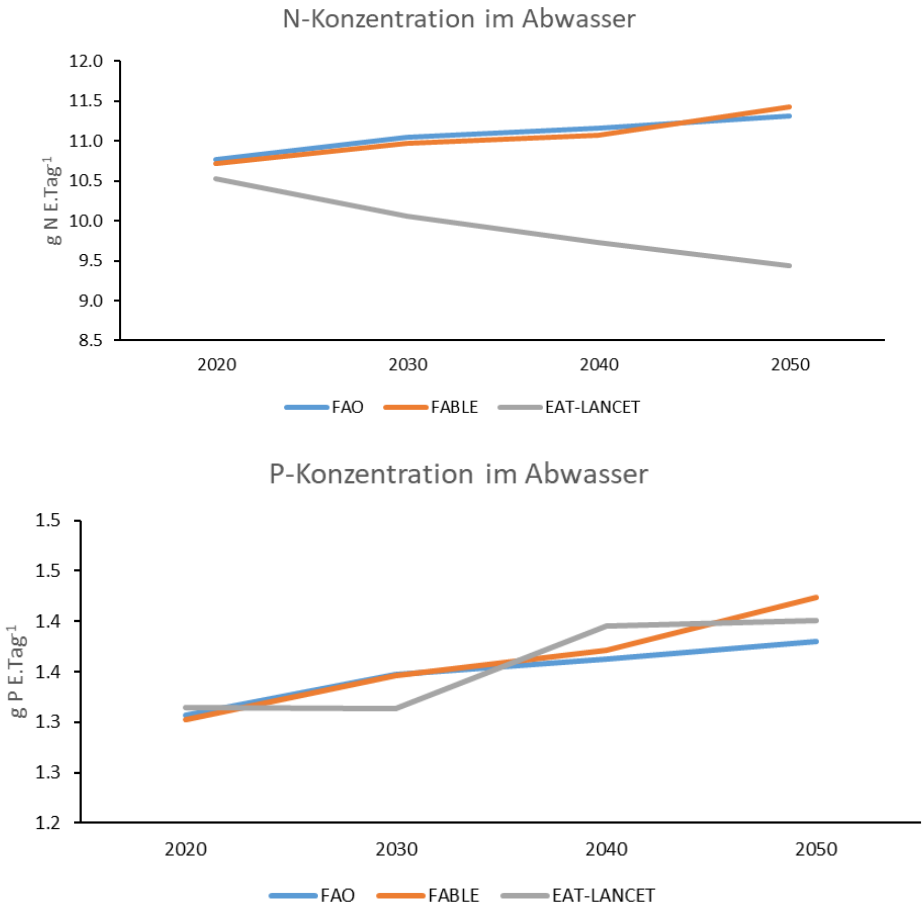
Es wird davon ausgegangen, dass alle Nährstoffe, die durch die Nahrungsaufnahme in den menschlichen Körper gelangen, in den Ausscheidungen landen. Die Schätzung künftiger Abwassermengen ist eine Herausforderung, sie kann jedoch anhand der künftigen städtischen Bevölkerung geschätzt werden (Qadir et al. 2020). Die Abwassermengen zu verschiedenen Zeitpunkten können anhand der Stadtbevölkerung der Region zu dem jeweiligen Zeitpunkt geschätzt werden.

In TI-Tabelle 11: sind die typische N- und P-Konzentrationen im Abwasser pro Person und Tag gezeigt.

TI-Tabelle 11: Typische N- und P-Gehalte in häuslichem Abwasser aus verschiedenen Quellen

		N (g pro E.Tag)	P (g pro E.Tag)	Menge (L pro E.Tag)
2020	FAO	10,76	1,31	
	FABLE	10,71	1,30	
	EAT- Lancet	10,53	1,31	
	KIT	16,3	2,1	
2030	FAO	11,05	1,35	
	FABLE	10,97	1,35	
	EAT- Lancet	10,06	1,31	
	KIT	15,1	1,9	
2040	FAO	11,16	1,36	
	FABLE	11,08	1,37	
	EAT- Lancet	9,73	1,40	
	KIT	13,9	1,8	
2050	FAO	11,31	1,38	
	FABLE	11,43	1,42	
	EAT-Lancet	9,44	1,40	
	KIT	12,9	1,7	
IST-Situation Dokument (2020)		12,9	2	109,5

Die N- und P-Mengen wurden anhand von Daten des WBCSD (2020) geschätzt, wobei in dieser Studie drei Datenquellen verwendet wurden. Bei der FAO handelt es sich um das Business-as-usual-Szenario, bei dem der Lebensmittelverbrauch auf dem Wirtschafts- und Bevölkerungswachstum basiert. Die Modelle von FABLE beruhen auf Daten aus 18 Ländern und der Europäischen Union. Die Länder, die dem FABLE-Konsortium angehören, repräsentieren 65 % der Weltbevölkerung im Jahr 2010 (62 % im Jahr 2030, 59 % im Jahr 2050) und bilden somit ein globales Szenario ab. Die Annahmen zu den Ernährungsgewohnheiten der FABLE-Länder spiegeln lokale Traditionen, Bräuche und Ressourcenausstattung sowie die Machbarkeit und Wünschbarkeit von Veränderungen wider (FABLE 2019). EAT-Lancet basiert auf den Daten des EAT-Lancet Planetary Health Diet Report (Willett et al. 2019).



TI-Abb 11 Veränderung der N- und P-Konzentration zwischen 2020 und 2050, geschätzt entsprechend der Wang et al. (2019) unter Verwendung von Daten aus WBCSD (2020).

Als zusätzliche Quelle zur Berechnung von Proteinen und Nährstoffen in Deutschland wurde der folgende Bericht (KIT: Baden-Württemberg „Eine Diskussionsgrundlage für das Kompetenznetz Modellierung Bioökonomie“) herangezogen. Auf Basis der im Bericht beschriebenen Änderung der Nachfrage nach spezifischen Lebensmitteln und dem im Schwarzwasser vorliegenden N- und P-Konzentrationen wurden die Nährstoffkonzentrationen im Abwasser dem in der obigen Box spezifiziertem Vorgehen berechnet. Die Ergebnisse sind in TI-Tabelle 12: zusammengefasst.

TI-Tabelle 12: Änderung der Ernährungsgewohnheiten und der daraus resultierenden N- und P-Konzentration im Schwarzwasser

	2020		2030		2040		2050	
	Kg./ Kopf	Protein (g pro E.Tag)	Kg./ Kopf	Protein (g pro E.Tag)	Kg./ Kopf	Protein (g pro E.Tag)	Kg./ Kopf	Protein (g pro E.Tag)
Getreide	196.5	55.5	190.7	53.9	185.1	52.3	179.6	50.8
Reis	4.0	0.8	3.9	0.8	3.8	0.8	3.7	0.8
Zucker	42.5	-	41.2	-	40.0	-	38.8	-
Kartoffeln	114.9	6.3	111.5	6.1	108.2	5.9	105.0	5.8
Milch und Milchprodukte	140.1	6.1	126.7	5.6	114.6	5.0	103.6	4.5
Fleisch- und Wurstwaren	82.7	52.1	71.1	44.8	61.1	38.5	52.6	33.1
Eier	13.4	4.8	13.0	4.6	12.6	4.5	12.2	4.3
pflanzliche Öle	32.6	-	31.6	-	30.7	-	29.8	-
Pflanzliches Protein		62.7		60.8		59.0		57.3
Tierisches Protein		63.0		55.0		48.0		42.0
Gesamt		125.7		115.8		107.1		99.3
N (g pro E.Tag)		**16.3**		**15.1**		**13.9**		**12.9**
P (g pro E.Tag)		**2.1**		**1.9**		**1.8**		**1.7**

2.4.2 Szenarienberechnung

Die Bevölkerungsentwicklung und die verändere Fleischproduktion in der Region sind in TI-Tabelle 13: und TI-Tabelle 14: für die Szenarien Gruppen sowohl für die Ist-Situation (2020) als auch für den Zeitraum bis 2050 in 10-Jahresschritten aufgeführt.

Anhand der Daten aus TI-Tabelle 11: und TI-Tabelle 12: werden als Beispiel die Nährstoffflüsse in der Region für das Jahr 2030 berechnet. Insgesamt ergibt sich daraus folgende Szenarienparameter in EZG für den definierten Zeitraum und Variationen

TI-Tabelle 13: Bevölkerung, Bautätigkeit und die Nährstoffmenge im Abwasser

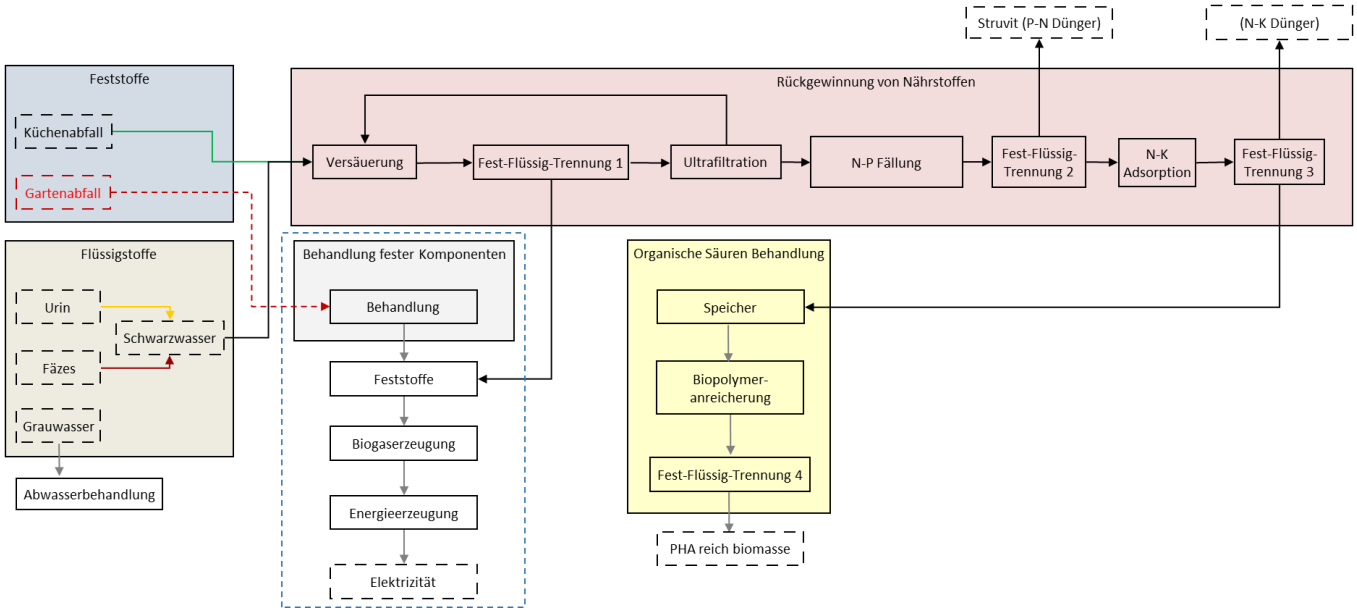
			Bevölkerung und Bautätigkeit				Nährstoffmenge im Abwasser		
							N	P	K
		Szenario-Name	Bevölkerung (EW)	Bautätigkeit (WE) + Aufschlag Gebäudeabriss + Aufschlag Sanierungen	Bevölkerung mit Anschluss an RUN Container	Durchdringungsgrad (%)	g pro E.Tag	g pro E.Tag	g pro E.Tag
Referenz	2020		205,368				2.51	0.11	0.71
Business as usual (BaU)	2030	**S_2030_BU**	**217,423**	**4,898**	**11,935**	**5.5%**	**2.33**	**0.10**	**0.64**
	2040	**S_2040_BU**	**229,478**	**4,898**	**155,702**	**67.9%**	**2.14**	**0.09**	**0.61**
	2050	**S_2050_BU**	**241,533**	**4,898**	**191,439**	**79.3%**	**1.99**	**0.09**	**0.57**
Variante 1	2030	**S_2030_V1**	**207,114**	**1,457**	**2,746**	**1.3%**	**2.33**	**0.10**	**0.64**
	2040	**S_2040_V1**	**208,859**	**1,457**	**93,380**	**44.7%**	**2.14**	**0.09**	**0.61**
	2050	**S_2050_V1**	**210,605**	**1,457**	**110,375**	**52.4%**	**1.99**	**0.09**	**0.57**
Variante 2	2030	**S_2030_V2**	**228,575**	**8,616**	**24,352**	**10.7%**	**2.33**	**0.10**	**0.64**
	2040	**S_2040_V2**	**251,781**	**8,616**	**224,480**	**89.2%**	**2.14**	**0.10**	**0.61**
	2050	**S_2050_V2**	**274,988**	**8,616**	**274,988**	**100.0%**	**1.99**	**0.09**	**0.57**

TI-Tabelle 14: Veränderung des Fleischverbrauchs, der Tierhaltung, der Prozesseffizienz der Nährstoffrückgewinnung und des Energiemixes des RUN-Systems

			Ernährung	Tierhaltung	Prozesseffizienz			Energiemix
			Fleisch (Rind + Schwein)	Rind + Schwein	N	P	K	Anteil der Erneuerbaren-energie
		Szenario-Name	Nachfrage/Konsum kg/P/a					
Referenz	2020		51.99	441 GV				50%
Business as usual (BaU)	2030	S_2030_BU	**-4.0%**	**-6.9%**	**30.0%**	**59.0%**	**41.0%**	**85.0%**
	2040	S_2040_BU	**-8.0%**	**-13.8%**	**35.0%**	**64.0%**	**46.0%**	**95.0%**
	2050	S_2050_BU	**-12.0%**	**-20.7%**	**40.0%**	**69.0%**	**51.0%**	**97.0%**
Variante 1	2030	S_2030_V1	**-13.7%**	**-13.7%**	**28.0%**	**57.0%**	**39.0%**	**88.0%**
	2040	S_2040_V1	**-27.3%**	**-27.3%**	**33.0%**	**62.0%**	**44.0%**	**98.0%**
	2050	S_2050_V1	**-41.0%**	**-41.0%**	**38.0%**	**67.0%**	**49.0%**	**100.0%**
Variante 2	2030	S_2030_V2	**-4.0%**	**-6.9%**	**32.0%**	**61.0%**	**43.0%**	**82.0%**
	2040	S_2040_V2	**-8.0%**	**-13.8%**	**37.0%**	**66.0%**	**48.0%**	**87.0%**
	2050	S_2050_V2	**-12.0%**	**-20.7%**	**42.0%**	**71.0%**	**53.0%**	**94.0%**

Diese Ergebnisse bilden die Datengrundlage für die folgenden Berechnungen mit dem RUN-System. Das RUN-System ist in TI-Abb 12 dargestellt. Für die Szenarien werden Prozessdaten und Wiedergewinnungsquoten des Scale-ups im Technikumsmaßstab (TRL 5-6) zugrunde gelegt. Die ersten Ergebnisse aus den Laborversuchen bleiben bei den Szenarien nicht berücksichtigt, da bereits bei der Maßstabsvergrößerung erhebliche Verbesserungen erzielt werden konnten.

2.4.3 RUN-Systembetrachtung im regionalen Kontext



TI-Abb 12 RUN-System, das für die Definition der Szenarien berücksichtigt wurde.

Die Vorgehensweise wird anhand eines Szenarios unter Berücksichtigung der Aspekte Bevölkerung und Nährstoffflüsse im Einzugsgebiet Heidelberg (EZG) vorgestellt. Die in der Analyse verwendeten Parameterwerte stammen aus dem Dokument mit dem Titel "Beschreibung der Ist-Situation (Status-quo)“[3].

Um die Berechnungen zu vereinfachen, haben wir einen fiktiven Regionalhof (TI-Tabelle 16:) angenommen, der sowohl den Nährstoffbedarf im Ackerbau als auch das regionalinterne

[3] Ist-Situation, Arbeitspapier 2022 der Universität Hohenheim

Nährstoffrecycling aus der Tierhaltung abbildet. Es wird davon ausgegangen, dass alle landwirtschaftlichen Aktivitäten in diesem fiktiven Regionalhof stattfinden, der alle landwirtschaftlichen Flächen im EZG umfasst. Der Nährstoffbedarf der Ackerbaufläche wird unter Berücksichtigung der Viehbestandsdichte und dem daraus resultierenden Wirtschaftsdüngeraufkommen abgeschätzt. Dazu wird die Ackerfläche in der Region auf vier Hauptfrüchte (Winterweizen (WW), Wintergerste (WG), Winterraps (WR) und Silomais (SM)) aufgeteilt. Diese vier Früchte beanspruchen ca. 70% (23,7% WW, 14,3% WG, 3,6% KM, 19,7% SM und 8,2% WR) der landwirtschaftlich genutzten Ackerfläche in Deutschland. Die typischen Erträge in der Region im konventionellen und Ökolandbau sind in TI-Abb 15 aufgeführt.

TI-Tabelle 15: Annahmen für den Pflanzenbau

Kulturpflanzen	dt/ha	Gesamtproduktion in der Region (t)	dt/ha (Ökolandbau)	Anteil der Gesamtproduktion aus Ökolandbau (t)
Winterweizen	73,3	4.105	39,0	219
Wintergerste	70,4	3.942	39,7	223
Winterraps	36,7	2.055	20,7	116
Silomais	482,4	27.014	399,4	2237

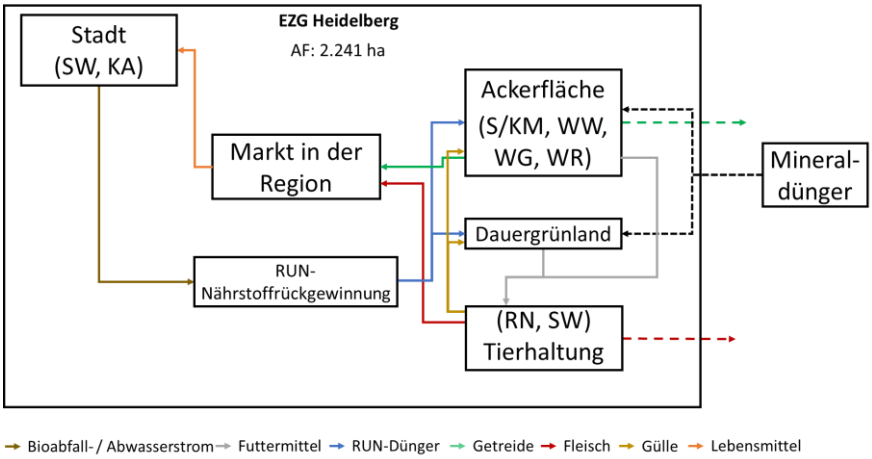
Quelle: LEL Schwäbisch Gmünd 2023: Orientierungswerte der Produktionsverfahren, konventioneller und ökologischer Landbau, für die Betriebskalkulation, Abt. 2, Blatt Nr. 255, Stand Mai 2023. Für Ökoerträge ergäbe sich gegenüber konventionellen Erträgen für WW ein Rückgang von -46,7%, für WG ein Rückgang von -43,5%, für SM ein Rückgang von -17,2%

TI-Tabelle 16: Charakterisierung des Regionalhofs (ist-Zustand)

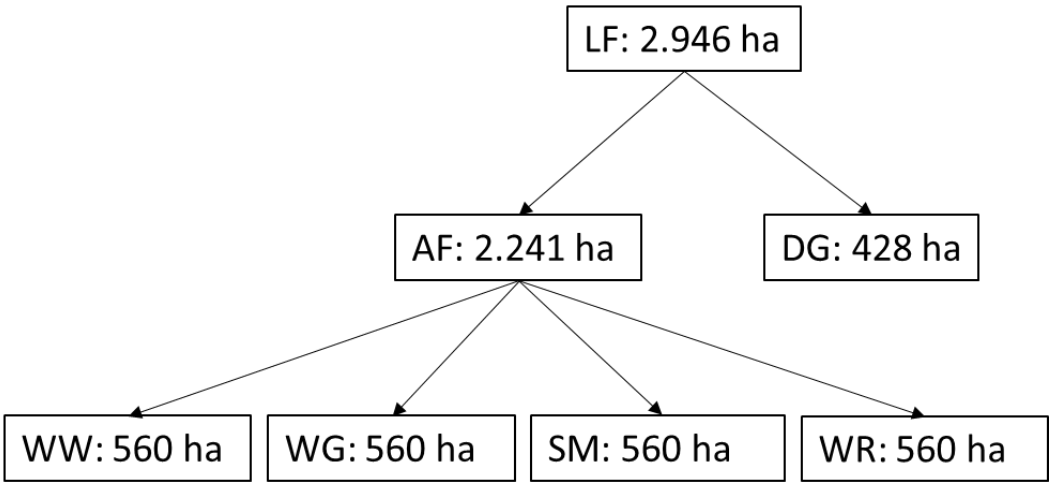
	Konventionell	Ökolandbau[a]	Gesamt
Fläche (ha)	2017	224	2241
WW (ha)	504	56	560
WG (ha)	504	56	560
SM (ha)	504	56	560
WR (ha)	504	56	560
Rinder (GV)	342,4	40,8	383,2
Schweine (GV)	51,6	6,1	57,7

[a] Annahme: Anteil des ökologischen Anbaus von Ackerfrüchten in Deutschland (Informationen der Universität Hohenheim)

Die Flächen des ökologischen Landbaus werden hier für die Berechnungen des Zukunftsszenarios unterschieden und in diesem Dokument nicht verwendet. Die Nährstoffabschätzungen in diesem Dokument werden nur mit konventionellen Landwirtschaftsflächen durchgeführt. Das System ist in TI-Abb 13 mit den relevanten Stoffströmen gezeigt. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche und die angenommene Verteilung der betrachteten Feldfrüchte ist in TI-Abb 14 dargestellt.



TI-Abb 13 Stoffströme im Einzugsgebiet. Die gestrichelten Linien zeigen die Produkte an, die importiert und exportiert werden. KA- Küchenabfall, SW- Schwarzwasser, WG- Wintergerste, WW- Winterweizen, SM- Silomais, KM- Körnermais, WR- Winterraps, RN- Rinder, SW- Schwein



TI-Abb 14 Anteile der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LF) und der Ackerfläche (AF) im EZG

2.4.4 Annahmen für den Regionalhof (basierend auf Informationen der Universität Hohenheim)

Der Regionalhof wird auf Basis des Ist-Dokuments abgeleitet. Dabei werden für den Ackerbau vier Kulturen betrachtet (WW, WG, SM und WR jeweils 25%) und für die Tierhaltung in der Region die Bullenmast und Schweinehaltung. ***Der RUN-Dünger ist innerhalb der 4-jährigen Fruchtfolge vollständig verfügbar, vereinfachtet wird jetzt angenommen, dass alle Feldfrüchte gleichzeitig irgendwo in der Region angebaut werden und der RUN-Dünger somit im jeweiligen Anbaujahr vollständig bioverfügbar ist.*** Somit ergibt sich für eine jährliche Betrachtung der Umweltwirkungen (z.B. Treibhausgaseffekt (THE), Versauerung (AP), Eutrophierung (FEP) usw.) ¼ der gesamten Fruchtfolge unabhängig von jährlichem Wetter und Ertragsschwankungen. Außerdem werden Wechselwirkungen der Feldfrüchte nicht betrachtet, wie z.B. unterschiedliche Erträge oder Qualität von Weizen nach Weizen im Gegensatz zu Weizen nach Raps.

Die Tierhaltung im Modell umfasst die Rinder und Mastschweinehaltung. Im EZG werden insgesamt 383,2 GV für Rinder und 57,72 GV für Mastschweine geschätzt (Quelle: Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (2021) und Agrarstrukturerhebung 2016 Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, Statistisches Landesamt Hessen).

2.4.4.1 Berechnung der Nährstoffströme

Die Berechnung des Nährstoffbedarfs ist in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** und die Nährstoffgehalte der Wirtschaftsdünger in TI-Tabelle 21: dargestellt.

2.4.4.2 Nährstoffbedarf:

Der Nährstoffbedarf im EZG wurde unter der vereinfachten Annahme berechnet, dass die Ackerfläche auf 4 Kulturen mit einem Anteil von 25% für jede Kultur aufgeteilt wird und die Emissionen keinen jährlichen Schwankungen unterworfen sind.

TI-Tabelle 17: Fläche und Nährstoffe für die im EZG berücksichtigten Kulturpflanzen

	Fläche (ha)	Nährstoffgehalte[a] (kg/ha*a)		
		N	P	K
WW	560	155	26	33
WG	560	116	25	35
WR	560	123	29	30
SM	560	227	38	224
DG	428	131	18	136

[a] Tabelle 20 (Ist-Situation Arbeitspapier, 2022 Universität Hohenheim)

Der Nährstoffbedarf für das EZG wird anhand des Nährstoffbedarfs der einzelnen Kulturen (kg/ha) plus der Emissionsverluste und der Fläche der einzelnen Kulturen berechnet; die Ergebnisse sind in TI-Tabelle 18: zusammengefasst.

N-Bedarf für WW in EZG (kg) = Fläche * N-Gehalt für WW Gleichung 1

$Bedarf_{Frucht, (N,P,K)} = Fläche_{Frucht} * Nährstoffgehalt_{Frucht, (N, P, K)}$

Z. B. N-Bedarf für WW in EZG (kg) = 560 * 155*4 = 347.200 kg

TI-Tabelle 18: Gesamtnährstoffbedarf für die im EZG berücksichtigten Kulturen

	N (kg)	**P (kg)**	**K (kg)**	**Quelle**
(a) WW	347.200	58.240	73.920	= Fläche $_{Frucht}$ * Nährstoffgehalt $_{Frucht, Nährstoff}$ * 4 Jahre (Gleichung 1)
(b) WG	259.840	56.000	78.400	
(c) WR	275.520	64.960	67.200	
(d) SM	508.480	85.120	501.760	
(e) DG	224.272	30.816	232.832	= Fläche $_{DG}$ * Nährstoffgehalt $_{DG, Nährstoff}$ * 4 Jahre
(A) Σ $Bedarf_{Pflanze}$	1.615.312	295.136	954.112	(a)+(b)+(c)+(d)+(e)
(B) Aufschlag für Emissionsverluste	350.523	5.224	208.950	= Σ $_{N}$ * 21,7 % (Gleichung 2)
(C) Σ $Bedarf_{gesamt}$	1.965.835	300.360	1.163.062	**(A+B)**

Berechnung der Emissionen aus der Ausbringung von Mineraldünger:

N-Emissionsverluste= aus Mineraldünger gelieferter N * Verlust als Emission (%) Gleichung 2

Es wurde angenommen, dass insgesamt 21,7% des ausgebrachten mineralischen N als Emissionen verloren gehen. Für Wirtschaftsdünger wurde angenommen, dass fast 36,1% des ausgebrachten N als Emissionen verloren gehen (TI-Tabelle 19:)

TI-Tabelle 19: Übersicht Emissionsfaktoren N-Verluste (Tabelle 29, Ist-Situation Arbeitspapier, 2022 Universität Hohenheim)

	N_2O-N EF [%]	NO-N EF [%]	N_2-N EF [%]	NH_3 EF [%]	NO_3-N EF [%]	Gesamt Aufschlag [%]
Mineraldünger	1	$0,1*EF_{N2O}$	$7*EF_{N2O}$	3,6	0 - **10**	21,7
Wirtschaftsdünger	1	$0,2*EF_{N2O}$	$7*EF_{N2O}$	7-**13**-18	6 - **15**	36,1

Z.B. N Emissionsverluste= 572.032*21,7% = 124.131 kg

2.4.5 Nährstoffversorgung aus Wirtschaftsdünger:

Der Tierbestand in der betrachteten Region und die Nährstoffe in den anfallenden Wirtschaftsdüngern sind in TI-Tabelle 20: aufgeführt.

TI-Tabelle 20: Viehhaltung im Einzugsgebiet und Nährstofflieferung je GV und Jahr nach Tierart

Tierart	Bestand (GV)	Nährstoffe im Wirtschaftsdünger[a] (kg/GV*a)		
		N	P	K
Rind	383,2	38,8	10,4	43,7
Schwein	57,7	60,8	17,5	39,4

[a] Tabelle 24 (Ist-Situation Arbeitspapier, 2022)

Gesamtnährstofflieferung = $GV_{Tierart}$ * Nährstofflieferung $_{Tierart, Nährstoff}$ * 4 Jahre Gleichung 3

Z.B. Nährstofflieferung von N aus Rindern = 383,2 * 38,8 * 4 = 59.473

Berechnung der Emissionen aus der Ausbringung von Wirtschaftsdünger:

N-Emissionsverluste = N geliefert von Wirtschaftsdünger * % Verlust als Emission Gleichung 4

TI-Tabelle 21: Nährstofflieferung aus der Tierhaltung

	N (kg)	**P (kg)**	**K (kg)**	**Quelle**
(f) Nährstofflieferung von Schweinegülle	14.038	4.040	9.097	Gleichung 3
(g) Nährstofflieferung von Rindergülle	59.473	15.941	66.983	Gleichung 3
(D) Σ (brutto)	73.510	19.982	76.080	= (f) + (g)
(E) Emissionsverluste bei der Ausbringung	26.537	353	16.710	Gleichung 4
(F) Σ (netto)	**46.973**	**19.629**	**59.370**	= (D) – (E)

TI-Tabelle 22: Tabelle 7: Nährstoffbedarf Mineraldünger bei Verwendung des RUN-Düngers

Nährstofflieferung	**N (kg)**	**P (kg)**	**K (kg)**	**Quelle**
(F) Netto Nährstoffe aus Wirtschaftsdünger	46.973	19.629	59.370	Aus Tabelle 6
Nährstoffbedarf				
(C) Nettonährstoffbedarf	1.965.835	300.360	1.163.062	Aus Tabelle 4

(G) Nettonährstoffbedarf in EZG	1.918.862	280.731	1.103.692	=(F) - (C)
(h) Verfügbarer Nährstoff pro Person und Jahr	2,5	0,11	0,71	Berechnung von ISWA, Uni Stuttgart
(i) Nährstofferzeugung aus SW und KA im EZG	1.459.450	62.174	411.086	Berechnet anhand einer Bevölkerung von 145.512 für 4 Jahre = (h)*145.512*4
(j) Effizienz der Nährstoffrückgewinnung im RUN-System	30%	59%	41%	Eigene Berechnung
(H) Nährstoffaufkommen aus RUN in EZG	431.359	36.522	168.161	= (i)* (j)
(x) Durchdringungsgrad (%)	5,5%	5,5%	5,5%	
(I) **Deckung des Mineraldüngerbedarfs durch RUN Dünger in EZG**	**1,7%**	**1,0%**	**1,1%**	= (H)*(x) *100 / (G)

Als Anhaltspunkt für die Übertragbarkeit der Ergebnisse aus der vorliegenden Analyse auf vergleichbare Regionen werden die zurückgewinnbaren Nährstoffe pro 10.000 Einwohner berechnet und dem Nährstoffbedarf des angenommenen Regionalhofs pro ha in TI-Tabelle 23: gegenübergestellt. Durch Anpassung der Abwasserzusammensetzung und Einwohnerzahl sowie dem Anschlussgrad an das RUN-System und der landwirtschaftlichen Struktur können die Ergebnisse auf andere Bedingungen übertragen werden.

TI-Tabelle 23: Schätzung der Fläche des Regionalhofs, die mit RUN-Dünger vollständig gedüngt werden kann, bei einer Bevölkerung von 10.000

		N	P	K
(l) Zurückgewonnene Nährstoffe mit RUN (j*h*10000)	kg	7500	649	2911
(m) Durchschnittlicher Nährstoffbedarf in EZG pro ha und Jahr*	kg	150	27	92
Fläche, die mit RUN-Dünger gedeckt werden kann (l/m)	**ha**	**50**	**24**	**32**

Das für das Business-as-usual 2030 demonstrierte Vorgehen wurde für alle weiteren Szenarien auf Grundlage der oben beschrieben Systemänderungen für die Varianten 1 und 2 in 2030, 2040 und 2050 wiederholt. Die Ergebnisse sind in TI-Tabelle 24: dargestellt.

TI-Tabelle 24: Nährstoffbedarf und Nährstoffsubstitution in der Modellregion

			Mineraldüngereinsatz in EZG			RUN-Düngereinsatz im EZG			Deckung des Düngerbedarfs durch RUN Dünger in EZG		
			kg	kg	kg	kg	kg	kg			
		Szenario -Name	N	P	K	N	P	K	N	P	K
Referenz	2020										
Business as usual (BaU)	2030	S_2030_BU	**1,889,542**	**278,102**	**1,089,658**	**33,319**	**2,722**	**12,522**	**1.7%**	**1.0%**	**1.1%**
	2040	S_2040_BU	**1,459,275**	**244,337**	**928,546**	**466,827**	**36,486**	**173,633**	**24.2%**	**12.9%**	**15.6%**
	2050	S_2050_BU	**1,310,843**	**235,145**	**878,638**	**608,777**	**45,679**	**223,541**	**31.6%**	**16.0%**	**20.1%**

Variante 1	2030	S_2030_V1	**1,918,886**	**280,218**	**1,099,439**	**7,155**	**605**	**2,741**	**0.4%**	**0.2%**	**0.2%**
	2040	S_2040_V1	**1,668,468**	**259,625**	**1,002,573**	**263,975**	**21,198**	**99,607**	**13.7%**	**7.4%**	**8.9%**
	2050	S_2050_V1	**1,586,175**	**255,250**	**978,349**	**333,445**	**25,573**	**123,830**	**17.2%**	**8.9%**	**11.0%**
Variante 2	2030	S_2030_V2	**1,850,345**	**275,082**	**1,075,384**	**72,517**	**5,741**	**26,796**	**3.8%**	**2.0%**	**2.4%**
	2040	S_2040_V2	**1,214,605**	**226,576**	**840,964**	**711,497**	**54,247**	**261,216**	**36.9%**	**19.1%**	**23.5%**
	2050	S_2050_V2	**1,001,433**	**213,308**	**768,487**	**918,187**	**67,516**	**333,692**	**47.6%**	**23.7%**	**29.9%**

Mit dem RUN-System können Nährstoffe aus häuslichem Abwasser und anfallenden Bioabfall zurückgewonnen werden. Für die betrachtete Region und das spezifizierte Landwirtschaftliche Produktionssystem können dann in Abhängigkeit vom Anschlussgrad an die RUN-Technologie und dem Bevölkerungswachstums bis zu 48% des Stickstoff-, 24% des Phosphor- und 30% des Kaliumbedarfs gedeckt werden.

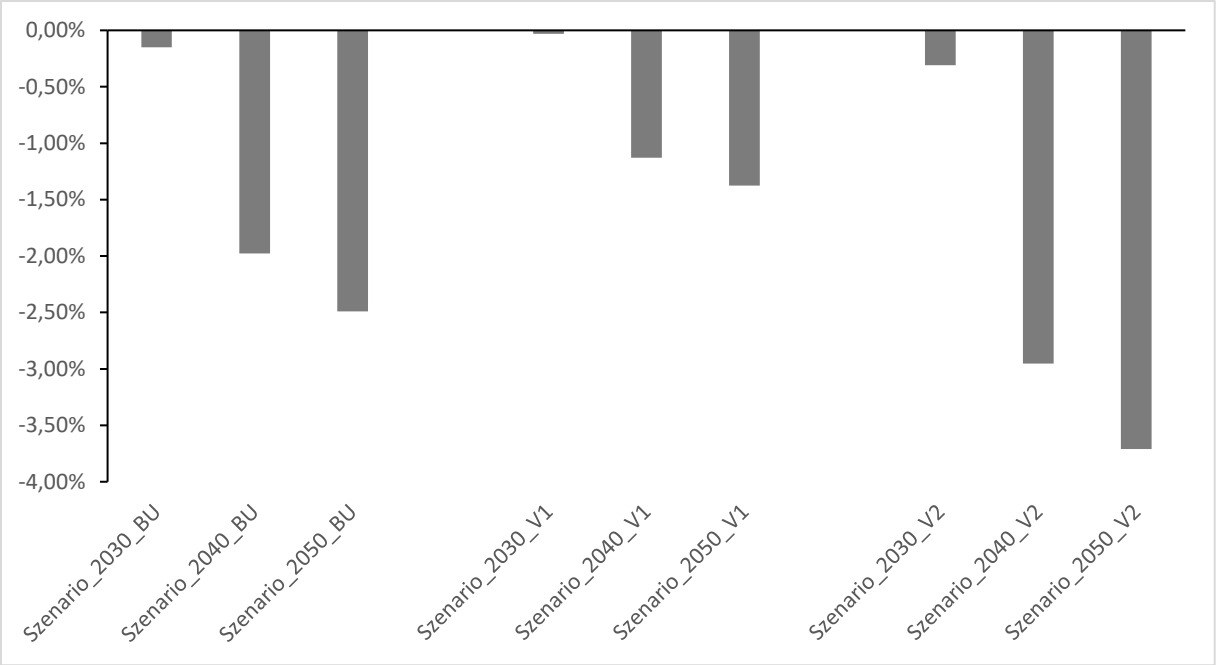
Eine Betrachtung der mit der Nährstoffrückgewinnung verbundenen Umweltwirkungen und der Einfluss der Annahmen und Prozessparameter erfolgt anhand von Ökobilanzen. Dabei wird sowohl der Treibhauseffekt bzw. THE als auch zwei weitere Umweltwirkungskategorien (Bodennahes Ozonbildungspotential und Süßwassereutrophierung) betrachtet.

2.4.6 Ergebnisse der Ökobilanz

Die Ergebnisse zeigen die Umweltauswirkungen für die Tätigkeiten im Zusammenhang mit der Pflanzenproduktion und der Nährstoffrückgewinnung aus Abwasser für das EZG Heidelberg. Die mit der Pflanzenproduktion verbundenen Auswirkungen werden weiter unterteilt in Feldemissionen, Emissionen aus der Produktion von Pflanzenschutzmitteln, Emissionen aus Feldprozessen, Saatgutproduktion und Mineraldüngerproduktion. Die mit der Nährstoffrückgewinnung aus Abwasser verbundenen Emissionen werden unter dem Prozess der RUN-Düngemittelproduktion erfasst.

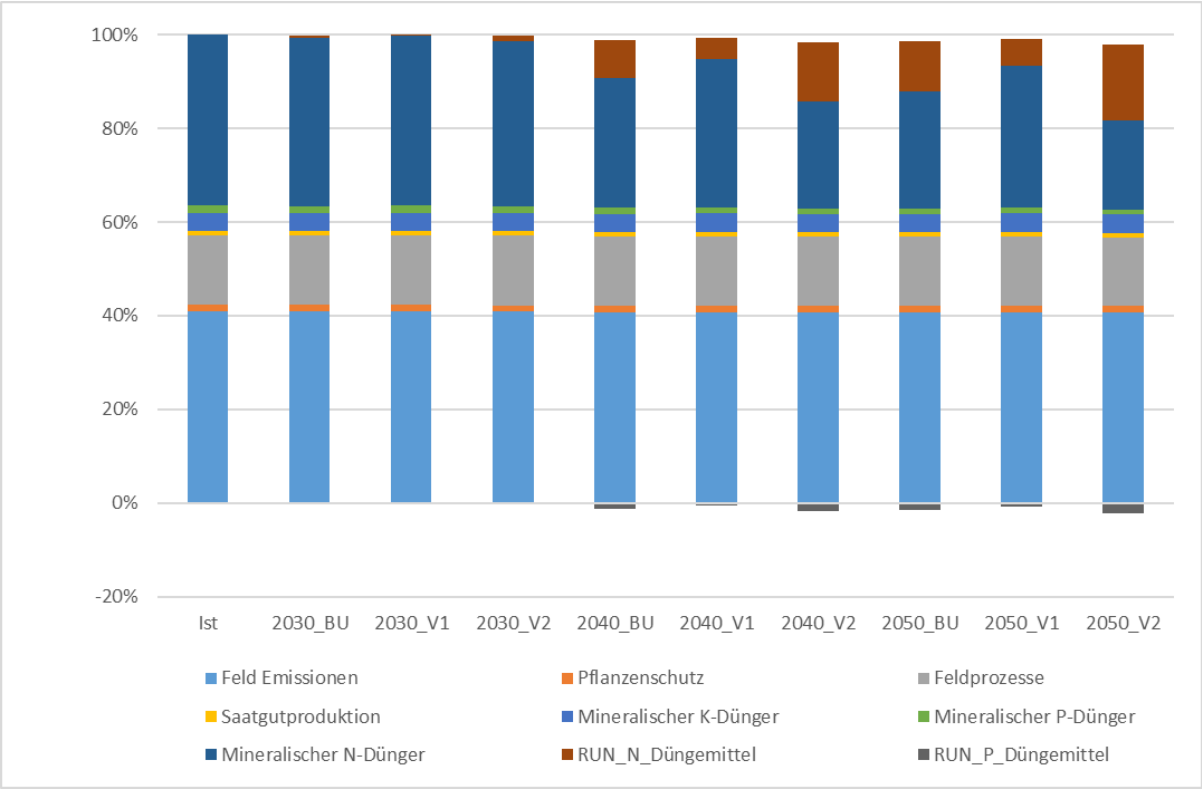
Die Parameter wurden zwischen den Szenarien variiert, und die Umweltauswirkungen wurden durch diese Variationen beeinflusst. Die einflussreichsten Parameter waren die Bevölkerung und der Durchdringungsgrad, die zwischen 217.423 und 274.988 Einwohner*innen bzw. 1,3% und 100% Anschlussgrad an das RUN-System variierten.

In TI-Abb 15 ist die Reduktion des THE für die beschriebenen Szenarien im Vergleich zur Ist-Situation zusammengefasst. Da jedoch die durch die Düngerherstellung hervorgerufenen THG-Emissionen im Vergleich zu den pflanzenbaubedingten THG-Emissionen relativ klein sind, fällt auch die THE-Reduktion für das Gesamtsystem mit max. 4% gering aus.



TI-Abb 15 THE-Reduktion für jedes Szenario im Vergleich zum Basisfall Ist-Situation

Die maximale Reduktion des THE für das EZG Heidelberg ist mit dem Szenario 2050_V2 möglich, wo das THE im Vergleich zur Ist-Situation um fast 3,7% niedriger ist. Im Allgemeinen kann die geringste THE-Reduktion in den V1-Szenarien über die verschiedenen Zeiträume hinweg beobachtet werden, was direkt mit dem geringen Bevölkerungswachstum und Durchdringungsgrad in den Szenarien zusammenhängen kann. Zwischen den Jahren 2030, 2040 und 2050 ist ein moderater Unterschied im THE zu beobachten, allerdings ist der Unterschied zwischen 2030 und 2040 mit -1 bis -1,8 % größer als zwischen 2040 und 2050 mit -0,2 bis -0,8 %. Dieser Unterschied zwischen den Zeiträumen ist vor allem auf den Anstieg des Durchdringungsgrads zurückzuführen, der zwischen 2030 und 2040 von 5,5 % auf 67,9 % zunahm. Zwischen 2040 und 2050 gab es jedoch nur einen Anstieg von 67,9% auf 79,3%. Im Gegensatz zum Unterschied beim Durchdringungsgrad betrug der Unterschied bei der Bevölkerung zwischen 2030 und 2040 und zwischen 2040 und 2050 weniger als 1 %. Daraus lässt sich schließen, dass die THE-Vorteile durch die Einführung des RUN-Systems im EZG stark vom Durchdringungsgrad abhängen. Andere Faktoren wie die Verbesserung der Rückgewinnungseffizienz der N- und P-Dünger im RUN-System und der Anteil der erneuerbaren Energien variierten ebenfalls, jedoch spielten diese Variationen nur eine geringe Rolle bei der Verbesserung des THE.



TI-Abb 16 Prozessbasierte Aufteilung der THE im EZG nach den 9 Szenarien und dem Basisszenario

Bei genauer Betrachtung des Treibhauspotenzials in TI-Abb 16 zeigt sich, dass die Unterschiede zwischen den Szenarien hauptsächlich durch den Anteil von RUN- und Mineraldüngern beeinflusst wurden. Im Ist-Szenario macht der Anteil des THE aus der Verwendung von mineralischen N- und P-Düngern fast 40 % des gesamten THE aus dem EZG aus. Der Anteil der RUN-Dünger in jedem Szenario hängt von der Menge der im EZG produzierten Düngemittel ab. Aufgrund einer negativen Auswirkung von -9,79 kg $CO_{2Äq}$ pro kg P in RUN-Dünger hat die Verwendung von RUN-Dünger die Umweltauswirkungen des EZG teilweise ausgeglichen. Im Vergleich dazu emittierte der mineralische P-Dünger fast 1,8 kg CO_2 pro kg P. Der Hauptbeitrag zum THE bei der Herstellung von RUN-Dünger ist das Zeolith und NaOH, die für die Rückgewinnung von N und P verwendet werden. Künftige Verbesserungen der Rückgewinnungseffizienz des RUN-Systems könnten die Menge an zurückgewonnenem N und P erhöhen und damit das Treibhauspotenzial durch die Substitution einer größeren Menge an N und P weiter senken.

Ähnlich wie bei den anderen Wirkungskategorien wird die Abweichung zwischen den Szenarien jedoch durch den Anteil der RUN-Düngemittel beeinflusst. Bei der Herstellung von RUN-Düngemitteln war die energieintensive NaOH-Produktion die Hauptquelle für OFP. Fast 60 % der NOx-Emissionen aus der NaOH-Produktion sind auf den Stromverbrauch zurückzuführen, der Rest auf den Elektrolyseprozess. Der zweitgrößte Verursacher war die Zeolithproduktion, und die NOx-Emissionen, die durch OFP verursacht wurden, standen hauptsächlich im Zusammenhang mit den Transportemissionen während des Abbaus und der Gewinnung des Zeoliths. Auch die negativen OFP-Auswirkungen im Zusammenhang mit der RUN P-Düngerproduktion sind auf die vermiedenen NOx-Emissionen bei der Herstellung von Salpetersäure in der Harnstoff-Ammoniaknitrat-Produktion zurückzuführen. Insgesamt war eine maximale Verringerung der OFP von -14,8 % im Vergleich zur Ist-Situation möglich und ist für das Szenario 2050_V2 zu erkennen. Zwischen den Business-as-usual-Szenarien für 2030 und

2040 wurde ein Rückgang von -7,3 % festgestellt. Während zwischen 2040 und 2050 nur eine Reduktion von -2,2% zu verzeichnen war, ist die höhere Reduktion zwischen 2030 und 2040 auf einen starken Anstieg des Durchdringungsgrades zurückzuführen.

Im Allgemeinen waren die Szenarien mit einem höheren Anteil an RUN-Düngemitteln mit höheren FEP verbunden. Der FEP im EZG wurde hauptsächlich durch die Phosphatemissionen beeinflusst, die durch den Stromverbrauch für die Prozesse mit hoher Energieintensität entstehen. Die Phosphatemissionen ergeben sich aus dem Abbau von Kupferkomponenten, die für die Windenergieerzeugung verwendet werden, die Teil der für RUN-Systeme verwendeten Stromquellen war. Der Grund dafür, dass Szenarien mit einem höheren Anteil an Mineraldüngern einen niedrigeren FEP aufweisen, liegt darin, dass mineralische N-Dünger hauptsächlich auf Wärmeenergie angewiesen sind, während RUN-Dünger hauptsächlich auf Strom angewiesen sind.

2.4.7 Zusammenfassung

Grundsätzlich sind die landwirtschaftlichen Produktionssysteme von verschiedenen Rahmenbedingungen abhängig, dazu gehört neben den politischen Rahmenbedingungen, z.B. Farm-to-Fork-Strategie auch das Konsumentenverhalten, insbesondere der Fleischkonsum.

Die wichtigsten Einflussfaktoren für die ökologische Bewertung der RUN-Technologie im regionalen Kontext waren die Bevölkerung und der Durchdringungsgrad (Implementierung der RUN-Technologie) von 2030 bis 2050 in der Modellregion. Bei einer geringen Implementierung der RUN-Technologie von 1,3% in 2030 ist das Substitutionspotential der Nährstoffe in der Modellregion erwartungsgemäß gering und schwankt je nach getrachtetem Nährstoff und Szenarioannahmen zwischen 1 und 4% und somit ist auch die ökologische Vorteilhaftigkeit gering. Weitere Nährstoffrückgewinnungseffizienz beim weiteren Up-scaling des RUN-Systems könnten die Menge an zurückgewonnenem N und P erhöhen und damit die Klimawirkung und andere Umweltwirkungen durch die Substitution einer größeren Menge an NPK weiter vermindern.

Im Betrachtungszeitraum von 2030 bis 2050 steigt die angenommene Einwohner*innenzahl von 217.423 auf 274.988 und der Anschlussgrad an das RUN-System von 1,3% und 79%. Im optimalen Fall kann in 2050 durch den Einsatz der RUN-Technologie der N-Bedarf zu 48%, der P-Bedarf um 24% und der K-Bedarf zu 30% in der Modellregion gedeckt werden.

2.5 Zahlenmäßiger Nachweis

In den Zuwendungsbescheiden sind als Projektförderung 320.781,24 Euro bewilligt worden. Diese Mittel sind im Wesentlichen für Personal (ca. 94 %), Investitionen, insbesondere Software (5%) sowie für Reisen und Sächliche Verwaltungsausgaben verwendet worden. Aufgrund der vorausschauenden Planung konnte der Finanzrahmen eingehalten werden. Die detaillierte Mittelverwendung ist der TI-Tabelle 25: zu entnehmen.

TI-Tabelle 25: Wichtige Positionen des zahlenmäßigen Nachweises

Position	Betrag
Personalkosten	301.434,74
Reisekosten	3.956,00
Sächliche Verwaltungsausgaben	3.956,00
Gegenstände und Software	15.390,24
Gesamtausgaben	320.781,24
Zuweisung	320.781,24

2.6 Notwendigkeit und Angemessenheit der geleisteten Arbeiten

Der Verlauf der vom Thünen-Institut geleisteten Arbeiten im Projekt folgte den „Gesamtkonzept für das Projekt Nährstoffgemeinschaften für eine zukunftsfähige Landwirtschaft ‚Rural Urban Nutrient Partnership (RUN)'", später ergänzt um das „Gesamtkonzept für das Projekt mit Fokus auf Projektteil II". Die im Arbeitsplan formulierten Aufgaben wurden grundsätzlich erfolgreich bearbeitet. Im Projektverlauf wurden notwendige Anpassungen und Ergänzungen in Absprache mit den betroffenen Projektpartnern sowie der Projektleitung durchgeführt. Die geleistete Arbeit erfüllt die Zielstellungen des Projektes und ist daher als notwendig und angemessen zu bezeichnen.

2.7 Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit

Die im Projekt erzielten Ergebnisse werden in vielfältiger Weise weiterverwertet. Sie stellten die Basis für die Beantragung einer weiteren Förderphase dar – der Antrag war nicht erfolgreich. Die Methode sowie die gewonnenen Erkenntnisse aus dem Projekt können in weitere Projektanträgen, auch von den Projektpartnern, verwendet werden. Weiterhin sind vier gereviewte Paper bis dato veröffentlicht. Das TI beteiligt sich gemeinsam mit anderen Projektpartnern an der weiteren Verbreitung der Ergebnisse, z.B. mit ISWA auf der Sardinia2025.

- Joseph, B. and H. Stichnothe (2023). "Estimating uncertainties in the life cycle assessment of composting household biowaste and urban green waste in Germany." Journal of Material Cycles and Waste Management **25**(5): 3065-3080.

- Joseph, B. and H. Stichnothe (2023). "Influences of Management Practices and Methodological Choices on Life Cycle Assessment Results of Composting Mixtures of Biowaste and Green Cuts." Waste **1**(4): 919-934.

- Stichnothe, H., et al. (2024). "Rural Urban Nutrient Partnership (RUN): Life Cycle Assessment of Multi Nutrient Recovery from Kitchen Waste and Blackwater." Recycling **9**(2): 31.

- Joseph, B. and H. Stichnothe (2024). "Considering Grouped or Individual Non-Methane Volatile Organic Compound Emissions in Life Cycle Assessment of Composting Using Three Life Cycle Impact Assessment Methods." Recycling **9**(3): 35.

2.8 Forschungsergebnisse Dritter während des Vorhabens

Während der Projektlaufzeit sind keine Forschungsergebnisse von Dritten bekannt geworden, die sich mit Teilen des RUN-Projektes decken bzw. sich in zentralen Punkten überschneiden.

2.9 Referenzen

Ahlgren, S., S. Bernesson, Å. Nordberg and P.-A. Hansson (2010). "Nitrogen fertiliser production based on biogas – Energy input, environmental impact and land use." Bioresource Technology **101**(18): 7181-7184.

Bardtke, D., Müller, W.R., Schäfer, C. (1994). Untersuchungen zur Optimierung der Denitrifikation hinsichtlich der Entwicklung von elementarem Stickstoff und Distickstoffoxid (Lachgas). Berlin, Umweltbundesamt.

De Vries, J. W., C. M. Groenestein and I. J. M. De Boer (2012). "Environmental consequences of processing manure to produce mineral fertilizer and bio-energy." Journal of Environmental Management **102**(0): 173-183.

Doekhi-Bennani, Y., N. M. Leilabady, M. Fu, L. C. Rietveld, J. P. van der Hoek and S. G. J. Heijman (2021). "Simultaneous removal of ammonium ions and sulfamethoxazole by ozone regenerated high silica zeolites." Water Research **188**: 116472.

DWA (2015). Zustand der Kanalisation in Deutschland Ergebnisse der DWA-Umfrage 2015. Hennef, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.

FNR (2016). Leitfaden Biogas. Gülzow, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe**:** 248.

FNR (2019). "Basisdaten Bioenergiedeutschland ".

Friedrich, J. (2020). Nachhaltigkeitsbewertung von Systemalternativen zur Transformation des Wasser-Energie-Nexus im städtischen Gebäudebestand Ph.D. thesis.

Frison, N., E. Katsou, S. Malamis, A. Oehmen and F. Fatone (2015). "Development of a Novel Process Integrating the Treatment of Sludge Reject Water and the Production of Polyhydroxyalkanoates (PHAs)." Environ Sci Technol **49**(18): 10877-10885.

Hasler, K., S. Bröring, S. W. F. Omta and H. W. Olfs (2015). "Life cycle assessment (LCA) of different fertilizer product types." European Journal of Agronomy **69**: 41-51.

Heimersson, S. S., Magdalena; Ekvall, Tomas. (2019). "Opportunities of consequential and attributional modelling in life cycle assessment of wastewater and sludge management."

Herrera, A., G. D'Imporzano, M. Zilio, A. Pigoli, B. Rizzi, E. Meers, O. Schouman, M. Schepis, F. Barone, A. Giordano and F. Adani (2022). "Environmental Performance in the Production and Use of Recovered Fertilizers from Organic Wastes Treated by Anaerobic Digestion vs Synthetic Mineral Fertilizers." ACS Sustainable Chemistry & Engineering **10**(2): 986-997.

Huijbregts, M. A. J., Z. J. N. Steinmann, P. M. F. Elshout, G. Stam, F. Verones, M. Vieira, M. Zijp, A. Hollander and R. van Zelm (2017). "ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level." The International Journal of Life Cycle Assessment **22**(2): 138-147.

Ioannou-Ttofa, L., S. Foteinis, E. Chatzisymeon and D. Fatta-Kassinos (2016). "The environmental footprint of a membrane bioreactor treatment process through Life Cycle Analysis." Science of The Total Environment **568**: 306-318.

Iqbal, A., X. Liu and G.-H. Chen (2020). "Municipal solid waste: Review of best practices in application of life cycle assessment and sustainable management techniques." Science of The Total Environment **729**: 138622.

Kraus, F., Zamzow,M.; Conzelmann, L. et al. (2019). Ökobilanzieller Vergleich der P-Rückgewinnung aus dem Abwasserstrom mit der Düngemittelproduktion aus Rohphosphaten unter Einbeziehung von Umweltfolgeschäden und deren Vermeidung. Umweltbundesamt. Dessau, Umweltbundesamt.

Lam, K. L., K. Solon, M. Jia, E. I. P. Volcke and J. P. van der Hoek (2022). "Life Cycle Environmental Impacts of Wastewater-Derived Phosphorus Products: An Agricultural End-User Perspective." Environmental Science & Technology **56**(14): 10289-10298.

Lehmann, J., J. Gaunt and M. Rondon (2006). "Bio-char Sequestration in Terrestrial Ecosystems A Review." Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change **11**: 395-419.

Meyer C., P. V., Steinmetz H., Maier W., Mohn RE., Schönberger H. (2019). The Stuttgart Process (Germany). In: Ohtake H., Tsuneda S. (eds) Phosphorus Recovery and Recycling., Springer, Singapore.

Mulya, K. S., J. Zhou, Z. X. Phuang, D. Laner and K. S. Woon (2022). "A systematic review of life cycle assessment of solid waste management: Methodological trends and prospects." Science of The Total Environment **831**: 154903.

Nielsen, M., Nielsen, O.-K. & Thomsen, M (2010). Energinet.dk Environmental project no. 07/1882. Project report 5 – Emission factors and emission inventory for decentralised CHP production. , National Environmental Research Insti-tute, Aarhus University.

Oviedo-Ocaña, E. R., C. Abendroth, I. C. Domínguez, A. Sánchez and C. Dornack (2023). "Life cycle assessment of biowaste and green waste composting systems: A review of applications and implementation challenges." Waste Management **171**: 350-364.

Pehme, S., E. Veromann and L. Hamelin (2017). "Environmental performance of manure co-digestion with natural and cultivated grass – A consequential life cycle assessment." Journal of Cleaner Production **162**: 1135-1143.

Pittmann, T. and H. Steinmetz (2017). "Polyhydroxyalkanoate Production on Waste Water Treatment Plants: Process Scheme, Operating Conditions and Potential Analysis for German and European Municipal Waste Water Treatment Plants." Bioengineering (Basel) **4**(2).

Pradel, M. and L. Aissani (2019). "Environmental impacts of phosphorus recovery from a "product" Life Cycle Assessment perspective: Allocating burdens of wastewater treatment in the production of sludge-based phosphate fertilizers." Science of The Total Environment **656**: 55-69.

Remy, C. (2010). Life Cycle Assessment of conventional and source-separation systems for urban wastewater management Dissertation.

Remy, C. (2010). Life Cycle Assessment of conventional and source-separation systems for urban wastewater management. PhD, Technical University of Berlin.

Remy, C. J., P (2015). Sustainable Sewage Sludge Management Fostering Phosphorus Recovery and Energy Efficiency. Life Cycle Assessment of Selected Processes for P Recovery from Sewage Sludge, Sludge Liquor or Ash. EU P-REX Project Report Deliverable D 9.2, Technical University of Berlin.

Ronchetti, C., Bienz, P., Pridal, R. (2002). Ökobilanz Klärgasverstromung (Life cycle assessment of sewage gas electrification). Bern, Bundesamt für Energie.

Sormo, E., L. Silvani, G. Thune, H. Gerber, H. P. Schmidt, A. B. Smebye and G. Cornelissen (2020). "Waste timber pyrolysis in a medium-scale unit: Emission budgets and biochar quality." Sci Total Environ **718**: 137335.

Tonini, D., L. Hamelin, H. Wenzel and T. Astrup (2012). "Bioenergy Production from Perennial Energy Crops: A Consequential LCA of 12 Bioenergy Scenarios including Land Use Changes." Environmental Science & Technology **46**(24): 13521-13530.

Tsangas, M., I. Papamichael and A. Zorpas (2023). "Sustainable Energy Planning in a New Situation." Energies **16**.

UBA (2015). Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. Texte. Umweltbundesamt. Dessau, Umweltbundesamt**:** 235.

UBA (2019). Ökobilanzieller Vergleich der P-Rückgewinnung aus dem Abwasserstrom mit der Düngemittelproduktion aus Rohphosphaten unter Einbeziehung von Umweltfolgeschäden und deren Vermeidung.

Uhrig, T. Z., Julia; Rankenhohn, Florian; Steinmetz, Heidrun (2020). "Biopolymerproduktion aus Abwasser-strömen für eine kreislauforientierte Siedlungswasserwirtschaft." Wasser und aAbfall.

Vogli, L., S. Macrelli, D. Marazza, P. Galletti, C. Torri, C. Samorì and S. Righi (2020). "Life Cycle Assessment and Energy Balance of a Novel Polyhydroxyalkanoates Production Process with Mixed Microbial Cultures Fed on Pyrolytic Products of Wastewater Treatment Sludge." Energies **13**: 2706.

Vogt, R., Knappe, F., Giegrich, J., Detzel, A. (2002). Ökobilanz Bioabfallverwertung – Untersuchung zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung biologisch-organischen Abfällen. Berlin, ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH.

Wang, J. and U. M. Sainju (2014). "Soil Carbon and Nitrogen Fractions and Crop Yields Affected by Residue Placement and Crop Types." PLoS ONE **9**(8): e105039.

Wesnas, M., Wenzel, H. Petersen B.M. (2009). Life Cycle Assessment of Slurry Management Technologies, Danish Technical Univerity**:** 266.

Whiting, A. and A. Azapagic (2014). "Life cycle environmental impacts of generating electricity and heat from biogas produced by anaerobic digestion." Energy **70**: 181-193.

1. LCA-Ergebnisse für die relevanten Wirkungskategorien, klassifiziert nach den Prozessen im System
   1.1. Ist-system

TI-Tabelle A1: LCA-Ergebnisse für alle Auswirkungskategorien aus den ReCiPe (H) 2016 LCIA-Methoden, die LCA-Ergebnisse sind auf Prozessebene, wobei die Auswirkungen für jeden Prozess angegeben sind

Wirkung /(p.e*a)	Fine particulate matter formation kg PM2.5 eq	Fossil resource scarcity kg oil eq	Freshwater ecotoxicity kg 1,4-DCB	Freshwater eutrophication kg P eq	Global warming kg CO_2 eq	Marine ecotoxicity kg 1,4-DCB	Marine eutrophication kg N eq	Mineral resource scarcity kg Cu eq	Ozone formation, Terrestrial ecosystems kg NO_x eq	Stratospheric ozone depletion kg CFC11 eq	Terrestrial acidification kg SO_2 eq	Terrestrial ecotoxicity kg 1,4-DCB
Haushalt-Abwasserleitungen	0.00	0.54	0.00	0.00	1.18	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.51
Vorbehandlung-Abwasser	0.00	0.05	0.06	0.00	0.15	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.21
Vorklärung	0.00	0.13	0.12	0.00	0.45	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.79
Belebtschlamm+ Nachklärung	0.01	1.99	1.58	0.00	10.79	1.95	0.00	0.00	0.01	0.00	0.02	50.25
Schlamm-Eindickung	0.00	0.93	0.39	0.00	1.87	0.48	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	11.77
Vergärung	0.00	8.87	-1.40	0.00	22.12	-1.69	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	-35.01
Gärrückstände-behandlung	-0.02	-0.27	5.53	0.04	-0.84	7.24	0.00	0.00	0.02	0.00	-0.04	47.17
BHKW	0.01	-12.97	-0.12	0.00	-26.95	-0.18	0.00	0.00	0.07	0.00	0.02	7.47
Abfallsammlung	0.00	0.71	0.02	0.00	2.28	0.03	0.00	0.00	0.02	0.00	0.01	5.47
Vorbehandlung von Bioabfall	0.00	0.08	0.08	0.00	0.27	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.79
Intensivrotte	0.00	0.23	0.28	0.00	3.39	0.34	0.00	0.00	0.02	0.00	0.01	5.56
Nachrotte	0.00	0.01	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
Produktion von Kompost	0.00	-0.52	-0.29	0.00	-2.36	-0.37	0.00	0.00	-0.01	0.00	0.004	-14.63
Gesamt	0.00	-0.22	6.25	0.04	12.41	8.13	0.00	0.01	0.14	0.00	0.040	85.34

1.2. RUN_LB-PS

TI-Tabelle A2: LCA-Ergebnisse für LB-PS für alle Auswirkungskategorien der ReCiPe (H) 2016 LCIA-Methoden, die LCA-Ergebnisse sind auf Prozessebene, wobei die Auswirkungen für jeden Prozess angegeben sind

Wirkung /(p.e*a)	Fine particulate matter formation kg PM2.5 eq	Fossil resource scarcity kg oil eq	Freshwater ecotoxicity kg 1,4-DCB	Freshwater eutrophication kg P eq	Global warming kg CO2 eq	Marine ecotoxicity kg 1,4-DCB	Marine eutrophication kg N eq	Mineral resource scarcity kg Cu eq	Ozone formation, Terrestrial ecosystems kg NOx eq	Stratospheric ozone depletion kg CFC11 eq	Terrestrial acidification kg SO2 eq	Terrestrial ecotoxicity kg 1,4-DCB
Abfallvorbehandlung im Haus	0.00	1.54	0.18	0.00	2.31	0.23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.005	6.29
Zusätzliche Abwasserrohre	0.00	0.58	0.04	0.00	0.77	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.002	1.56
Versäuerung	0.00	0.25	0.17	0.00	0.47	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.012	7.12
Fest-flüssig Trennung 1	0.00	0.50	0.14	0.00	0.92	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.004	5.32
Ultrafiltration	0.00	0.11	0.13	0.00	0.33	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.001	2.65
N-P Fällung	0.11	4.00	3.78	0.04	15.26	4.88	0.00	0.01	0.06	0.00	0.178	140.26
N-P Trennung	0.00	-0.05	-0.07	0.00	-1.21	-0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.005	-10.33
N-K Fällung	0.04	3.40	1.86	0.01	13.05	2.43	0.00	0.23	0.03	0.00	0.070	87.73
N-K Trennung	0.01	-0.99	-1.05	0.00	-7.77	-1.34	0.00	0.00	-0.02	0.00	0.034	-57.98
PHA-Anreicherung	0.00	0.86	-0.03	0.00	0.90	-0.03	0.00	-0.01	0.00	0.00	-0.007	-2.92
Zerkleinerung	0.00	0.21	0.25	0.00	0.63	0.31	0.00	0.00	0.00	0.00	0.001	5.06
Trocknung	0.00	13.34	-1.85	0.00	33.28	-2.23	0.00	0.00	0.01	0.00	0.004	-48.17
Pyrolyse	0.00	-7.64	1.60	0.00	-46.26	1.94	0.00	0.00	0.01	0.00	0.005	39.13
Grauwasser-behandlung	-0.01	-1.10	5.08	0.04	6.20	6.62	0.00	0.01	0.10	0.00	0.013	70.29
Gesamt /(Einwohner.Jahr)	0.17	15.00	10.25	0.08	18.87	13.32	0.01	0.24	0.19	0.00	0.327	246.01

1.3. RUN_HT-PS

TI-Tabelle A3: LCA-Ergebnisse für HT-PS für alle Auswirkungskategorien der ReCiPe (H) 2016 LCIA-Methoden, die LCA-Ergebnisse sind auf Prozessebene, wobei die Auswirkungen für jeden Prozess angegeben sind

Wirkung /(p.e*a)	Fine particulate matter formation kg PM2.5 eq	Fossil resource scarcity kg oil eq	Freshwater ecotoxicity kg 1,4-DCB	Freshwater eutrophication kg P eq	Global warming kg CO2 eq	Marine ecotoxicity kg 1,4-DCB	Marine eutrophication kg N eq	Mineral resource scarcity kg Cu eq	Ozone formation, Terrestrial ecosystems kg NOx eq	Stratospheric ozone depletion kg CFC11 eq	Terrestrial acidification kg SO2 eq	Terrestrial ecotoxicity kg 1,4-DCB
Abfallvorbehandlung im Haus	0.00	1.73	0.15	0.00	3.12	0.19	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	5.28
Zusätzliche Abwasserrohre	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Versäuerung	0.00	0.11	0.13	0.00	0.31	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.55
Fest-flüssig Trennung 1	0.00	0.37	0.12	0.00	0.70	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.21
Ultrafiltration	0.00	0.11	0.13	0.00	0.33	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.63
N-P Fällung	0.00	0.75	0.61	0.00	3.99	0.79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	14.33
Fest-flüssig Trennung 2	0.00	0.15	0.22	0.00	0.44	0.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.65
N-K-Adsorption	0.00	1.04	-0.13	0.00	2.66	-0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04
Fest-flüssig Trennung 3	0.01	-1.62	-0.80	0.00	-7.64	-1.03	0.00	0.00	-0.02	0.00	0.02	-54.07
PHA-Anreicherung	0.00	0.85	-0.02	0.00	0.93	-0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	-0.01	-2.72
Verbrennung von Biogas	0.00	-1.46	-1.73	0.00	-4.27	-2.12	0.00	0.00	-0.01	0.00	-0.01	-34.48
Grauwasser-behandlung	-0.01	-1.10	5.07	0.04	6.19	6.61	0.00	0.01	0.09	0.00	0.01	70.17
Gesamt /(Einwohner.Jahr)	0.00	0.93	3.76	0.04	6.75	5.01	0.00	0.00	0.09	0.00	0.04	11.59

1.4. RUN_LB-PT

TI-Tabelle A4: LCA-Ergebnisse für LB-PT für alle Auswirkungskategorien der ReCiPe (H) 2016 LCIA-Methoden, die LCA-Ergebnisse sind auf Prozessebene, wobei die Auswirkungen für jeden Prozess angegeben sind

Wirkung/(p.e*a)	Fine particulate matter formation kg PM2.5 eq	Fossil resource scarcity kg oil eq	Freshwater ecotoxicity kg 1,4-DCB	Freshwater eutrophication kg P eq	Global warming kg CO2 eq	Marine ecotoxicity kg 1,4-DCB	Marine eutrophica-tion kg N eq	Mineral resource scarcity kg Cu eq	Ozone formation, Terrestrial ecosystems kg NOx eq	Stratospheric ozone depletion kg CFC11 eq	Terrestrial acidification kg SO2 eq	Terrestrial ecotoxicity kg 1,4-DCB
Abfallvorbehandlung im Haus	0.00	1.01	0.49	0.00	2.01	0.60	0.00	0.00	0.00	0.00	0.004	10.85
Zusätzliche Abwasserrohre	0.00	0.25	0.02	0.00	0.34	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.001	0.68
Versäuerung	0.03	1.84	1.30	0.00	3.51	1.62	0.00	0.00	0.01	0.00	0.09	53.40
Fest-flüssig Trennung 1	0.01	2.75	0.94	0.00	5.24	1.16	0.00	0.00	0.01	0.00	0.021	31.62
Ultrafiltration	0.00	0.84	1.00	0.00	2.46	1.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.004	19.90
N-P Fällung	0.12	25.66	15.38	0.14	113.95	19.78	0.01	0.06	0.15	0.00	0.23	479.83
N-P Trennung	0.00	1.65	1.95	0.00	4.81	2.39	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	38.85
N-K Adsorption	0.01	8.64	-1.08	0.00	22.06	-1.27	0.00	0.00	0.01	0.00	0.008	0.26
N-K Trennung	0.03	-6.71	-1.88	0.00	-29.98	-2.51	0.00	-0.01	-0.07	0.00	0.113	-181.88
PHA-Anreicherung	0.00	7.43	0.00	0.00	14.96	0.03	0.00	-0.02	0.00	0.00	-0.009	-10.18
Trocknung	0.00	71.08	-9.88	-0.01	177.29	-11.88	0.00	-0.02	0.05	0.00	0.020	-256.66
Pyrolyse	0.01	-40.72	8.55	0.01	-246.51	10.34	0.00	0.01	0.05	0.00	0.026	208.34
Gesamt /(Einwohner.Jahr)	0.22	73.15	19.46	0.16	73.41	24.99	0.01	0.04	0.29	0.00	0.528	432.04

1.5. RUN_HT-PT

TI-Tabelle A5: LCA-Ergebnisse für HT-PT für alle Auswirkungskategorien der ReCiPe (H) 2016 LCIA-Methoden, die LCA-Ergebnisse sind auf Prozessebene, wobei die Auswirkungen für jeden Prozess angegeben sind

Wirkung/(p.e*a)	Fine particulate matter formation kg PM2.5 eq	Fossil resource scarcity kg oil eq	Freshwater ecotoxicity kg 1,4-DCB	Freshwater eutrophication kg P eq	Global warming kg CO2 eq	Marine ecotoxicity kg 1,4-DCB	Marine eutrophi-cation kg N eq	Mineral resource scarcity kg Cu eq	Ozone formation, Terrestrial ecosystems kg NOx eq	Stratospheric ozone depletion kg CFC11 eq	Terrestrial acidification kg SO2 eq	Terrestrial ecotoxicity kg 1,4-DCB
Abfallvorbehandlung im Haus	0.00	1.67	0.80	0.00	3.32	0.99	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	17.90
Zusätzliche Abwasserrohre	0.00	0.42	0.03	0.00	0.56	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.12
Versäuerung	0.00	1.31	1.56	0.00	3.83	1.90	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	30.97
Fest-flüssig Trennung 1	0.01	4.43	1.52	0.00	8.39	1.89	0.01	0.00	0.01	0.00	0.03	50.29
Ultrafiltration	0.00	1.37	1.62	0.00	4.00	1.99	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	32.32
N-P Fällung	0.03	6.44	5.34	0.03	34.61	6.86	0.00	0.01	0.04	0.00	0.06	123.66
Fest-flüssig trennung 2	0.00	1.88	2.22	0.00	5.47	2.72	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	44.22
N-K Adsorption	0.01	9.10	-1.13	0.00	23.23	-1.33	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.33
Fest-flüssig Trennung 3	0.05	-12.84	-5.87	-0.01	-59.89	-7.62	0.00	-0.02	-0.13	0.00	0.20	-412.77
PHA-Anreicherung	0.00	7.52	-0.15	0.00	13.77	-0.16	-0.01	-0.02	-0.01	0.00	-0.02	-20.03
Verbrennung von Biogas	-0.04	-16.14	-19.11	-0.01	-47.09	-23.38	0.00	-0.01	-0.07	0.00	-0.08	-380.54
Gesamt /(Einwohner.Jahr)	0.07	5.15	-13.17	0.01	-9.80	-16.12	0.00	-0.03	-0.11	0.00	0.23	-512.53

2. LCA-Ergebnisse für die relevanten Wirkungskategorien, klassifiziert nach dem Material- und Energieeinsatz

2.1. Ist-system

TI-Tabelle A6: LCA-Ergebnisse für Ist System für alle Auswirkungskategorien der ReCiPe (H) 2016 LCIA-Methoden, die LCA-Ergebnisse sind klassifiziert nach dem Material- und Energieeinsatz

	Fine particulate matter formation	Fossil resource scarcity	Freshwater ecotoxicity	Freshwater eutrophication	Global warming	Marine ecotoxicity	Marine eutrophication	Mineral resource scarcity	Ozone formation, Terrestrial ecosystems	Stratospheric ozone depletion	Terrestrial acidification	Terrestrial ecotoxicity
	kg PM2.5 eq	kg oil eq	kg 1,4-DCB	kg P eq	kg CO2 eq	kg 1,4-DCB	kg N eq	kg Cu eq	kg NOx eq	kg CFC11 eq	kg SO2 eq	kg 1,4-DCB
Verbrauch												
Strom	0.01	2.06	2.43	0.00	6.00	2.98	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	48.46
Wärme	0.00	8.65	-1.62	0.00	21.45	-1.95	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	-39.75
Kraftstoff	0.01	1.50	0.07	0.00	4.39	0.11	0.00	0.00	0.02	0.00	0.01	45.58
Material	0.00	1.59	0.51	0.00	4.70	0.64	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	30.59
Prozess	0.01	0.00	0.00	0.00	12.60	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.06	0.00
Infrastruktur	0.00	0.77	0.05	0.00	2.26	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.98
Kredit												
Strom	0.00	-1.94	-2.29	0.00	-5.65	-2.81	0.00	0.00	-0.01	0.00	-0.01	-45.68
Wärme	0.00	-11.13	2.08	0.00	-27.60	2.51	0.00	0.00	-0.01	0.00	0.00	51.15
Material	-0.03	-1.72	5.02	0.04	-5.73	6.58	0.00	0.00	0.01	0.00	-0.04	-11.00
Gesamt	0.00	-0.22	6.25	0.04	12.41	8.13	0.00	0.01	0.14	0.00	0.04	85.34

2.2. RUN_LB-PS

TI-Tabelle A7: LCA-Ergebnisse für RUN_LB-PS für alle Auswirkungskategorien der ReCiPe (H) 2016 LCIA-Methoden, die LCA-Ergebnisse sind klassifiziert nach dem Material- und Energieeinsatz

Verbrauch	Fine particulate matter formation kg PM2.5 eq	Fossil resource scarcity kg oil eq	Freshwater ecotoxicity kg 1,4-DCB	Freshwater eutrophication kg P eq	Global warming kg CO2 eq	Marine ecotoxicity kg 1,4-DCB	Marine eutrophication kg N eq	Mineral resource scarcity kg Cu eq	Ozone formation, Terrestrial ecosystem kg NOx eq	Stratospheric ozone depletion kg CFC11 eq	Terrestrial acidification kg SO2 eq	Terrestrial ecotoxicity kg 1,4-DCB
Strom	0.00	1.80	2.13	0.00	5.24	2.60	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	42.32
Wärme	0.00	13.69	-2.56	0.00	33.93	-3.09	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	-62.87
Kraftstoff	0.00	0.40	0.00	0.00	0.24	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13
Material	0.16	8.29	5.68	0.05	30.29	7.37	0.00	0.24	0.09	0.00	0.27	236.66
Prozess	-0.01	-1.10	5.08	0.04	6.20	6.62	0.00	0.01	0.10	0.00	0.01	70.29
Infrastruktur	0.00	2.04	0.14	0.00	2.88	0.18	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	6.17
Kredit												
Strom												
Wärme	0.00	-8.11	1.52	0.00	-20.12	1.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	37.28
Material	0.01	-2.00	-1.73	0.00	-39.79	-2.19	0.00	-0.01	-0.02	0.00	0.03	-83.96
Gesamt	0.17	15.00	10.25	0.08	18.87	13.32	0.01	0.24	0.19	0.00	0.33	246.01

2.3. RUN_HT-PS

TI-Tabelle A8: LCA-Ergebnisse für RUN_HT-PS für alle Auswirkungskategorien der ReCiPe (H) 2016 LCIA-Methoden, die LCA-Ergebnisse sind klassifiziert nach dem Material- und Energieeinsatz

Verbrauch	Fine particulate matter formation kg PM2.5 eq	Fossil resource scarcity kg oil eq	Freshwater ecotoxicity kg 1,4-DCB	Freshwater eutrophication kg P eq	Global warming kg CO2 eq	Marine ecotoxicity kg 1,4-DCB	Marine eutrophication kg N eq	Mineral resource scarcity kg Cu eq	Ozone formation, Terrestrial ecosystems kg NOx eq	Stratospheric ozone depletion kg CFC11 eq	Terrestrial acidification kg SO2 eq	Terrestrial ecotoxicity kg 1,4-DCB
Strom	0.00	1.18	1.17	0.00	3.74	1.44	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	23.00
Wärme	0.00	0.79	-0.15	0.00	1.96	-0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-3.63
Material	0.01	2.41	0.46	0.00	8.27	0.62	0.00	0.00	0.01	0.00	0.02	17.43
Prozess	-0.01	-1.10	5.07	0.04	6.19	6.61	0.00	0.01	0.09	0.00	0.01	70.17
Infrastruktur	0.00	1.50	0.10	0.00	2.16	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	4.73
Kredit												
Strom	0.00	-1.46	-1.73	0.00	-4.27	-2.12	0.00	0.00	-0.01	0.00	-0.01	-34.48
Material	0.00	-2.39	-1.17	0.00	-11.29	-1.50	0.00	-0.01	-0.02	0.00	0.01	-65.63
Gesamt	0.00	0.93	3.76	0.04	6.75	5.01	0.00	0.00	0.09	0.00	0.04	11.59

2.4. RUN_LB-PT

TI-Tabelle A9: LCA-Ergebnisse für RUN_LB-PT für alle Auswirkungskategorien der ReCiPe (H) 2016 LCIA-Methoden, die LCA-Ergebnisse sind klassifiziert nach dem Material- und Energieeinsatz

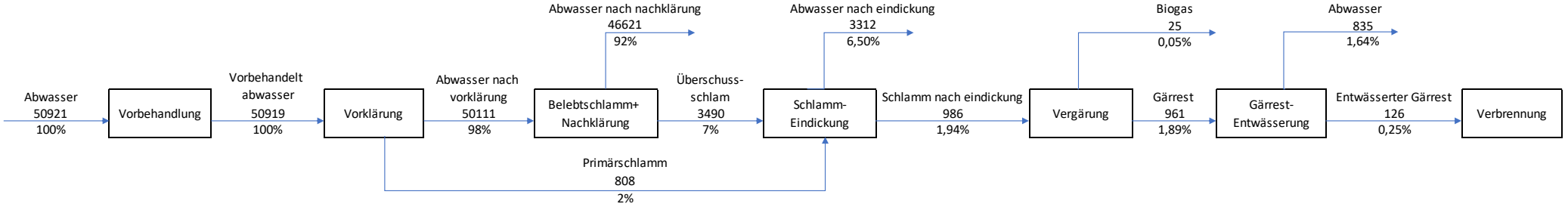
Verbrauch	Fine particulate matter formation kg PM2.5 eq	Fossil resource scarcity kg oil eq	Freshwater ecotoxicity kg 1,4-DCB	Freshwater eutrophication kg P eq	Global warming kg CO2 eq	Marine ecotoxicity kg 1,4-DCB	Marine eutrophication kg N eq	Mineral resource scarcity kg Cu eq	Ozone formation, Terrestrial ecosystems kg NOx eq	Stratospheric ozone depletion kg CFC11 eq	Terrestrial acidification kg SO2 eq	Terrestrial ecotoxicity kg 1,4-DCB
Strom	0.03	10.52	12.45	0.01	30.68	15.23	0.00	0.01	0.04	0.00	0.05	247.91
Wärme	-0.01	74.69	-13.95	-0.01	185.17	-16.85	0.00	-0.02	0.04	0.00	0.01	-343.13
Kraftstoff	0.00	2.12	0.01	0.00	1.26	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.57
Material	0.17	38.80	14.26	0.14	145.21	18.54	0.02	0.07	0.19	0.00	0.37	526.44
Prozess	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.03	0.00
Infrastruktur	0.00	0.89	0.06	0.00	1.26	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.69
Kredit												
Strom												
Wärme	0.00	-43.23	8.07	0.01	-107.17	9.75	0.00	0.01	-0.03	0.00	0.00	198.60
Material	0.01	-10.05	-4.12	-0.01	-186.26	-5.27	-0.01	-0.03	-0.09	0.00	0.06	-238.08
Gesamt	0.22	73.74	16.79	0.14	70.14	21.50	0.01	0.04	0.24	0.00	0.52	395.00

2.5. RUN_HT-PT

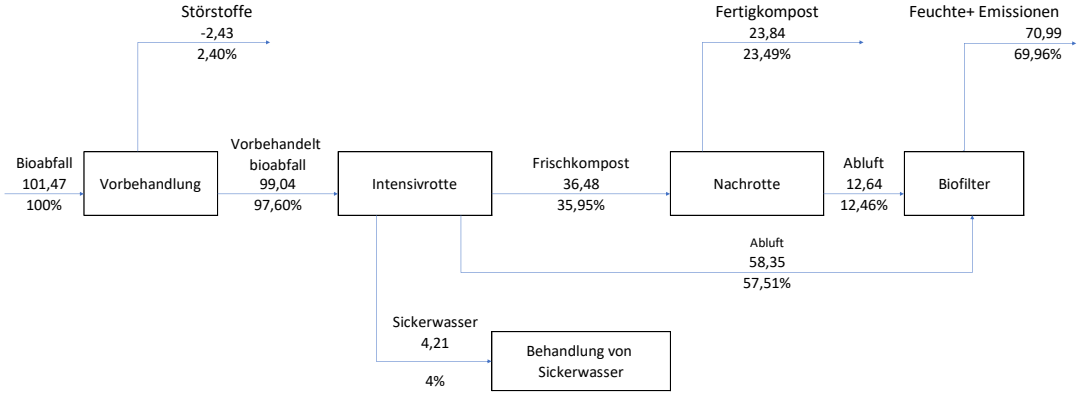
TI-Tabelle A10: LCA-Ergebnisse für RUN_HT-PT für alle Auswirkungskategorien der ReCiPe (H) 2016 LCIA-Methoden, die LCA-Ergebnisse sind klassifiziert nach dem Material- und Energieeinsatz

Verbrauch	Fine particulate matter formation kg PM2.5 eq	Fossil resource scarcity kg oil eq	Freshwater ecotoxicity kg 1,4-DCB	Freshwater eutrophication kg P eq	Global warming kg CO2 eq	Marine ecotoxicity kg 1,4-DCB	Marine eutrophication kg N eq	Mineral resource scarcity kg Cu eq	Ozone formation, Terrestrial ecosystems kg NOx eq	Stratospheric ozone depletion kg CFC11 eq	Terrestrial acidification kg SO2 eq	Terrestrial ecotoxicity kg 1,4-DCB
Strom	0.03	9.99	11.83	0.01	29.14	14.47	0.00	0.01	0.04	0.00	0.05	235.48
Wärme	0.00	6.97	-1.30	0.00	17.29	-1.57	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-32.04
Material	0.06	19.52	3.76	0.03	65.32	5.03	0.01	0.02	0.07	0.00	0.12	137.18
Prozess	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Infrastruktur	0.00	1.47	0.10	0.00	2.07	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.43
Kredit												
Strom	-0.04	-16.14	-19.11	-0.01	-47.09	-23.38	0.00	-0.01	-0.07	0.00	-0.08	-380.54
Material	0.03	-16.67	-8.44	-0.02	-76.53	-10.78	-0.01	-0.04	-0.16	0.00	0.14	-477.05
Gesamt	0.07	5.15	-13.17	0.01	-9.80	-16.12	0.00	-0.03	-0.11	0.00	0.23	-512.53

1. Massen- und Nährstoffbilanzen
   1.1. Massenbilanz
      1.1.1. Ist system

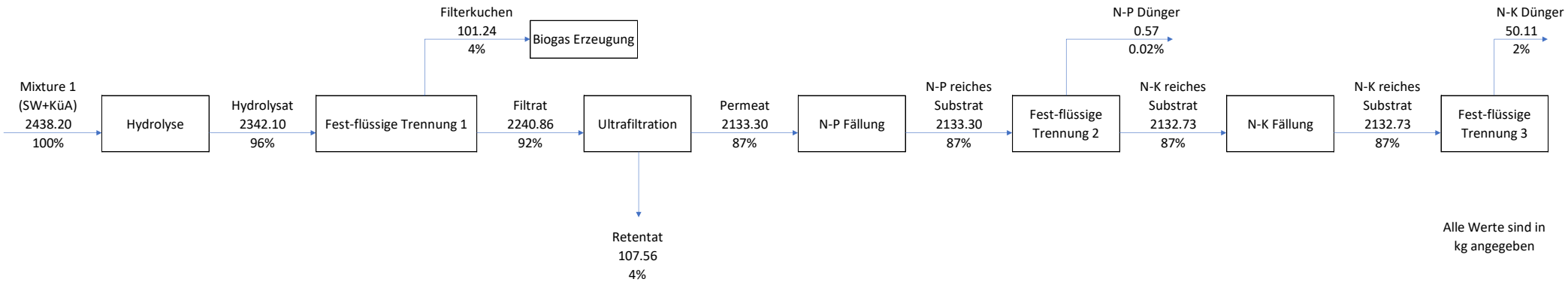


TI-Abb. A1: Frischmassenstrom in der Kläranlage



TI-Abb. A2: Frischmassenstrom in der Kompostanlage

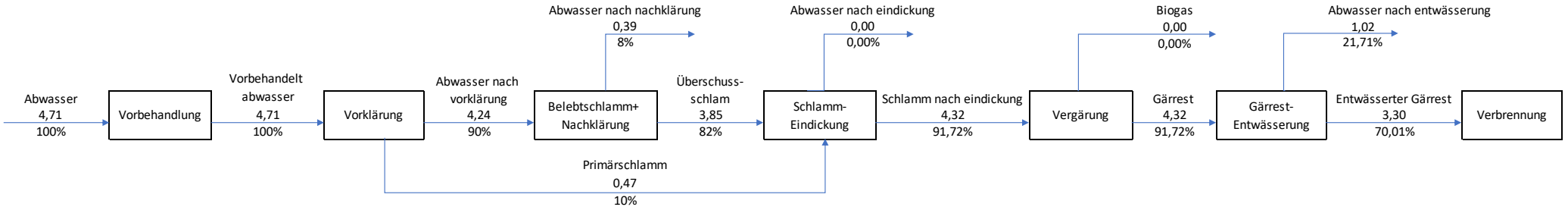
1.1.2.RUN system



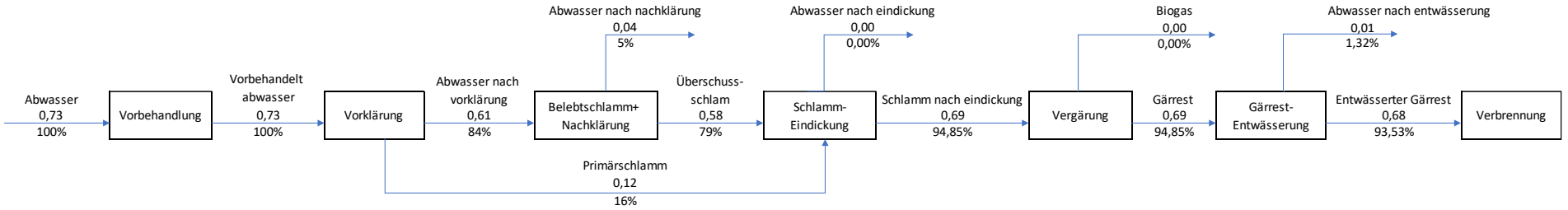
TI-Abb. A3: Massenbilanz für das RUN-System, die die prozentuale Veränderung der Masse des Abfallstroms nach jedem Prozessschritt zeigt

1.2. Nährstoffbilanz

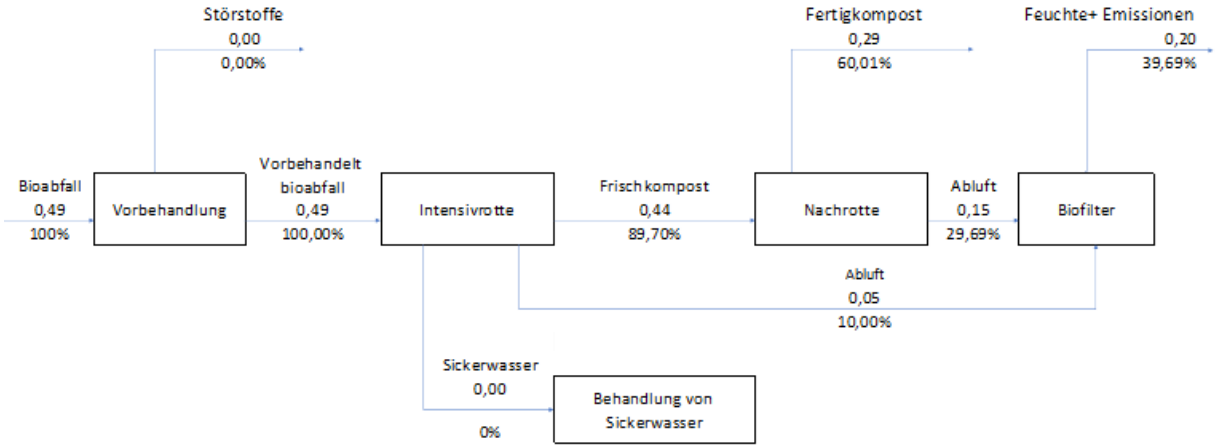
1.2.1.IST system



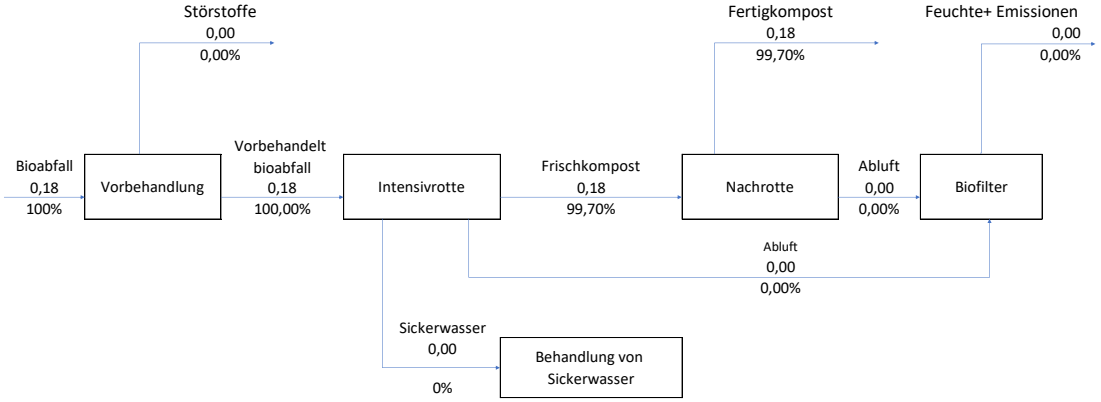
TI-Abb. A3: Stickstoffstrom in der Kläranlage



TI-Abb. A4: Phosphorstoffstrom in der Kläranlage

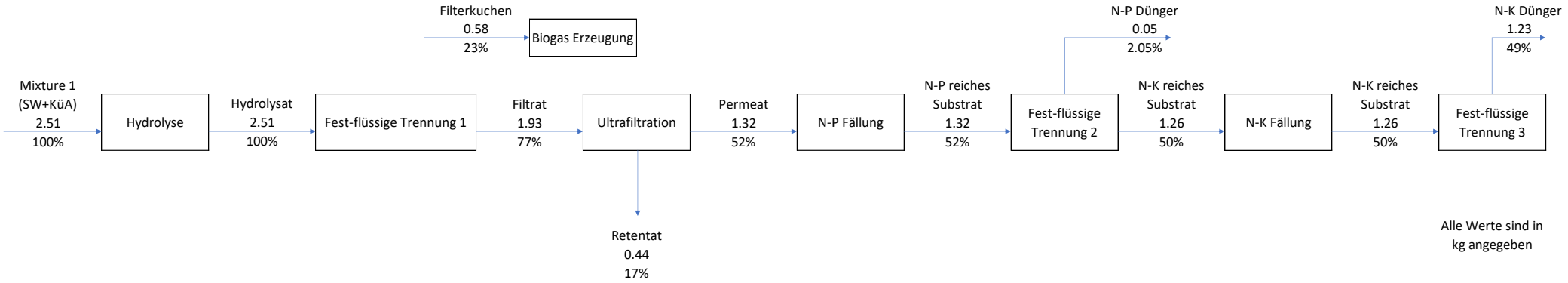


TI-Abb. A5: Stickstoffstrom in der Kompostanlage

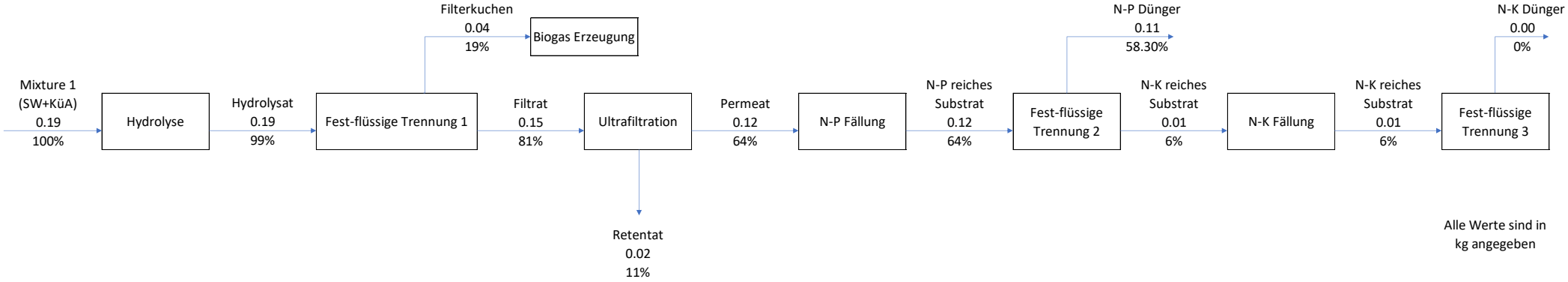


TI-Abb. A6: Phosphorstrom in der Kompostanlage

1.2.2.RUN system



TI-Abb. A7: N-Bilanz für das RUN-System mit Angabe der prozentualen Veränderung des N-Gehalts im Abfallstrom nach jedem Prozessschritt



TI-Abb. A8: P-Bilanz für das RUN-System, die die prozentuale Veränderung von P im Abfallstrom nach jedem Prozessschritt zeigt