

Elisa Dunkelberg, Hannes Bluhm

Umweltauswirkungen einer ländlichen Bioökonomie

Lebenszyklusanalyse von drei Wertschöpfungsketten einer Koppel- und
Kaskadennutzung von nachwachsenden Rohstoffen

Schriftenreihe des IÖW 216/19



i | ö | w

INSTITUT FÜR
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

Elisa Dunkelberg, Hannes Bluhm

Umweltauswirkungen einer ländlichen Bioökonomie

Lebenszyklusanalyse von drei Wertschöpfungsketten einer Koppel- und
Kaskadennutzung von nachwachsenden Rohstoffen

gefördert durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) über seinen
Projekträger, die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR)

Schriftenreihe des IÖW 216/19
Berlin, Mai 2019

ISBN 978-3-940920-21-8

Impressum

Herausgeber:
Institut für ökologische
Wirtschaftsforschung (IÖW)
Potsdamer Straße 105
D-10785 Berlin
Tel. +49 – 30 – 884 594-0
Fax +49 – 30 – 882 54 39
E-mail: mailbox@ioew.de
www.ioew.de

In Kooperation mit:

Hochschule Trier
Institut für angewandtes
Stoffstrommanagement - IfaS
Hochschule Trier - Umwelt - Campus
Birkenfeld
Campusallee 9926
D-55768 Neubrück



Dieser Bericht entstand im Rahmen des Projektes „Potenzialfelder einer ländlichen Bioökonomie - Analyse und Bewertung von Wertschöpfungsketten einer nachhaltigen Koppel- und Kaskadennutzung von nachwachsenden Rohstoffen (Phase I)“ (Förderkennzeichen: 22019515), welches mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft gefördert wurde. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei der Autorin und dem Autor.

Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Zusammenfassung

Ziel der nationalen Politikstrategie Bioökonomie ist es, den Weg zu bereiten für ein zukunftsfähiges Wirtschaften, das zunehmend auf nachhaltig erzeugten und nachwachsenden Ressourcen sowie biogenen Rest- und Abfallstoffen beruht. Das durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) geförderte Forschungsvorhaben „**Potenzialfelder einer ländlichen Bioökonomie** – Analyse und Bewertung von Wertschöpfungsketten einer nachhaltigen Koppel- und Kaskadennutzung von nachwachsenden Rohstoffen“ verfolgt in diesem Zusammenhang das Ziel, Potenzialfelder einer ländlichen Bioökonomie in Deutschland unter Berücksichtigung technischer, ökonomischer und ökologischer Aspekte aufzuzeigen. In dem Projekt werden drei Wertschöpfungsketten beispielhaft näher untersucht im Hinblick auf Wirtschaftlichkeit, regionale Wertschöpfung und Beschäftigung und ökologische Aspekte. Die drei Wertschöpfungsketten sind: Nährstoffextrakte / Düngemittel und Gärrestfasern aus Biogasanlagen, Hanffaservlies zur Herstellung eines Faserdämmstoffs und Graspellets zur Herstellung von Papier und/oder Kartonagen.

Dieser Bericht stellt die Ergebnisse der ökologischen Bewertung anhand von Ökobilanzen für diese drei Wertschöpfungsketten vor. Ziel der Ökobilanz-Studie war es, herauszuarbeiten, inwiefern und unter welchen Rahmenbedingungen der Einsatz der ausgewählten biobasierten Produkte mit ökologischen Nutzen im Vergleich zu potenziell substituierbaren Referenzprodukten und -systemen einhergeht und welche Aspekte aus ökologischer Perspektive bei der Umsetzung dieser Wertschöpfungsketten zu beachten sind. Aufbauend auf die Ökobilanzergebnisse konnten zudem Maßnahmen zur Minderung negativer Umweltwirkungen identifiziert werden. Da die untersuchten Wertschöpfungsketten bislang noch nicht in breiter Anwendung sind, stützen sich die Ökobilanzen vornehmlich auf Primärdaten von Landwirten und Betreibern von Pilotanlagen, teilweise ergänzt durch Sekundärdaten aus der Literatur und aus Lebenszyklusdatenbanken. Die Verallgemeinerbarkeit und Repräsentativität der Ergebnisse ist durch den Bezug auf Einzelanlagen begrenzt.

Als vergleichsweise komplexes Produktsystem wurde eine Biogasanlage mit Blockheizkraftwerk und Gärrestverwertung untersucht und mit einer Biogasanlage ohne Gärrestverwertung verglichen. Die Gärrestverwertung umfasst in einem ersten Schritt eine Abtrennung des im Gärrest gebundenen Stickstoffs und eine Konzentration in Form einer stickstoffreichen Ammonium-Sulfat-Düngelösung sowie im zweiten Schritt eine Aufbereitung der Gärrestfasern. Diese können in der Holzverarbeitenden Industrie zur Herstellung von Faserplatten und Laminat genutzt werden und Industrieholz substituieren. Das Verfahren ermöglicht es, durch den Stickstoffentzug aus dem Fermenter Hühnerkot in größerem Umfang als Biogassubstrat einzusetzen, ohne dass eine Ammoniakhemmung im Fermenter auftritt. Somit ergibt sich eine Option zur energetischen Verwertung für Hühnerkot, die ohne den Stickstoffentzug nicht in gleichem Umfang möglich wäre.

Die Ökobilanzergebnisse zeigen, dass das Produktsystem mit Gärrestverwertung in fast allen betrachteten Wirkungskategorien geringere Lasten aufweist als das Referenzsystem. In die Modellberechnungen gehen allerdings viele Annahmen ein, sodass die Unsicherheiten teils hoch sind. Eine eindeutige ökologische Vorteilhaftigkeit zeigt das Produktsystem mit Gärrestverwertung in den Wirkungskategorien Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial sowie beim Flächenbedarf. Ein wichtiger Grund für das bessere Abschneiden des Produktsystems mit Gärrestverwertung ist der Einsatz von Hühnerkot als Biogassubstrat. Dadurch wird weniger Anbau-Biomasse als Substrat für die Biogasanlage benötigt und die Ausbringung des Hühnerkots auf landwirtschaftliche Flächen entfällt. Alle Umweltwirkungen, die in Bezug zum Biomasseanbau stehen (z. B. Treibhauspotenzial, Versauerung und Eutrophierung) erfahren in diesem Prozessschritt eine Ent-

lastung und es können Emissionen aus der Lagerung und Ausbringung von Hühner trockenkot vermieden werden. Mit dem Einsatz des Hühner trockenkots als Substrat sind im Vergleich zum Referenzsystem, in dem ausschließlich Anbau-Biomasse als Substrat genutzt wird, etwas geringere Methan- und Stromerträge verbunden. Die Mindererträge werden in der Ökobilanz mit Strom aus dem deutschen Strommix ausgeglichen. Dennoch fallen die Werte in den Kategorien Treibhaus-, Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial beim Produktsystem mit Gärrestverwertung in der Summe günstiger aus. Ursächlich für das positivere Abschneiden des Produktsystems mit Gärrestverwertung in den meisten Wirkungskategorien ist der Prozessschritt der Düngemittelauskopplung. Der Prozessschritt zur Fasergewinnung geht nicht mit signifikanten positiven Effekten einher, da die substituierten Holzfasern nur geringe Umweltlasten aufweisen. Das Verfahren benötigt zudem Wärme für die Trocknung, sodass das Produktsystem mit Gärrestverwertung (Düngemittelauskopplung und Fasergewinnung) weniger extern nutzbare Wärme bereitstellt als das Referenzsystem. Aus Klimaschutzgründen ist eine Gärrestverwertung, mit nennenswertem Wärmebedarf und daher insbesondere die zweite Verfahrensstufe zur stofflichen Nutzung der Gärrestfasern, nur dann sinnvoll, wenn am Ort der Biogasanlage keine Nutzungskonkurrenz um die Wärme besteht. Positiv formuliert, kann die Gärrestverwertung inklusive Fasergewinnung eine sinnvolle Wärmenutzung an ländlichen Biogas-Standorten ermöglichen, wo andere geeignete Wärmeabnehmer fehlen.

Der Dämmstoff Hanffaservlies wurde über den gesamten Lebenszyklus (Anbau, Verarbeitung und Entsorgung) mit den Mattendämmstoffen Glaswolle, Steinwolle und Holzfaserdämmstoff verglichen. Die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz zeigt, dass Hanffaservlies in einigen Wirkungskategorien günstigere Werte im Vergleich zu den Referenzprodukten aufweist und in anderen ähnliche bis deutlich höhere als die Referenzprodukte. Eine richtungssichere Empfehlung für oder wider den Einsatz von Hanffaservlies ist aus ökologischer Sicht bei dem modellierten Lebenszyklus somit nicht ohne weiteres möglich. Ansatzpunkte zur Vermeidung oder Verringerung von Umweltwirkungen betreffen ein umweltschonendes Düngermanagement beim Hanfanbau sowie verfahrenstechnische Aspekte (Verringerung der Reststofffraktion, Nutzung stromeffizienter Maschinen, Verringerung des Anteils fossiler Stützfasern oder Einsatz biogener Stützfasern).

Grasfaserpellets als potenzieller Rohstoff für die Papierindustrie wurden mit gebleichten und ungebleichten Sulfatfasern verglichen. Ein Fokus lag dabei auf dem Vergleich verschiedener Anbausysteme für die Grasbereitstellung. In vielen Wirkungskategorien liegen die Werte der gebleichten Sulfatfaser über und die der ungebleichten Sulfatfaser unter denen der Grasfaserpellets oder sie liegen gleich auf. Bei einem Vergleich mit der ungebleichten Sulfatfaser erreichen Grasfaserpellets in den meisten Wirkungskategorien geringere Lasten nur, wenn ein kontrolliert biologisches Anbausystem (ungedüngt) angenommen wird. Anbauseitig ist daher eine Flächenbewirtschaftung ohne Düngung vorzuziehen. Weitere Ansätze zur Verringerung negativer Umweltwirkungen sind eine Reduktion der Düngermengen und Optimierung der Ausbringung.

Die Ökobilanzen zeigen, dass eine Bioökonomie, die verstärkt auf den Einsatz von Biomasse setzt, nicht notwendigerweise über alle Wirkungskategorien und Umweltschutzgüter ökologische Vorteile mit sich bringt. Verallgemeinerbare Aussagen, wie Produkte auf Basis nachwachsender Rohstoffe im Vergleich zu substituierten Produkten und Systemen aus ökologischer Sicht abschneiden, sind auf Basis der drei Ökobilanzen kaum möglich, da das Ergebnis stark von den Eigenschaften und Herstellungsverfahren der Referenzprodukte bestimmt wird. In manchen Wirkungskategorien wie dem Versauerungspotenzial ist beim Einsatz von Anbau-Biomasse von höheren Belastungen im Vergleich zu substituierten Produkten auszugehen, sofern Düngemittel zur Bereitstellung der landwirtschaftlichen Bioressourcen eingesetzt werden. Allerdings zeigt das Beispiel der Gärrestkette, dass durch eine Kaskaden- und Koppelnutzung in dieser Wirkungskategorie positive Effekte im

Vergleich zum Status Quo erzielt werden können. Die Wertschöpfungskette beschreibt somit beispielhaft die Verbesserungspotenziale innerhalb einer auf Bioressourcen basierenden Wirtschaft. Eine umweltschonende Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen, darauf deuten alle Wertschöpfungsketten hin, gewinnt mit einer stärkeren Einbindung von agrarwirtschaftlichen Flächen in die stoffliche Produktion weiter an Bedeutung. Zugleich werden nicht alle Auswirkungen auf die landwirtschaftlichen Flächen mit den Ökobilanzen abgebildet (z. B. Fruchtfolgeeffekte), sodass diesbezüglich weiterer Forschungs- und Optimierungsbedarf besteht. Das punktuell schlechtere Abschneiden in einigen Wirkungskategorien sollte nicht als grundsätzlicher Ausschluss der Wertschöpfungskette verstanden werden. Wichtig ist es, die gegebenen Potenziale zur Reduktion der negativen Umweltwirkungen durch die Wahl umweltschonender Anbausysteme und Verfahren auszus schöpfen. Daher besteht zum jetzigen Zeitpunkt aus Sicht der Autor / innen ein Auftrag zur weitgehenden Untersuchung und Entwicklung dieser und anderer Verfahren, um langfristig die vorhandenen Rohstoffpotenziale möglichst umwelt- und klimaschonend heben zu können.

Abstract

The aim of the National Policy Strategy on Bioeconomy is to pave the way for a sustainable economy based increasingly on sustainably produced renewable resources, as well as biogenic residues and waste. The research project Future Potentials of a Rural Bio-Economy, funded by the German Federal Ministry of Food and Agriculture, is pursuing the goal of identifying the potential for a rural bioeconomy in Germany, taking into account technical, economic and ecological aspects. The project examines three value chains in terms of cost-effectiveness, regional value creation, and also employment and ecological aspects. The three value chains are: nutrient extraction and fibers from fermentation residues from biogas plants, hemp fiber fleece for the production of a fiber insulation material, and grass pellets for the production of paper cardboard. This report presents the results of life cycle assessments (LCA) for each of these. The aim of the LCA study was to determine to what extent and under what conditions the use of the selected bio-based products is associated with ecological benefits compared to potentially substitutable reference products and systems. The LCA results also make it possible to identify approaches and measures to mitigate negative environmental effects. As the value chains investigated are not yet widely in operation, the LCA are mainly based on primary data of farmers and operators of pilot plants, combined in part with secondary data from the literature and life cycle databases. The generalizability and representativeness of the results is limited by the reference to individual plants.

The first value chain is a complex product system consisting of a biogas plant, a cogeneration plant, and plants for the processing of the fermentation residues. Our reference system for comparison was a biogas plant with cogeneration but without fermentation residue utilization. The treatment of fermentation residues comprises initially separation of the nitrogen and concentration in the form of a nitrogen-rich ammonium sulfate fertilizer solution and, in a second step, treatment of the fibers. The fibers resulting from this process can be used for the production of fiberboard and laminate. The removal of nitrogen from fermentation makes it possible to use dry chicken manure to a greater extent as a biogas substrate. Thus, there is an option for energetic utilization for dry chicken manure, which would not be possible without the nitrogen removal to the same extent.

The LCA results show that the product system with utilization of the fermentation residues has lower environmental burdens than the reference system in almost all impact categories. The calculations, however, include many assumptions; thus the uncertainties are rather high. The product system with utilization of the fermentation residues shows a clear ecological advantage in the impact categories of acidification and eutrophication potential. Furthermore, the land requirement is lower than in the reference system. An important reason for the better performance of the product system is the use of dry chicken manure as biogas substrate — as a result, the biogas plant requires less cultivated biomass as a substrate. Thus, all environmental impacts related to biomass cultivation (e.g., global warming potential, acidification, and eutrophication) are lower in the process step of biogas substrate procurement in the product system. Furthermore, use of the dry chicken manure as the biogas substrate, eliminates its direct use as a fertilizer on agricultural land. As a result, emissions from the storage and application of dry chicken manure can be avoided. The use of the manure as the biogas substrate, however, leads to slightly lower biogas yields and therefore lower electricity production in comparison to our reference system, in which only cultivation biomass is used as the substrate. The lower output is compensated by drawing on the German electricity mix in the LCA. Nevertheless, the values in the categories of greenhouse gas potential, acidification, and eutrophication for the product system are overall lower and thus favorable. The reason for the better performance of the product system with utilization of the fermentation residues in

most impact categories is the process step of fertilizer extraction. The process step of fiber production is not associated with significant positive effects, since the substituted wood fibers have low environmental footprints. The process does require heat for drying, thus the product system provides less externally usable heat than the reference system. For reasons of climate protection, a utilization of fermentation residues, including the process step of fiber treatment, only makes sense if there is no competition for the use of heat at the location of the biogas plant. More positively stated, a utilization of fermentation residues, including fiber production, can enable meaningful heat utilization at rural biogas locations where other suitable heat consumers are lacking.

The second LCA involves a hemp fiber fleece insulation material that was compared to insulation materials with similar characteristics (glass wool, rock wool, and wood fiber insulation). System boundaries include the entire life cycle (cultivation, processing, and disposal). The impact assessment shows that hemp fiber fleece performs more favorably in some impact categories compared to the reference products, but in others only similarly or worse than the reference products. A clear recommendation for or against the use of hemp fiber fleece is thus not easily possible from an ecological point of view. Starting points for avoiding or reducing environmental impacts include environmentally friendly fertilizer management in hemp cultivation and procedural aspects (reduction of waste fraction, use of power-efficient machines, reduction in the proportion of synthetic support fibers in the insulation material, or use of biogenic support fibers).

The third LCA addresses the use of grass fiber pellets as a raw material for the paper industry as compared to bleached and unbleached sulfate fibers. The LCA focuses on the comparison of different cropping systems for the provision of grass. In many impact categories, the values of grass fiber pellets are lower than those of the bleached sulfate fiber and higher than or equal to those of the unbleached sulfate fiber. Compared with the unbleached sulfate fiber, grass fiber pellets in most impact categories only achieve lower values if a controlled organic cultivation system (unfertilized) is assumed. Land management without fertilization is therefore preferable. Other approaches to reduce negative environmental impacts include reducing fertilizer volumes and optimizing fertilizer application.

The three assessments show that a bioeconomy with a high use of biomass does not necessarily provide environmental benefits across all impact categories, nor does it necessarily ensure the protection of all environmental goods. Generalized statements, if products based on biogenic resources are viewed favorably from an ecological point of view as compared to substituted products, are hardly possible on the basis of these three LCA. The results of such assessments are strongly determined by the properties and production processes of the reference products chosen. In some impact categories, such as the acidification potential, the use of crop biomass is likely to result in higher values compared to substituted products, given that fertilizers are usually used to provide agricultural biomass; however, the example of the nutrient and fiber extraction from fermentation residues shows that the recycling of biogenic waste materials, in particular, can achieve significant positive effects even in the category of acidification. The value chain thus exemplifies the potential for improvement within an economy based on bioresources. All three LCA prove that an environmentally sound management of agricultural land gains in importance with a stronger integration of agricultural bioresources into material production. The higher environmental loads of bio-based materials observed in part in some impact categories should not be understood as a fundamental exclusion of the specific value chain. It is important to exploit the given potentials for the reduction of negative environmental effects by choosing environmentally friendly cultivation systems and processes. Therefore, from our point of view, there is a need for further investigation and development of these and other processes in order to be able to explore the existing raw material potential in the long term as environmentally and climate-friendly as possible.

Die Autor/innen

Dr. Elisa Dunkelberg ist wissenschaftliche Mitarbeiterin im Forschungsfeld Nachhaltige Energiewirtschaft und Klimaschutz des IÖW. Sie ist Diplom-Ingenieurin für Technischen Umweltschutz und beschäftigt sich mit den Themenschwerpunkten ökologische Bewertung, Bioenergie und energetische Gebäudesanierung.

Kontakt: Elisa.Dunkelberg@ioew.de

Tel. +49 – 30 – 884 594-36

Hannes Bluhm ist wissenschaftlicher Mitarbeiter im Forschungsfeld Nachhaltige Energiewirtschaft und Klimaschutz des IÖW. Er ist M.Sc. Wirtschaftsingenieurwesen – Energie- und Ressourcenmanagement und beschäftigt sich mit den Themenschwerpunkten ökologische Bewertung, Sektorenkopplung und Marktanalysen.

Kontakt: Hannes.Bluhm@ioew.de

Tel. +49 – 30 – 884 594-44

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung und Zielstellung	19
2	Allgemeine Vorgehensweise	22
3	Gärrestverwertung zur Gewinnung von Düngemitteln und Fasern.....	29
3.1	Ziel- und Untersuchungsrahmen.....	29
3.2	Sachbilanz.....	36
3.2.1	Fermentation.....	36
3.2.2	Bereitstellung der Substrate	38
3.2.3	Verfahren zur Düngemittel- und Fasergewinnung.....	45
3.2.4	Gärrestlagerung.....	47
3.2.5	Gärrestausbringung	48
3.2.6	Nährstoffbilanz und Transport der nährstoffreichen Frachten.....	49
3.2.7	Blockheizkraftwerk: Strom, Wärme, Emissionen.....	51
3.2.8	Nutzung der Gärrestfasern zur Herstellung von Holzfaserplatten.....	53
3.2.9	Datengrundlage für die ökonomische Allokation	54
3.2.10	Einschätzung zur Datenqualität und Unsicherheiten.....	56
3.3	Ergebnisse der Sachbilanz	56
3.4	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung	63
3.4.1	Treibhauspotenzial	64
3.4.2	Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern	69
3.4.3	Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen	71
3.4.4	Versauerungspotenzial.....	72
3.4.5	Eutrophierungspotenzial.....	74
3.4.6	Flächen- und Wasserbedarf	75
3.5	Zusammenfassung und Fazit Gärprodukte.....	76
4	Hanffaserdämmvlies.....	81
4.1	Ziel und Untersuchungsrahmen.....	81
4.2	Sachbilanz.....	87
4.2.1	Hanfbereitstellung.....	87
4.2.2	Hanffaseraufschluss	88
4.2.3	Hanfvlieslegung	89
4.2.4	Abfallbehandlung	89
4.2.5	Transporte	90
4.2.6	Umgang mit Nebenprodukten.....	90
4.2.7	Auswahl der Referenzprodukte	91
4.3	Ergebnisse der Sachbilanz	92
4.4	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung	97
4.4.1	Treibhauspotenzial	99
4.4.2	Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern	101
4.4.3	Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen	102
4.4.4	Potenzial zur photochemischen Ozonbildung	103

4.4.5	Versauerungspotenzial	104
4.4.6	Eutrophierungspotenzial	105
4.4.7	Flächen- und Wasserbedarf.....	107
4.5	Zusammenfassung und Fazit Hanffaservlies	108
5	Grasfaserpellets	111
5.1	Ziel und Untersuchungsrahmen	111
5.2	Sachbilanz.....	113
5.2.1	Grasbereitstellung	113
5.2.2	Grasfaserpelletierung.....	114
5.2.3	Transporte.....	115
5.2.4	Auswahl des Referenzsystems.....	115
5.3	Ergebnisse der Sachbilanz.....	117
5.4	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung.....	119
5.4.1	Treibhauspotenzial.....	121
5.4.2	Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern.....	122
5.4.3	Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen	123
5.4.4	Versauerungspotenzial	124
5.4.5	Eutrophierungspotenzial	125
5.4.6	Flächen- und Wasserbedarf.....	126
5.5	Zusammenfassung und Fazit Grasfaserpellets.....	127
6	Zusammenfassung und Fazit	129
7	Literaturverzeichnis	135
8	Anhang A: Methode zur Bestimmung der Feldemissionen	141
9	Anhang B: Bewertung der Datenqualität	150
9.1	Gärrestverwertung zur Gewinnung von Düngemitteln und Fasern.....	151
9.2	Hanffaserdämmvlies.....	152
9.3	Grasfaserpellets	153

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1:	Schematische Darstellung der Bereitstellung von Stickstoffdünger, Kalk und Gärrestfasern aus Gärresten der Biogaserzeugung	30
Abb. 3.2:	Schematische Darstellung des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems ohne Gärrestverwertung	33
Abb. 3.3:	Schematische Darstellung der berücksichtigten Prozesse, Aufwendungen und Emissionen für das Produktsystem mit Gärrestverwertung	35
Abb. 3.4:	Anteil der Erlöse durch die erzeugten Produkte an den Gesamterlösen im Produktsystem mit Gärrestverwertung und im Referenzsystem	55
Abb. 3.5:	Normierte Emissionen und Aufwendungen des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems unterteilt nach Prozessschritten ..	64
Abb. 3.6:	Treibhauspotenzial des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems (mit Mid-, Min- und Max-Szenarien)	65
Abb. 3.7:	Treibhauspotenzial des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems für verschiedene Szenarien	67
Abb. 3.8:	Treibhauspotenzial des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystem bei Anwendung der ökonomischen Allokation	68
Abb. 3.9:	Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems (Mid-, Min- und Max-Szenarien) ..	69
Abb. 3.10:	Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems für verschiedene Szenarien	70
Abb. 3.11:	Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems bei ökonomischer Allokation	71
Abb. 3.12:	Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems (Mid-, Min- und Max-Szenarien) ..	72
Abb. 3.13:	Versauerungspotenzial des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems (Mid-, Min- und Max-Szenarien)	73
Abb. 3.14:	Eutrophierungspotenzial des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems (Mid-, Min- und Max-Szenarien)	74
Abb. 3.15:	Eutrophierungspotenzial des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems bei Anwendung der ökonomischen Allokation	75
Abb. 4.1:	Schematische Darstellung des Außenwandaufbaus	82
Abb. 4.2:	Schematische Darstellung der Prozesskette für Hanffaservlies	84
Abb. 4.3:	Normierte Emissionen und Aufwendungen des Hanffaservlieses (1 kg, Base-Case-Szenario)	97
Abb. 4.4:	Aufteilung der Emissionen und Aufwendungen des Hanffaservlieses in verschiedene Prozessschritte pro Wirkungskategorie (Base Case)	98
Abb. 4.5:	Aufteilung der Emissionen und Aufwendungen in die Haupt- und Nebenprodukte im Szenario „Ökon. Allokation“	99
Abb. 4.6:	Treibhauspotenzial des Hanffaservlieses und der Referenzprodukte	101
Abb. 4.7:	Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger des Hanffaservlieses und der Referenzprodukte	102
Abb. 4.8:	Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen des Hanffaservlieses und der Referenzprodukte	103
Abb. 4.9:	Potenzial zur Photochemischen Ozonbildung des Hanffaservlieses und der Referenzprodukte	104
Abb. 4.10:	Versauerungspotenzial des Hanffaservlieses und der Referenzprodukte	105

Abb. 4.11:	Eutrophierungspotenzial des Hanffaservlieses und der Referenzprodukte	106
Abb. 5.1:	Schematische Darstellung der Prozesskette für Grasfaserpellets	111
Abb. 5.2:	Normierte Emissionen und Aufwendungen von Grasfaserpellets (1 t FM Base-Case-Szenario)	120
Abb. 5.3:	Aufteilung der Emissionen und Aufwendungen von Grasfaserpellets in verschiedene Prozessschritte (Base-Case-Szenario)	120
Abb. 5.4:	Treibhauspotenzial von Grasfaserpellets und Sulfatfasern	121
Abb. 5.5:	Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger von Grasfaserpellets und Sulfatfasern	122
Abb. 5.6:	Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen von Grasfaserpellets und Sulfatfasern	123
Abb. 5.7:	Versauerungspotenzial von Grasfaserpellets und Sulfatfasern	124
Abb. 5.8:	Eutrophierungspotenzial von Grasfaserpellets und Sulfatfasern	125

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1:	Verwendetes Normierungs-Set	27
Tab. 3.1:	Biogas- und Methanerträge der berücksichtigten Substrate	36
Tab. 3.2:	Substrateinsatz in der Biogasanlage mit und ohne Gärrestverwertung	37
Tab. 3.3:	Erträge und Düngemittelbedarf berechnet für Entzugsdüngung	39
Tab. 3.4:	Emissionen aus der Lagerung von Hühnertrockenkot	43
Tab. 3.5:	Emissionen aus der Ausbringung von Hühnertrockenkot	43
Tab. 3.6:	Verkehrsleistung zum Transport der Substrate	44
Tab. 3.7:	Inputs und Outputs pro Jahr für das Verfahren zur Gärrestverwertung sowie eine Abschätzung der Veränderungen bei höherem Gärrestdurchsatz	46
Tab. 3.8:	Emissionen aus der Lagerung der Gärreste	47
Tab. 3.9:	Emissionen aus der Feldausbringung der Gärreste	48
Tab. 3.10:	Nährstoffgehalte der Produkte des Produktsystems mit Gärrestverwertung	49
Tab. 3.11:	Nährstoffgehalte von Gärresten und Hühnertrockenkot bei der Biogasanlage ohne Gärrestverwertung	49
Tab. 3.12:	Berechnete Nährstoffmengen in den Gärresten, Hühnertrockenkot, Ammonium-Sulfat-Lösung und Kalk zum Ausgleich der Nährstoffbilanz	50
Tab. 3.13:	Verkehrsleistung des Transportes der nährstoffreichen Frachten	51
Tab. 3.14:	Luftschadstoffemissionen bei der Biogasverbrennung (Blockheizkraftwerke)	52
Tab. 3.15:	In einem Jahr bereitgestelltes Methan, Strom, Wärme, Nährstoffe und Fasern der Biogasanlage im Produktsystem mit Gärrestverwertung und im Referenzsystem	57
Tab. 3.16:	Aufwendungen und Emissionen aus dem Anbau der nachwachsenden Rohstoffe Mais, Getreide und Gras	58
Tab. 3.17:	Jährliche Aufwendungen und Emissionen des Produktsystems mit Gärrestverwertung sowie des Referenzsystems	59
Tab. 3.18:	Flächenbelegung durch das Produktsystem mit Gärrestverwertung und das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung	75
Tab. 3.19:	Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltwirkungen bei der Biogaserzeugung im Allgemeinen sowie bei Einsatz des Verfahrens zur Gärrestverwertung	80
Tab. 4.1:	Eigenschaften und Kennwerte verschiedener Dämmmaterialien	83
Tab. 4.2:	Untersuchte Szenarien und enthaltene Parametervariationen für Hanffaservlies	86
Tab. 4.3:	Vergleich der Rahmendaten der Umweltproduktdeklarationen und der eigenen Ökobilanzierung	92
Tab. 4.4:	Aufwendungen und Emissionen der Hanfbereitstellung und des Transports	93
Tab. 4.5:	Aufwendungen und Emissionen des Hanffaseraufschlusses	94
Tab. 4.6:	Aufwendungen und Emissionen der Hanffaservlieslegung	95
Tab. 4.7:	Aufwendungen und Emissionen der Abfallbehandlung	95
Tab. 4.8:	Transport zwischen den Prozessschritten bei der Hanffaservliesherstellung	96
Tab. 4.9:	Annahmen zur ökonomischen Allokation	96
Tab. 4.10:	Flächeninanspruchnahme für Hanffaservlies	107
Tab. 4.11:	Mögliche Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltwirkungen der Bereitstellung von Hanffaservlies	109
Tab. 5.1:	Untersuchte Szenarien und Parametervariationen für Grasfaserpellets	112
Tab. 5.2:	Wirkungsabschätzung für die Referenzprodukte	116
Tab. 5.3:	Aufwendungen und Emissionen der Grasbereitstellung	117
Tab. 5.4:	Aufwendungen der Graspelletierung	119

Tab. 5.5:	Transport zwischen den Prozessschritten bei der Grasfaserpelletsherstellung.	119
Tab. 5.6:	Mögliche Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltwirkungen der Bereitstellung von Grasfaserpellets	128
Tab. 6.1:	Charakterisierung der drei untersuchten Wertschöpfungsketten	130
Tab. 8.1:	Parameter zur Bestimmung der Emissionen aus dem Hanfanbau.....	146
Tab. 8.2:	Parameter zur Bestimmung der Emissionen aus dem Grasanbau	148
Tab. 9.1:	Data Quality Assessment zur Wertschöpfungskette „Gärrestverwertung zur Gewinnung von Düngemitteln und Fasern“	151
Tab. 9.2:	Data Quality Assessment zum Hanffaserdämmvlies.....	152
Tab. 9.3:	Data Quality Assessment zu Grasfaserpellets	153

Abkürzungsverzeichnis

ADPE	Verknappung von abiotischen Ressourcen (Stoffe)
ADPF	Verknappung von abiotischen Ressourcen (fossile Energieträger)
AKh	Arbeitskraftstunden
AP	Versauerung von Boden und Wasser
ASL	Ammonium-Sulfat-Lösung
BAFU	Schweizer Bundesamt für Umwelt
BGA	Biogasanlage
BHKW	Blockheizkraftwerk
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMU	Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
CML	Center of Environmental Science of Leiden University
DBFZ	Deutsches Biomasseforschungszentrum
DQA	Data Quality Assessment
DüV	Düngemittelverordnung
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EP	Eutrophierungspotenzial
EPD	Umweltproduktdeklarationen
EU	Europäische Union
FM	Frischmasse
GPS	Ganzpflanzensilage
GWP	Treibhauspotenzial, Global Warming Potential
GWP 100	Global Warming Potential mit Zeitbezug von 100 Jahren

HDF	hochdichte Faserplatten
HTK	Hühnertrockenkot
ITKE	Institut für Tragkonstruktionen und konstruktives Entwerfen
IÖW	Institut für ökologische Wirtschaftsforschung
IfaS	Institut für angewandtes Stoffstrommanagement
IES	Institute for Environment and Sustainability
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
ILUC	Indirect Land Use Change
JRC	Joint Research Centre
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
LCA	Life Cycle Assessment
MDF	mitteldichte Faserplatten
NawaRo	Nachwachsende Rohstoffe
NMVOG	Non-methane volatile organic compounds
ODP	Ozonzerstörungspotenzial, Ozone Depletion Potential
PCF	Product Carbon Footprint
PEF	Product Environmental Footprint
POCP	Ozonbildungspotenzial, Photochemical Ozone Creation Potential
PSM	Pflanzenschutzmittel
REA-Gips	Gips aus Rauchgas-Entschwefelungs-Anlagen
THG	Treibhausgas(e)
TM	Trockenmassegehalt
UBA	Umweltbundesamt

1 Einführung und Zielstellung

Das durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) geförderte Forschungsvorhaben „**Potenzialfelder einer ländlichen Bioökonomie** – Analyse und Bewertung von Wertschöpfungsketten einer nachhaltigen Koppel- und Kaskadennutzung von nachwachsenden Rohstoffen“ verfolgt das Ziel, Potenzialfelder einer ländlichen Bioökonomie in Deutschland unter Berücksichtigung technischer, ökonomischer und ökologischer Aspekte aufzuzeigen. Zudem werden anhand einer beispielhaften Untersuchung dreier Wertschöpfungsketten Empfehlungen für die Weiterentwicklung einer ländlichen Bioökonomie abgeleitet.

Die Bioökonomie umfasst alle Wirtschaftsbereiche entlang der Wertschöpfungskette von Biomasse: Von der Produktion über die Be- und Verarbeitung und den Handel bis hin zur Nutzung der Produkte und deren Weiterverwertung. An natürliche Stoffkreisläufe angelehnt, soll sie zu einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft werden, die anstelle fossiler Ressourcen nachwachsende Rohstoffe sowie biogene Rest- und Abfallstoffe nutzt (BMEL 2014, S. 8). Unter dem Begriff einer ländlichen Bioökonomie verstehen die Projektpartner, das Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) und das Institut für angewandtes Stoffstrommanagement (IfaS), eine Bioökonomie, bei welcher der ländliche Raum nicht nur als Rohstofflieferant für (industrielle) Bioökonomie-Konzepte betrachtet wird, sondern verstärkt selbst die Umsetzung von dezentralen Bioökonomie-Ansätzen vorantreibt. Nach Möglichkeit soll ein Großteil der Wertschöpfungsstufen und -schritte innerhalb der Region realisiert werden, sodass auch der ländliche Raum von den möglichen positiven Effekten einer wachsenden Bioökonomie mit Blick auf Wertschöpfung und Beschäftigung profitiert. Die aus dem Projekt gewonnenen Erkenntnisse sollen einen Beitrag dazu leisten, eine effiziente und nachhaltige Verwertung von Biomasse aufzubauen und zu stärken, mit entsprechenden Wertschöpfungs- und Beschäftigungspotenzialen für den ländlichen Raum. Eine auf Biomasse basierende Ökonomie sollte jedoch nicht nur nach ökonomischen Gesichtspunkten ausgerichtet werden, ebenso wichtig für eine nachhaltige, langfristige Gestaltung sind ökologische Aspekte.

Die Landwirtschaft verursachte in Deutschland im Jahr 2016 dem Umweltbundesamt (UBA) zufolge 59 % der gesamten Methanemissionen (CH_4) und sogar 80 % der Lachgasemissionen (N_2O). Mit 7,2 % aller Treibhausgasemissionen des Jahres 2016 war die Landwirtschaft, nach den energiebedingten Emissionen aus der stationären und mobilen Verbrennung, der zweitgrößte Verursacher von Treibhausgasen in Deutschland (UBA 2018). Eine Bioökonomie, die verstärkt auf landwirtschaftlich erzeugte Biomasse setzt, ist somit nicht notwendigerweise umweltschonend. Unter anderem aus der Debatte um die Förderung und Produktion von Biokraftstoffen aus Anbau-Biomasse und den begleitenden wissenschaftlichen Untersuchungen ist bekannt, dass der Einsatz von nachwachsenden Rohstoffen für die energetische Nutzung teilweise erhebliche unerwünschte Auswirkungen haben kann. In diesem Zusammenhang wurden vor allem das Risiko einer Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion sowie die Klimafolgen von Landnutzungskonkurrenzen kritisch diskutiert. Zahlreiche Studien wiesen nach, dass eine starke Ausweitung der Biokraftstoffproduktion aus Anbau-Biomasse zu einer Erhöhung der Treibhausgasemissionen, vor allem als Folge von Landnutzungsänderungen führt (Searchinger et al. 2008; Laborde 2011; Dunkelberg 2014). Diese Erkenntnisse mündeten schließlich in einer Anpassung des Regelrahmens. Eine Untersuchung der Umweltwirkungen, die mit einem Ausbau einer biobasierten Wirtschaft einhergehen, ist daher ein wichtiger Bestandteil der Entwicklung einer jeden und auch einer ländlichen Bioökonomie.

Ein Schwerpunkt der Analysen im Projekt liegt daher neben den Untersuchungen zu Wirtschaftlichkeit, Wertschöpfung und Beschäftigung auf einer Umweltbewertung ausgewählter Verwertungs-

pfade, die beispielhaft für die Gestaltung einer ländlichen Bioökonomie gelten. Ziel ist es, zu erarbeiten, inwiefern und unter welchen Rahmenbedingungen der Einsatz von biobasierten Produkten mit ökologischen Nutzen im Vergleich zu (fossilen) Referenzprodukten einhergeht. Weitere **Ziele der Umweltbewertung** sind es, am Beispiel der drei Wertschöpfungsketten zu untersuchen, welche Aspekte aus ökologischer Perspektive bei der Umsetzung einer ländlichen Bioökonomie zu beachten sind, z. B. auf welche Prozessschritte und auch Wirkungskategorien aufgrund großer Nutzen oder Lasten ein besonderes Augenmerk gelegt werden sollte und aufzuzeigen, welche Potenziale und Maßnahmen zur Minderung negativer Umweltwirkungen bestehen. Diese Fragen werden vornehmlich für die drei ausgewählten Wertschöpfungsketten beantwortet. Darüber hinaus sollen, soweit möglich, allgemeingültigere Aussagen getroffen werden, die auf andere biobasierte Verwertungspfade übertragbar sind. Zielgruppe für die Ergebnisse der Umweltbewertung sind vornehmlich politische Entscheider, die die Entwicklung einer ländlichen Bioökonomie in Form von Förderungen und / oder durch die Bereitstellung von Informationsmaterialien mitgestalten, mögliche Anwender der Prozesse und Verfahren (Anlagenbetreiber, Investoren, Technologieentwickler, Landwirte etc.) sowie die Fachöffentlichkeit und Wissenschaft.

Als Methode kommt die **Ökobilanz**, Life Cycle Assessment (LCA), zum Einsatz. Es handelt sich im Anwendungsfall um einen Technologievergleich. Verglichen werden ausgewählte biobasierte Produkte beziehungsweise Zwischenprodukte mit derzeit im Markt vorherrschenden alternativ hergestellten Produkten. Für die Ökobilanz werden jeweils konkrete Herstellungsverfahren für das biobasierte Produkt sowie für die Referenzprodukte herangezogen. Ein Herstellervergleich erfolgt nicht. Die Bilanzen werden nach ISO Norm 14040 ff. erstellt und beinhalten ein nach der Norm gefordertes externes „Critical Review“ zur Prüfung der Plausibilität der Bilanzen und Ergebnisse.

Nachdem im Forschungsvorhaben zunächst ein Überblick über die in Deutschland relevanten Verwertungspfade und Anwendungsbereiche einer gekoppelten stofflichen und energetischen Nutzung von Biomasse erstellt und Potenzial-, Markt- und Technikanalysen durchgeführt wurden, erfolgte eine Kriterien basierte Auswahl dreier Wertschöpfungsketten als Beispiele für eine ländliche Bioökonomie. Diese Wertschöpfungsketten wurden im weiteren Projektverlauf tiefergehend analysiert. Wichtige Kriterien für die Auswahl der Wertschöpfungsketten waren: Die Wertschöpfungskette sollte grundsätzlich vielversprechend für eine ländliche Bioökonomie sein, das heißt es sollte ein relevantes Rohstoff- und Marktpotenzial für die Produkte in Deutschland gegeben sein, die Technologiereife der Verfahren sollte soweit gediehen sein, dass eine Umsetzung über Pilotanlagen hinaus technisch möglich ist, und die Verfahren sollten grundsätzlich geeignet sein für einen dezentralen Einsatz (kleinere Anlagen), sodass eine Umsetzung in ländlichen Regionen möglich und sinnvoll ist. Ausgeschlossen wurden Wertschöpfungsketten der reinen Nahrungsmittelproduktion, der ausschließlichen energetischen Nutzung von Biomasse sowie von forstwirtschaftlicher Biomasse.

Auf Basis dieser Kriterien wurden die **drei folgenden Wertschöpfungsketten** ausgewählt:

- Nährstoffextrakte / Düngemittel und Gärrestfasern aus Biogasanlagen,
- Hanffaservlies zur Herstellung eines Faserdämmstoffs,
- Graspellets zur Herstellung von Papier und / oder Kartonagen.

Kapitel 2 dieses Berichtes beschreibt zunächst die allgemeine methodische Vorgehensweise bei der Ökobilanzierung in dieser Studie. In Kapitel 3, 4 und 5 werden die drei Wertschöpfungsketten

im Detail beschrieben. Dies beinhaltet jeweils eine kurze Darstellung der technischen Funktionsweise, zur Auswahl des jeweiligen Referenzsystems und / oder -produkts, Ausführungen zu den methodischen Spezifika, der Sachbilanzdaten sowie eine Darstellung und Diskussion der Ergebnisse der Ökobilanzen. Die Ergebnisse münden in einem Fazit, das auch Empfehlungen, die sich aus den Ökobilanzergebnissen ableiten lassen, darstellt.

2 Allgemeine Vorgehensweise

Als Methode zur Ermittlung der Umweltwirkungen kommt die **Ökobilanzierung** nach DIN EN ISO14040 ff. zum Einsatz. Eine Ökobilanz soll, der Norm entsprechend, aus **vier Arbeitsschritten** beziehungsweise Komponenten bestehen:

- Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens: Es wird festgelegt, wie die konkrete Studie bezüglich Untersuchungsziel und -rahmen gestaltet wird.
- Sachbilanz: In diesem Schritt erfolgt die Zusammenstellung und Quantifizierung der Input- und Output-Ströme des untersuchten Produktes über die betrachteten Abschnitte im Lebenszyklus.
- Wirkungsabschätzung: Dieser Schritt überträgt die Sachbilanzdaten mit Hilfe von Charakterisierungsfaktoren in numerische Wirkungsindikatoren verschiedener Kategorien wie zum Beispiel dem Treibhauspotenzial oder dem Eutrophierungspotenzial.
- Auswertung: In diesem letzten Arbeitsschritt werden aus den Ergebnissen der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen, entsprechend der Zielsetzung, abgeleitet (Klöpffer und Grahl 2009; Kaltschmitt und Schebek 2015).

Ziele der in dieser Studie erstellten **Ökobilanzen** sind,

- erstens, zu untersuchen, inwiefern und unter welchen Rahmenbedingungen die Herstellung und Nutzung der ausgewählten biobasierten Produkte mit einem ökologischen Nutzen im Vergleich zu den potenziell substituierten (fossilen) Referenzprodukten einhergeht und
- zweitens, zu untersuchen, welche Aspekte aus ökologischer Perspektive bei der Umsetzung einer ländlichen Bioökonomie zu beachten sind, z. B. welche Prozessschritte und auch Wirkungskategorien aufgrund großer Nutzen oder Lasten eine besondere Relevanz haben und welche Verbesserungspotenziale zur Minderung der negativen Umweltwirkungen bestehen.

Es handelt sich in dem konkreten Anwendungsfall um einen Technologievergleich, bei dem die untersuchten biobasierten Produkte beziehungsweise Zwischenprodukte mit derzeit im Markt vorherrschenden alternativ hergestellten Produkten verglichen werden. Ein Herstellervergleich erfolgt nicht. Darüber hinaus können die in dieser Studie erstellten Ökobilanzen als Überblicks- oder **Screening-Ökobilanzen** bezeichnet werden, da in einigen Prozessschritten aufgrund fehlender Primärdaten in LCA-Datenbanken vorhandene Sekundärdatensätze, Standard-Emissionsfaktoren und überschlägige Schätzwerte Eingang finden. Die Primärdaten zu den Herstellungsverfahren beziehen sich zum Großteil auf bestehende Pilotanlagen. Eine Skalierung auf großmaßstäbliche Anlagen ist nicht ohne weiteres möglich, da Unsicherheiten über mögliche nicht lineare Veränderungen in den Aufwendungen und Emissionen bestehen, sodass diesbezüglich qualitative beziehungsweise semi-quantitative Aussagen gemacht werden. Die Ergebnisse der drei Ökobilanzen geben Hinweise darauf, inwiefern und unter welchen Rahmenbedingungen die drei biobasierten Produkte ökologische Vor- und / oder Nachteile gegenüber alternativ hergestellten Produkten haben (können) und welche Prozessschritte und Wirkungskategorien besonders relevant sind. Für einen direkten Vergleich konkreter Produkte, beziehungsweise einen Herstellervergleich, sind tiefergehende Analysen und weiterführende anlagenspezifische Primärdaten erforderlich.

Bestandteil des Screenings ist die Gegenüberstellung mehrerer **Szenarien** (z. B. bezüglich der Substratbereitstellung oder der Betriebsführung der Anlagen) inklusive verschiedener methodischer Designs bei der Ökobilanzierung (Systemerweiterung und Allokation). Für alle drei Wertschöpfungsketten wurde zunächst als Basis-Szenario ein **Base Case** definiert, der sich auf die ak-

tuelle beziehungsweise geplante Betriebsführung der jeweiligen (Pilot-)Anlagen bezieht. Als Primärdaten wurden Daten aus Befragungen der Anlagenbetreiber und teilweise von Landwirten mit Bezug auf das Jahr 2016 gewonnen. Um mit den vorhandenen Unsicherheiten auch in Bezug auf die aktuelle Betriebsführung und die Biomassebereitstellung umzugehen, wurden anhand eines Modellchecks die relevanten Parameter und Input-Output-Flüsse identifiziert. In einem weiteren Schritt wurden für einflussreiche Parameter, Min- und Max-Werte gewählt, die in die Berechnung der Ergebniswerte der Wirkungskategorien Eingang fanden und die für die untersuchten Wertschöpfungsketten weitere Szenarien (Min- und Max-Szenario) bilden.

Die Erstellung der Ökobilanzen erfolgte mit der Software SIMAPRO 8.5. Neben den Normen DIN EN ISO14040 ff. wurden Dokumentationen zu verschiedenen Standards und Richtlinien der Ökobilanzierung beziehungsweise des Carbon Footprinting herangezogen, um Erkenntnisse in Bezug auf die „gute Praxis“ zu erlangen: z. B. ILCD Handbuch des Institute for Environment and Sustainability (IES) des Joint Research Centre (JRC) (JRC-IES 2010), Product Environmental Footprint (PEF), der sich in der Entwicklung befindlichen europäischen Methode eines Umweltfußabdruck für Produkte sowie ISO/TS 14067 Product Carbon Footprint (PCF), eine standardisierte Methode für die Bilanzierung produktbezogener Treibhausgasemissionen über den gesamten Lebenszyklus. Ebenfalls berücksichtigt wurde das Methodenhandbuch, welches im Rahmen des Förderschwerpunkts „Energetische Biomassenutzung“ des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) erstellt wurde. Ziel dieses Handbuchs war eine Methodenharmonisierung für die Erstellung von Treibhausgasbilanzen, Ökobilanzen und Wirtschaftlichkeitsberechnungen innerhalb der im Förderschwerpunkt geförderten Projekte (Thran und Pfeiffer 2013).

Mögliche volkswirtschaftliche Effekte durch die Einführung der Produkte liegen laut Definition der Autor/innen außerhalb der **Systemgrenzen** und werden nicht in die Ökobilanz einbezogen. Es handelt sich somit in Abgrenzung zur consequential LCA um eine attributional LCA. Die Debatte um Biokraftstoffe aus Anbau-Biomasse kreiste insbesondere um das Auftreten indirekter Landnutzungsänderungen (ILUC) und der damit einhergehenden Treibhausgasemissionen und weiteren negativen Umweltwirkungen. Da es sich bei ILUC um einen volkswirtschaftlich induzierten Effekt handelt, wird er nicht in die Ökobilanzen einbezogen. Dieses Vorgehen ist gemäß den Standards PEF und PCF (s. Finkbeiner 2014; Becker et al. 2018; Europäische Kommission 2018). Einige, aus Sicht der Autor/innen relevante, potenzielle volkswirtschaftliche Effekte wie die ILUC werden jedoch im Rahmen der Auswertung ergänzend zu den Ökobilanzergebnissen diskutiert.

Die Ökobilanzen erstrecken sich nicht in allen drei Fällen über den gesamten **Lebensweg** von der Biomassebereitstellung bis zur Entsorgung, sondern enden teilweise bei Zwischenprodukten (Cradle-to-Gate). Dies ist vor allem auf Einschränkungen bezüglich der Verfügbarkeit von Primärdaten zurückzuführen. Eine Erläuterung zu diesem Aspekt findet sich in den jeweiligen Kapiteln zu den Wertschöpfungsketten. Laut Klöpffer und Grahl (2009) entspricht das Auslassen einzelner Lebenswegphasen dem Vorgehen bei Screening-Ökobilanzen. Eine abschließende Beurteilung der ökologischen Vorteilhaftigkeit des einen oder anderen Produktes beziehungsweise Produktsystems ist jedoch erst nach dem Schließen der jeweiligen Datenlücken möglich.

Die Sachbilanz erstreckt sich somit in allen drei Ökobilanzen über die Biomassebereitstellung (Anbau inklusive direkter Feldemissionen aus der Düngemittelausbringung und Ernte), den Transport, die Aufbereitung und Konversion. Eine genauere Beschreibung der jeweiligen Systemgrenzen findet sich in den jeweiligen Kapiteln zu den Wertschöpfungsketten.

Da in der Phase der Biomassebereitstellung die Aufnahme von **biogenem** beziehungsweise biobasiertem **Kohlenstoff** bilanziert wird, muss die Bilanz an dieser Stelle geschlossen werden, indem

der Verbleib des biogenen Kohlenstoffs am Ende des Lebenszyklus ausgewiesen wird. In allen drei Wertschöpfungsketten steht – so die Annahme – am Ende des Lebenszyklus die Verbrennung des Materials, sodass eine Freisetzung in Form von Kohlenstoffdioxid (CO₂) angenommen wird. Die biogenen CO₂-Emissionen werden jedoch als nicht GWP-relevant gewertet.

Das aufgenommene CO₂ gilt für die Zeit, in der es der Atmosphäre entzogen ist, als zwischengespeichert. In der LCA-Community gibt es eine kontroverse Debatte dazu, ob eine Diskontierung des verzögert freigesetzten CO₂ erfolgen soll oder darf. Eine Diskontierung würde sich rechnerisch positiv auf die Ergebnisse der Treibhausgasbilanz biobasierter Produkte auswirken. Dabei ist jedoch umstritten, ob die verzögerte Freisetzung von CO₂ tatsächlich einen Nutzen in Zusammenhang mit dem Klimawandel hat (vgl. Becker et al. 2018). Das ILCD-Handbuch beschreibt eine einfach umsetzbare Methode zur Diskontierung des verzögert freigesetzten CO₂ (JRC-IES 2010). Einige Standards und Richtlinien wie PEF und ISO 14067 geben allerdings vor, dass Gutschriften durch verzögerte Emissionen aufgrund der Zwischenspeicherung nicht in den Untersuchungsrahmen aufgenommen werden sollen und nur als Zusatzinformation angegeben werden können (Becker et al. 2018). In dieser Studie wird daher von einer Diskontierung abgesehen.

Bei zwei der drei betrachteten Wertschöpfungsketten handelt es sich um **Multi-Output-Prozesse**, das heißt in der Prozesskette werden mehrere Produkte mit unterschiedlicher Funktionalität erzeugt. Die Normen geben die Empfehlung, sofern möglich, eine Allokation, das heißt eine Zuordnung der Input- und Output-Flüsse des Systems auf unterschiedliche Produkte zu vermeiden (DIN EN ISO 14040 ff.). Denn bei einer Allokation können die Input- und Output-Flüsse nur aufgrund subjektiv gewählter Zuordnungsregeln den Produkten zugewiesen werden, z. B. anhand der physikalischen oder ökonomischen Eigenschaften der Produkte. Die Wahl des Allokationsverfahrens kann dabei die Ergebnisse stark beeinflussen. Eine Möglichkeit zur Vermeidung von Allokation ist es, eine Systemerweiterung vorzunehmen, sofern dies aufgrund der Komplexität der Prozesse möglich und sinnvoll ist (vgl. Kaltschmitt und Schebek 2015). In dieser Arbeit erfolgt eine Systemerweiterung fallspezifisch nach der Nutzenkorbmethode oder nach der Gutschriftenmethode. Grundgedanke der Nutzenkorbmethode ist die Nutzengleichheit der betrachteten Produktsysteme. Bei der Nutzenkorbmethode werden alle Nutzen des untersuchten Produktsystems, sprich des Nutzenkorbes, erhoben. Diesem Nutzenkorb wird ein Referenzsystem gegenübergestellt, das die äquivalenten Nutzen mit Produkten aus anderen Rohstoffen und Herstellungspfaden abdeckt (vgl. Kaltschmitt und Schebek 2015). Aus Sicht der Autor/innen bietet die Methode des Nutzenkorbes für das komplexe Produktsystem der Düngemittel- und Gärrestfaserbereitstellung ein übersichtliches Vorgehen. Der Nutzenkorb umfasst in diesem Fall neben den Gärrestfasern die Bereitstellung von Strom aus der Biogasanlage und von Nährstoffen in Form von Gärresten, Ammonium-Sulfat-Lösung und Düngekalk sowie einen Nutzen aus der Entsorgung von Hühnertrockenkot. Aufgrund einer verständlicheren Lesbarkeit der Bewertungsergebnisse wird für den Lebenszyklus des Hanffaserdämmvlieses die Gutschriftenmethode angewandt. Ergänzend zur Systemerweiterung erfolgt für die beiden Wertschöpfungsketten in einem Szenario eine ökonomische Allokation. Der Ansatz dient dazu, die ökonomische Wertigkeit der Produkte und Nebenprodukte miteinander in Relation zu setzen, und die potenziellen Umweltwirkungen entsprechend dieser Relation zuzuordnen.

In der **Sachbilanzphase** findet eine Bestandsaufnahme von Input- und Output-Daten in Bezug auf die zu untersuchenden Systeme statt. Die in den drei Ökobilanzen verwendeten Sachbilanzdaten stammen aus unterschiedlichen Quellen. Die Daten zu den Produktionsprozessen inklusive Angaben zu den Transportdistanzen kommen weitgehend aus Befragungen von Anlagenherstellern und -betreibern der jeweiligen Pilotanlage. Für die Erzeugung und Bereitstellung der nachwachsenden Rohstoffe wurde vornehmlich auf Literaturquellen und Regelwerke zurückgegriffen. Für den Lebenszyklus des Hanffaservlieses erfolgten Befragungen von Landwirten. Aus Sicht der Autor/innen

ist in Übereinstimmung mit anderen Autor/innen wie Becker et al. (2018) beim Biomasseanbau die Verwendung von Durchschnittswerten sinnvoll, um eine Vergleichbarkeit mit anderen Studien herzustellen und übertragbare Aussagen treffen zu können. Die Daten zum Anbau der Biomassen stammen zum großen Teil aus den Werken des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL). Darüber hinaus wurde an mehreren Stellen auf generische Datensätze aus der Schweizer Datenbank Ecoinvent zurückgegriffen. Dies betrifft die Abbildung von Transportprozessen (Traktoren, LKW), die Herstellung von Materialien und Chemikalien wie z. B. mineralische Düngemittel, Kalk und Gips. Auf die Art und Quelle der Daten und auf die Qualität der Primär- und Sekundärdaten wird in den jeweiligen Kapiteln genauer eingegangen, in denen auch die Ergebnisse eines qualitativen **Data Quality Assessments (DQA)** aufgeführt sind (s. auch Anhang B).

Der **geografische Bezug**, der zahlreiche Parameter wie die landwirtschaftlichen Anbaubedingungen, die Zusammensetzung des Strommixes sowie die Art der Wärmeerzeugung bestimmt, ist passend zur Zielstellung der Ökobilanzen Deutschland. Ziel ist es, die Nutzung von Biomasseressourcen in ländlichen Regionen in Deutschland zu untersuchen, der Import von Biomasse wird nicht betrachtet. Bei der Auswahl der Sekundärdaten und generischen Daten wird ebenfalls auf geografische Passgenauigkeit geachtet. Teilweise liegen in den verfügbaren Datenbanken keine auf Deutschland bezogenen Prozessdaten vor. In diesem Fall werden möglichst für Europa gültige Datensätze herangezogen. Für Energieträger und Hilfsstoffe werden die in den Sekundärdatensätzen angenommenen Produktionsstandorte übernommen. Auf den räumlichen Bezug der jeweils verwendeten Primär- und Sekundärdaten wird im Rahmen des DQA eingegangen.

Zeitlich beziehen sich die Ökobilanzen auf den **Status Quo**, das heißt es werden die aktuell gültigen rechtlichen, technischen und energiewirtschaftlichen Rahmenbedingungen unterstellt. Die Primärdaten aus der Befragung sind gültig für das Jahr 2016. Bei den Sekundärdaten und generischen Daten wurde ebenfalls auf Aktualität geachtet. Der Strommix-Deutschland wurde für das Jahr 2016 abgebildet und in SimaPro auf Grundlage der vorhandenen Datensätze zu den einzelnen Technologien modelliert. Bei der Auswahl der verwendeten Quellen wurde darauf geachtet, dass möglichst aktuelle Daten herangezogen wurden. Auf den zeitlichen Bezug der verwendeten Daten wird genauer im Rahmen des DQA zu den drei Wertschöpfungsketten eingegangen.

Die **Wirkungsabschätzung** erfolgt nach der Methode des CML (Center of Environmental Science of Leiden University). Die in SimaPro 8.5 verwendeten Charakterisierungsfaktoren stammen aus der CML-IA, Version 4.2, aus dem Jahr 2013, die letzten methodischen Anpassungen erfolgten laut Dokumentation im November 2017. Die CML-Methode zählt zu den Midpoint-Ansätzen, die über die jeweiligen Wirkungsindikatoren die potenziellen Veränderungen des Umweltzustandes quantitativ beschreiben. Endpoint-Ansätze versuchen hingegen über die Indikatoren kausale Zusammenhänge zu den Veränderungen der Umweltschutzgüter herzustellen (zum Beispiel menschliche Gesundheit). Die verwendete Methode gibt Ergebnisse zu insgesamt 11 Wirkungskategorien aus: Verknappung von abiotischen Ressourcen (fossile Energieträger, ADPF), Verknappung von abiotischen Ressourcen (Stoffe, ADPE), Versauerung von Boden und Wasser (AP), Ozonabbau (ODP), globale Erwärmung (GWP), Eutrophierung (EP), photochemische Ozonbildung (POCP), Humantoxizität, Ökotoxizität (Frischwasser), Ökotoxizität (marine Gewässer) und Ökotoxizität (terrestrisch).

Beschreibungen der Wirkungskategorien und der möglichen Auswirkungen auf die Umweltschutzgüter finden sich unter anderem in UBA (1999a), an dieser Stelle wird nur eine kurze Erläuterung gegeben. Unter dem **anthropogenen Treibhauseffekt** wird die Klimaerwärmung in Folge einer steigenden Konzentration von Treibhausgasen, vor allem Kohlenstoffdioxid, Methan und Lachgas in der Atmosphäre verstanden. Mögliche Klimafolgen sind der steigende Meeresspiegel, häufigere Extremwetterereignisse und Veränderungen in Temperatur und Niederschlagsmustern (UBA

1999b; IPCC 2018). Für die Charakterisierung wird das Global Warming Potential (GWP) erfasst, welches in CO₂-Äquivalenten (CO_{2eq}) angegeben wird. Da die Verweildauern der Gase unterschiedlich sind, sind die Äquivalenzfaktoren abhängig vom Zeitbezug; meist wird ein Zeitbezug von 100 Jahren gewählt (GWP 100). **Versauerung** meint die Erhöhung der Konzentration von H⁺-Ionen in Luft, Wasser und Boden. Insbesondere Schwefel- und Stickstoffverbindungen reagieren in der Atmosphäre zu Schwefel- und Salpetersäure, die als sogenannter „Saurer Regen“ Boden, Gewässer und Bauwerke schädigen. Beispielsweise werden in versauerten Böden Nährstoffe ausgewaschen und in Oberflächengewässern kann es zu Fischsterben kommen (UBA 1999b). Für die Charakterisierung wird das Versauerungspotenzial erfasst, das in SO₂-Äquivalenten angegeben wird. Unter **Eutrophierung** wird die Anreicherung von Nährstoffen, insbesondere von Nitrat und Phosphat, in Gewässern und im Boden verstanden. Diese kann eine starke Erhöhung der pflanzlichen Primärproduktion zur Folge haben, was letztlich zu einer deutlichen Sauerstoffzehrung in Gewässern führen kann (UBA 1999b). Für die Charakterisierung wird das Eutrophierungspotenzial erfasst, welches in PO₄³⁻-Äquivalenten angegeben wird. Der sogenannte **stratosphärische Ozonabbau** erfolgt in einer Höhe von etwa 25 bis 50 km. In dieser Höhe absorbiert die Ozonschicht einen Teil der ultravioletten Strahlung, die Lebewesen schädigen kann. Gase wie Fluorchlorkohlenwasserstoffe, Halone und Lachgas (N₂O) verlagern das natürliche Gleichgewicht ozonbildender und ozonabbauender Reaktionen, sodass sich die Dicke der Ozonschicht verringert (UBA 1999b). Für die Charakterisierung wird das Ozonzerstörungspotenzial (ODP) herangezogen, welches in Trichlorofluoromethan-(CFC-11)-Äquivalenten angegeben wird. Die sogenannte **photochemische Oxidation (Photosmog)** in den unteren Luftschichten führt zu einer Bildung von Ozon und anderen Photooxidantien, welche lebende Organismen, vor allem Pflanzen, schädigen. Verantwortlich für die Ozonbildung sind neben der Lichteinstrahlung, vor allem erhöhte NO₂-Konzentrationen und leicht flüchtige Kohlenwasserstoffe (UBA 1999b). Zur Charakterisierung wird das Ozonbildungspotenzial (POCP) erfasst, welches in Ethylen-Äquivalenten angegeben wird. Die **Verknappung abiotischer Ressourcen** wird nach CML anhand zweier Wirkungskategorien erfasst. Die Wirkungskategorie ADPF beschreibt das Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern (Einheit MJ). Die Wirkungskategorie ADPE beschreibt das Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen und beinhaltet alle nicht erneuerbaren, abiotischen stofflichen Ressourcen (außer fossile Energieträger). Das Potenzial wird in Antimon-(Sb)-Äquivalenten angegeben.

Für die Wirkungskategorien Humantoxizität und Ökotoxizität sind nach Einschätzung der Autor/innen die Unsicherheiten in den vorliegenden Inventardaten groß. Dies betrifft vor allem den Einsatz von Pestiziden in der Landwirtschaft. Hier wird aufgrund fehlender Informationen über die Art der Pestizide der Einsatz eines unspezifischen Pestizids angenommen. Die Bandbreite an möglichen Pestiziden und Bioziden, die in der Landwirtschaft in Deutschland zum Einsatz kommen, ist jedoch mit 753 zugelassenen Pflanzenschutzmitteln mit insgesamt 270 Wirkstoffen (im Jahr 2016) sehr groß. Über einen möglichen Eintrag von Schwermetallen im Zuge der Düngung und ihrem weiteren Verbleib bestehen ebenfalls Unsicherheiten, sodass auf eine Ausweisung der Ergebnisse der Wirkungskategorien Humantoxizität und Ökotoxizität in dieser Arbeit verzichtet wird – auch wenn durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im Biomasseanbau eine Beeinträchtigung der belebten Umwelt insgesamt und der menschlichen Gesundheit zu erwarten sind.

In dieser Arbeit wird auf die CML-Wirkungskategorien GWP, ADPF, ADPE, ODP, POCP, AP und EP eingegangen. Darüber hinaus sind **landnutzungsbezogene Wirkungskategorien** wichtige Aspekte bei der Erzeugung und Bereitstellung von Biomasse (Becker et al. 2018). Als Sachbilanzindikator wird daher die Flächenbelegung in (ha*a) ausgewiesen, das heißt die für die land- und forstwirtschaftliche Produktion benötigte Fläche, die nicht mehr für alternative Verwendungen wie Naturschutz oder Erholung zur Verfügung steht (Gärtner et al. 2013). Eine Bewertung landnut-

zungsbezogener Wirkungskategorien, die über die CML-Kategorien (z. B. Eutrophierung und Versauerung) hinausgehen, wie Schäden an der Biodiversität, der Bodenqualität oder einer Veränderung des Wasserhaushalts erfolgt in dieser Studie aufgrund fehlender standardisierter Methoden und einer fehlenden Regionalisierung nicht (vgl. Becker et al. 2018). Landnutzungsänderungen, die unter anderem Auswirkungen auf das GWP haben können, werden nicht in den Bilanzen berücksichtigt, da es sich den befragten Anlagenbetreibern und Landwirten zufolge bei den landwirtschaftlich genutzten Flächen nicht um „neu geschaffene“ Agrarflächen handelt. Fruchtfolgeeffekte werden aufgrund fehlender Informationen über die Fruchtfolgen ebenfalls ausgeklammert.

Die **Wassernutzung** kann ebenfalls ein wichtiger Aspekt bei der Biomasseerzeugung sein. In den vergangenen Jahren gab es diverse Vorschläge für die Erstellung von Wasserfußabdrücken und zur Integration der Wassernutzung in die Ökobilanzierung (z. B. Ridoutt und Pfister 2013; Hoekstra 2017; Boulay et al. 2018). Die Bilanzierung der Wassernutzung beschränkt sich in dieser Studie auf das sogenannte „Blaue Wasser“. Gemeint ist hiermit Wasser, das aus dem Grundwasser oder aus Oberflächenwasser entzogen wird und verdunstet, in ein Produkt eingearbeitet oder nicht wieder in den selben Wasserkörper zurückgeführt wird (Becker et al. 2018). Diese einfache Erfassung des Wasserverbrauchs erlaubt im Sinne der Screening-Ökobilanz eine erste Einschätzung, inwiefern dies ein relevanter Aspekt ist, der an anderer Stelle vertieft analysiert werden sollte.

Anschließend an die Wirkungsabschätzung erfolgt eine **Normierung** nach der CML-Methode, nach der die Werte zu den Wirkungskategorien dimensionslos vorliegen (Lundie 2013). Referenzgrößen sind jeweils die Gesamtemissionen innerhalb einer Wirkungskategorie in Europa im Jahr 2000 (EU25+3, 2000 nach CML-IA) (s. Tab. 2.1).

Tab. 2.1: Verwendetes Normierungs-Set

Quelle: Normierungsdaten basierend auf den Aufwendungen und Emissionen im Bezugsraum EU 25+3 für das Jahr 2000 nach CML-IA Version 3.5

Wirkungskategorie	Normierungsfaktor bezogen auf Emissionen EU 2000
ADPE, Potenzial für die Verknappung nicht-fossiler Ressourcen	1,66E-07
ADPF, Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern	2,85E-14
GWP, Treibhauspotenzial	1,92E-13
ODP, Ozonzerstörungspotenzial	9,8E-08
POCP, Ozonbildungspotenzial	5,78E-10
AP, Versauerungspotenzial	5,94E-11
EP, Eutrophierungspotenzial	5,4E-11

Durch die Normierung wird erkennbar, in welchen Wirkungskategorien die untersuchten Produkte und Produktsysteme besonders hohe Anteile im Verhältnis zu den im Bezugsraum insgesamt auftretenden Aufwendungen und Emissionen verursachen. Somit ist es möglich, einzuschätzen, welche Wirkungskategorien in den jeweiligen Wertschöpfungsketten aus Umweltperspektive besonders relevant sind. In der Ergebnisdarstellung wird jeweils zuerst auf die Ergebnisse nach Normierung eingegangen. Im Anschluss daran werden die Indikatorwerte vor Normierung ausgewiesen und die Ergebnisse für die relevanten Wirkungskategorien diskutiert.

3 Gärrestverwertung zur Gewinnung von Düngemitteln und Fasern

3.1 Ziel- und Untersuchungsrahmen

Die Ökobilanz bezieht sich auf ein zweistufiges Verfahren zur Aufbereitung von Gärresten aus der Biogaserzeugung, welches mehrere Produkte liefert. Dies sind aus der ersten Stufe ein stickstoffreiches Düngemittel sowie ein Kalkdünger und aus der zweiten Stufe getrocknete Gärrestfasern, die als Rohstoff zur Herstellung von Holzwerkstoffen (Span-/Faserplatten, Fußböden, Laminat) eingesetzt werden und dort Fasern aus Industrieholz oder Altholz ersetzen können.

In Deutschland gibt es aktuell knapp 12.000 Biogasanlagen (AEE 2018), die jährlich mindestens 82 Mio. Tonnen Gärreste (Feuchtmasse) liefern (Reinhold und Zorn 2015). Da die Gärreste wichtige Pflanzennährstoffe wie Stickstoff, Phosphor und Kalium enthalten, werden sie meist als Düngemittel auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgebracht (KTBL 2017). In landwirtschaftlichen Veredelungsregionen mit hoher Viehbesatzdichte bestehen jedoch häufig Nährstoff- und insbesondere Stickstoffüberschüsse. In diesen Regionen fällt mehr Stickstoff an als in der regionalen Landwirtschaft benötigt wird. Dies kann mit einer Überdüngung der landwirtschaftlichen Flächen sowie hohen Ammoniakemissionen und Nitratbelastungen der Oberflächengewässer einhergehen (Wüstholt et al. 2014). In Regionen mit großen Stickstoffüberschüssen können die tierischen Exkremente selbst und auch die Gärreste nicht in Gänze regional eingesetzt werden. Um die nährstoffreichen Frachten in Regionen mit Stickstoffbedarf zu transportieren, müssen teilweise große Entfernungen überwunden und hohe Kosten aufgewandt werden (Wüstholt et al. 2014). Manche Autor/innen sprechen in diesem Zusammenhang aufgrund der hohen Kosten sogar von einer Nährstoffentsorgung (Neumann 2005). Eine Strategie zum Umgang mit regionalen Stickstoffüberschüssen ist die Erhöhung der Transportwürdigkeit von stickstoffreichen Frachten wie Wirtschaftsdüngern und Gärresten. Vor diesem Hintergrund ist die Aufbereitung von Gärresten zur Volumenreduktion sowie gezielten Abtrennung und Konzentration von Nährstoffen interessant. Das untersuchte Verfahren ermöglicht eine solche Abtrennung und Konzentration von Stickstoff. Es ist gekoppelt an die Biogastechnologie und liefert in zwei Prozessschritten mehrere Produkte aus Biogas-Gärresten. Ein Teil des Gärrestes wird hierfür zunächst in eine Strippungsanlage und anschließend zu einer Trocknung geleitet (s. Abb. 3.1). Als Produkte aus der Strippung liegen eine Ammonium-Sulfat-Lösung (ASL), dies ist ein flüssiges stickstoff- und schwefelhaltiges Düngemittel, und Düngekalk vor. Nach der Trocknung liefert das Verfahren zudem getrocknete Gärrestfasern, die als Rohstoff zur Herstellung von Holzwerkstoffen eingesetzt werden können.

Ein Nutzen der ersten Stufe des Verfahrens besteht neben der Bereitstellung dieser drei Produkte darin, dass die mit einer Strippanlage ausgestattete Biogasanlage höhere Anteile stickstoffreicher Substrate (z. B. Hühnertrockenkot) verwerten kann, ohne die Prozessbiologie durch eine Ammoniakhemmung zu gefährden. Durch die Gärreststrippung wird kontinuierlich Ammonium beziehungsweise Ammoniak aus dem Fermentationsprozess ausgeschleust, der flüssige Teil des stickstoffreduzierten Gärrestes wird wieder zurück in den Fermenter geführt (Fechter und Kraume 2017).

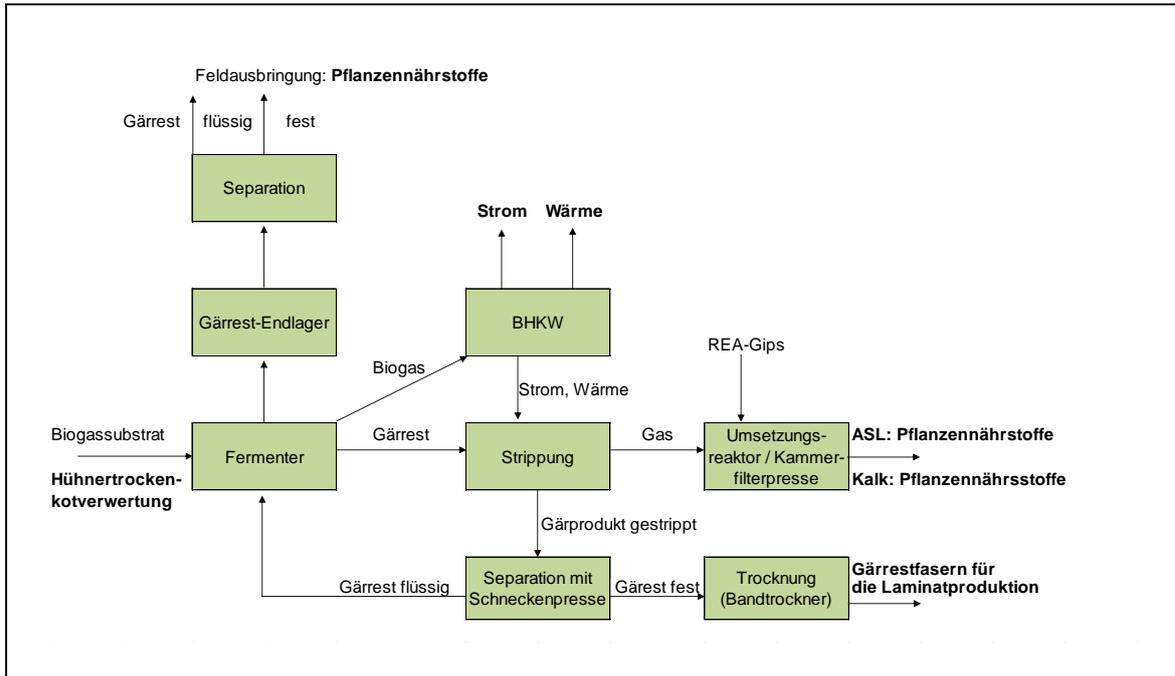


Abb. 3.1: Schematische Darstellung der Bereitstellung von Stickstoffdünger, Kalk und Gärrestfasern aus Gärresten der Biogasproduktion

Quelle: Eigene Darstellung

Die Biogaserträge von Hühner trockenkot sind im Vergleich zu anderen Wirtschaftsdüngern wie Rinder- oder Schweinegülle hoch (KTBL 2013), zugleich liegen die Preise für das Substrat deutlich unter den Preisen für Anbau-Biomasse wie Mais- oder Getreidesilage. Vor allem in Veredelungsregionen wie in Niedersachsen, wo mehr als 50 % des Geflügels in Deutschland gehalten werden (BLE 2018), fallen große Mengen an Wirtschaftsdünger und insbesondere an Hühner trockenkot an. Als Folge von Stickstoffüberschüssen müssen die Wirtschaftsdünger teilweise über längere Strecken transportiert werden, um auf den Feldern verwertet zu werden. Niedersachsen verfügt zudem über die höchste installierte Biogas-Leistung in Deutschland (Scheftelowitz et al. 2015), das heißt es fallen auch große Mengen an Gärresten an. Aus vornehmlich ökonomischen Gründen wird eine hofnahe Ausbringung der Gärreste empfohlen (Kornatz et al. 2014), was in solchen Regionen kaum umsetzbar ist. Die Abtrennung und Aufkonzentration des Stickstoffs im Zuge der Gärrestverwertung soll daher einen effizienteren Transport über längere Strecken ermöglichen. Das Verfahren zur Gärrestverwertung gestattet somit eine Verwertung von Hühner trockenkot, die unter Umständen umweltschonender ist, als die direkte Ausbringung auf die Felder.

Das Verfahren ist ein gutes Beispiel für eine Koppel- und Kaskadennutzung von Biomasse. Nach einer energetischen Nutzung der Biomasse für die Biogasbereitstellung, findet eine stoffliche Nutzung der Nährstoffe und der Gärrestfasern in Form von Holzwerkstoffen statt, als letzte Lebenszyklusphase kann wieder eine energetische Nutzung durch Verbrennung anschließen.

Für das zweistufige Verfahren zur Düngemittelauskopplung und Fasergewinnung existiert eine Pilotanlage, die an eine seit 1999 bestehende Biogasanlage angedockt ist. Das gesamte Produktsystem besteht neben dem Fermenter und der Strippanlage und Fasergewinnungsanlage aus einem Blockheizkraftwerk (BHKW), das zugleich die für die Verfahren erforderliche Wärme und Elektrizität liefert. Die in der Ökobilanz berücksichtigten Stoff- und Energieströme beziehen sich auf das gesamte Produktsystem. An dieser Biogasanlage wurden und werden die Einzelkomponenten und

das Gesamtsystem des Verfahrens im Rahmen mehrerer, aufeinander aufbauender F+E-Projekte im Praxismaßstab erprobt, weiterentwickelt und sukzessive erweitert (nova-Institut 2015; Fechter und Kraume 2017; Herbes et al. 2017). So existierte zunächst nur die Strippungsanlage, die ASL und Kalk bereitstellte. Die Trocknungsanlage zur Gewinnung der Gärrestfasern wurde später hinzugebaut. Die für die Ökobilanzierung verwendeten Daten beziehen sich vornehmlich auf diese Biogasanlage, das BHKW und die Pilotanlage für Strippung und Fasergewinnung. Darüber hinaus wurden einige Angaben aus der Literatur sowie Hintergrunddatensätze aus Ecoinvent herangezogen, um Datenlücken zu schließen. Eine Dokumentation des Data Quality Assessments (DQA) findet sich in Kapitel 3.2.10 und im Anhang.

Wie bereits in Kapitel 2 beschrieben, handelt es sich um eine **Screening-Ökobilanz**. Die Bilanz soll aufzeigen, 1) wie die Umweltwirkungen des gesamten Produktsystems bestehend aus Biogasanlage, BHKW, Strippung und Fasergewinnung zur Bereitstellung der genannten Produkte im Vergleich zu einem Referenzsystem bestehend aus einer Biogasanlage und einem BHKW ohne Strippung und Fasergewinnung sowie den Herstellungsprozessen der substituierten Produkte (mineralische Stickstoffdünger, Kalk, Fasern aus Industrieholz) zu bewerten sind und 2) inwiefern und unter welchen Rahmenbedingungen ökologische Vorteile zu erwarten sind. Darüber hinaus soll 3) beantwortet werden, welche Prozessschritte und Wirkungskategorien aus ökologischer Perspektive besonders relevant sind und worauf bei einer breiteren Anwendung dieses Verfahrens geachtet werden sollte, um negative Umweltwirkungen zu vermeiden beziehungsweise zu minimieren. Um diese Fragen zu beantworten, werden verschiedene **Szenarien** untersucht.

Drei **Base Case-Szenarien** beziehen sich zunächst auf die aktuelle Betriebsweise und die gemessenen Input- und Output-Flüsse an der Pilotanlage. Dies beinhaltet beispielsweise den Substratinput in die Biogasanlage aus dem Jahr 2016 und die jeweilige Ausbeute an Strom, ASL und Kalk (inklusive der Nährstoffgehalte), an Gärrestfasern sowie den externen Wärmenutzungsgrad der durch das BHKW bereitgestellten Wärme. Als methodischer Ansatz zum Umgang mit Multi-Output-Systemen kommt in diesen Szenarien die Nutzenkorbmethode als eine Methode der Systemerweiterung zum Einsatz. An verschiedenen Stellen fließen mit Unsicherheit behaftete Parameter in die Modellrechnung ein. Dies betrifft zum Beispiel die Höhe der Emissionen bei der Hühnertrockenkotlagerung und -ausbringung. In das Base-Case-Szenario mit mittleren Aufwendungen (Mid-Szenario) fließen Werte ein, die auf Basis einer Literaturrecherche als am passendsten beurteilt wurden. In einem weiteren Schritt wurden für ausgewählte Input-Parameter der Modellrechnung Min- und Max-Werte gewählt, die in die Berechnung der Ergebniswerte für die Wirkungskategorien Eingang fanden und damit zwei weitere Szenarien für den Base Case (Min- und Max-Szenario) bilden. Eine ausführliche Dokumentation der Literaturrecherche und der daraus gefolgerten Mid-, Min- und Max-Werte findet sich in Kapitel 3.2. Ein weiteres Szenario löst sich von der betrachteten Pilotanlage und modelliert das gleiche System bei einem externen Wärmenutzungsgrad von 100 %, da bei vielen Biogasanlagen in Deutschland die erzeugte Wärme bereits genutzt wird (Szenario „**100 % externe Wärmenutzung**“). Dieses Szenario erlaubt eine Einschätzung, unter welchen Standortbedingungen das Verfahren sinnvollerweise eingesetzt werden sollte. Außerdem wird ein Szenario mit **ökonomischer Allokation** anstelle der Systemerweiterung berechnet und vorgestellt.

Das Vorgehen bei der **Systemerweiterung** erfolgt nach der Nutzenkorbmethode. Dieser Ansatz ist insbesondere dann geeignet, wenn es sich um komplexe Produktsysteme mit mehreren unterschiedlichen Nutzen handelt. Für jeden Nutzen, den das betrachtete System erfüllt, wird ein Referenzsystem gewählt, das einen äquivalenten Nutzen erbringt. Es entstehen auf diese Weise zwei Nutzenkörbe mit äquivalenten Nutzen. Die **funktionelle Einheit** ist diesem Ansatz entsprechend der gesamte Nutzenkorb der beiden Systeme – betrachtet über ein Jahr.

Die Biogasanlage des betrachteten Produktsystems erfüllt den Nutzen, Biogas und durch das angedockte BHKW letztlich Strom und Wärme zu erzeugen. Hierfür steht ein durch die bauliche Struktur bestimmtes Fermentervolumen zur Verfügung. Im betrachteten Produktsystem mit Gärrestverwertung wird neben Mais-, Getreide- und Grassilage Hühnertrockenkot als Substrat eingesetzt. Nur durch den Entzug von Stickstoff durch die Strippung ist der Einsatz größerer Mengen von Hühnertrockenkot möglich, ohne dass eine Ammoniakhemmung im Fermenter auftritt. Entfällt die Strippung, so muss ein anderes Substrat eingesetzt werden. Das **Referenzsystem** besteht demnach aus einer Biogasanlage der gleichen Größe, jedoch mit einem abweichenden Substratmix (mehr Mais-, Gras- und Getreidesilage anstelle von Hühnertrockenkot), einem der Substratzusammensetzung entsprechenden Biogasertrag und einer dem Biogasertrag entsprechenden Strom- und Wärmebereitstellung. Neben Strom und Wärme erbringt das Produktsystem mit Gärrestverwertung die Nutzen Verwertung von Hühnertrockenkot, da dieser ansonsten anderweitig verwertet oder entsorgt werden muss, die Bereitstellung von Pflanzennährstoffen aus Gärresten, ASL und Kalk sowie die Bereitstellung von Fasern für die Herstellung von Holzwerkstoffen. Die Nutzen der beiden Systeme, bestehend aus Biogasanlage und BHKW sowie im Untersuchungsfall aus der Anlage zur Gärrestverwertung, sind im Folgenden beschrieben und in Abb. 3.2 aufgeführt:

1) **Strom- und Wärmebereitstellung**

Beide Systeme liefern Strom und Wärme aus dem BHKW. Da die Eigenbedarfe jedoch im Produktsystem mit Gärrestverwertung höher sind, steht eine geringere Menge Strom und Wärme für die externe Nutzung zur Verfügung. Um Nutzenäquivalenz herzustellen, wird dem Produktsystem mit Gärrestverwertung die Strom- und Wärmedifferenz in Form des deutschen Strommix und einer gasbasierten Wärmebereitstellung hinzugefügt (s. Kapitel 3.2.7).

2) **Verwertung von Hühnertrockenkot**

In beiden Systemen muss der Hühnertrockenkot aus der Geflügelwirtschaft verwertet beziehungsweise entsorgt werden. Im Produktsystem mit Gärrestverwertung wird Hühnertrockenkot als Substrat in der Biogasanlage eingesetzt. Darüber hinaus werden Mais-, Getreide- und Grassilage sowie eine sehr geringe Menge an Getreidekorn als Substrate eingesetzt. Im Referenzsystem erfolgt eine Lagerung und direkte Feldausbringung des Hühnertrockenkots. In diesem Zusammenhang treten Lagerungs- und Feldemissionen auf, die in der Ökobilanz berücksichtigt werden. Darüber hinaus wird in der Referenzbiogasanlage mehr Mais-, Getreide- und Grassilage eingesetzt, da der Hühnertrockenkot als Substrat fehlt.

3) **Bereitstellung von Pflanzennährstoffen**

Beide Systeme liefern in unterschiedlichem Umfang Pflanzennährstoffe. Das Produktsystem mit Gärrestverwertung stellt Pflanzennährstoffe in Form von ASL, Kalk und der nach der Separation verbleibenden Gärreste bereit. Das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung liefert Pflanzennährstoffe in Form von Hühnertrockenkot und Gärresten der Referenz-Biogasanlage. Der Nutzen aus der Bereitstellung von Pflanzennährstoffen ergibt sich aus den jeweiligen Gehalten an $\text{NH}_4\text{-N}$ und N_{org} , P_2O_5 und K_2O . Die Nutzenäquivalenz wird hergestellt, indem die Differenz zwischen den Summen der jeweiligen Nährstoffe dem System mit den geringeren Werten in Form von mineralischen Düngemitteln zugerechnet wird.

4) **Bereitstellung von Fasern für die Herstellung von Holzwerkstoffen**

Diesen Nutzen erfüllt zunächst nur das Produktsystem mit Gärrestverwertung inklusive Fasererzeugung. Um Nutzenäquivalenz herzustellen, wird dem System ohne Gärrestverwertung die Bereitstellung von Fasern aus Industrieholz für die Herstellung von Holzwerkstoffen hinzugefügt. Eine Beschreibung der Auswahl des Referenzproduktes findet sich in Kapitel 3.2.8.

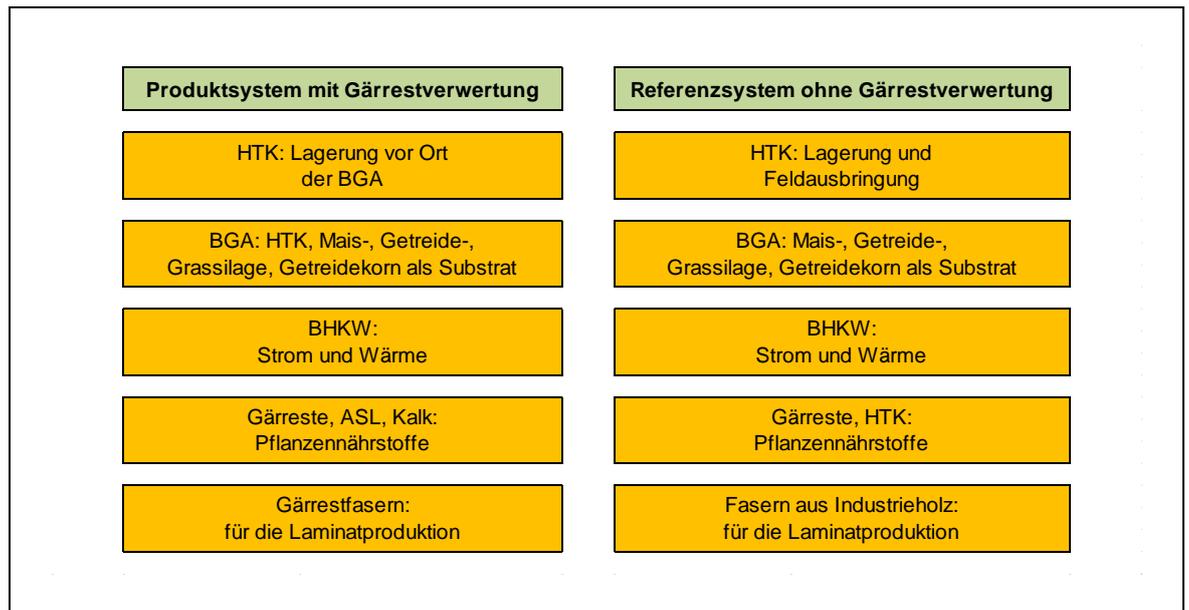


Abb. 3.2: Schematische Darstellung des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems ohne Gärrestverwertung

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Abkürzungen s. Abkürzungsverzeichnis

Die Systemgrenzen des Produktsystems mit Gärrestverwertung umfassen demnach:

- Innerhalb der Systemgrenzen liegt die Bereitstellung der Anbau-Biomasse als Substrat für die Biogaserzeugung (Mais-, Getreide- und Grassilage) inklusive den Aufwendungen an Pestiziden und mineralischen Düngemitteln (Vorketten entsprechend der Sekundärdaten aus Ecoinvent), den Feldemissionen und den Emissionen aus dem Maschineneinsatz, sowie den NO_x -Emissionen aus den Silageverlusten. Die Silageverluste werden zudem in der Form berücksichtigt, dass entsprechend der Verluste mehr Anbau-Biomasse erforderlich ist als in der Biogasanlage letztlich eingesetzt wird. Die CO_2 -Aufnahme wird in dieser Wertschöpfungskette nicht ausgewiesen, da keine langfristige Bindung des CO_2 erfolgt. Fruchtfolgeeffekte werden ebenfalls nicht erfasst. Teil der Substratbereitstellung ist auch der Transport der Anbau-Biomasse und des Hühnertrockenkots zur Biogasanlage mittels LKW.
- Berücksichtigt wird die Bereitstellung der Anlagen selbst (Biogasanlage, BHKW, Anlagen zur Strippung und Fasergewinnung), die Aufwendungen für den Betrieb der Anlagen (z. B. Strom, Materialien) sowie die Emissionen aus dem Betrieb der Anlagen (diffuse Gasverluste der Biogasanlage, der Gärrestlagerung und des BHKW sowie die Emissionen aus der Verbrennung). Die biogenen CO_2 -Emissionen aus der Biogasverbrennung werden als nicht GWP-relevant gewertet. Die Differenz der Strombilanz zwischen dem Produktsystem mit Gärrestverwertung und dem Referenzsystem wird über den deutschen Strommix dem Verfahren mit geringerer Strombereitstellung zugerechnet.
- Innerhalb der Systemgrenzen liegen die Emissionen aus der Gärrestlagerung und -ausbringung sowie der Hühnertrockenkotlagerung und -ausbringung (die Ausbringung von Hühnertrockenkot ist nur beim Referenzsystem Teil der Ökobilanz). Die Betrachtung dieser Emissionen beschränkt sich auf Methan, Ammoniak und Lachgas. Berücksichtigt ist auch der Transport der nährstoffreichen Frachten (Gärreste, ASL, Kalkdünger) zum Einsatzort

(landwirtschaftliche Flächen zur Feldausbringung). Die Differenz der Nährstoffbilanz zwischen Produktsystem mit Gärrestverwertung und Referenzsystem wird über mineralische Düngemittel dem Verfahren mit geringerer Nährstoffbereitstellung zugerechnet (die Nährstoffbilanz beschränkt sich auf N, P₂O₅, K₂O und CaO).

- Beim Referenzsystem ohne Gärrestverwertung kommt zur Herstellung der Nutzenäquivalenz die Herstellung von Fasern aus Industrieholz hinzu.

Eine schematische Darstellung der Systemgrenzen und der berücksichtigten Prozesse, Aufwendungen und Emissionen für das Produktsystem mit Gärrestverwertung findet sich in Abb. 3.3.

Die Ökobilanzierung endet mit der Bereitstellung der getrockneten Gärrestfasern. Es handelt sich somit um einen Cradle-to-Gate-Ansatz. Ein Grund hierfür ist, dass für die nachgelagerten Prozessschritte (z. B. die Laminatherstellung) Primärdaten fehlen. Unterschiede zwischen den Gärrestfasern und den substituierten Fasern aus Industrieholz, die gegebenenfalls Auswirkungen auf die Herstellung oder auch mögliche Emissionen bei der Verbrennung im EoL-Prozess haben können, sind nicht hinreichend bekannt. Es existieren somit Unsicherheiten bezüglich der nachgelagerten Prozesse sowie bezüglich der Endprodukteigenschaften. Im konkreten Fall der Gärrestfasern deuten die vorliegenden Informationen allerdings daraufhin, dass die weiteren Prozessschritte und die damit verbundenen potenziellen Umweltwirkungen beider Produkte gleich sind, sodass sich die Laminatherstellung nicht signifikant ändert. Bezüglich der Produkteigenschaften sind ebenfalls keine Unterschiede, beispielsweise in der Nutzungsdauer, zu erwarten (s. Kapitel 3.2.8).

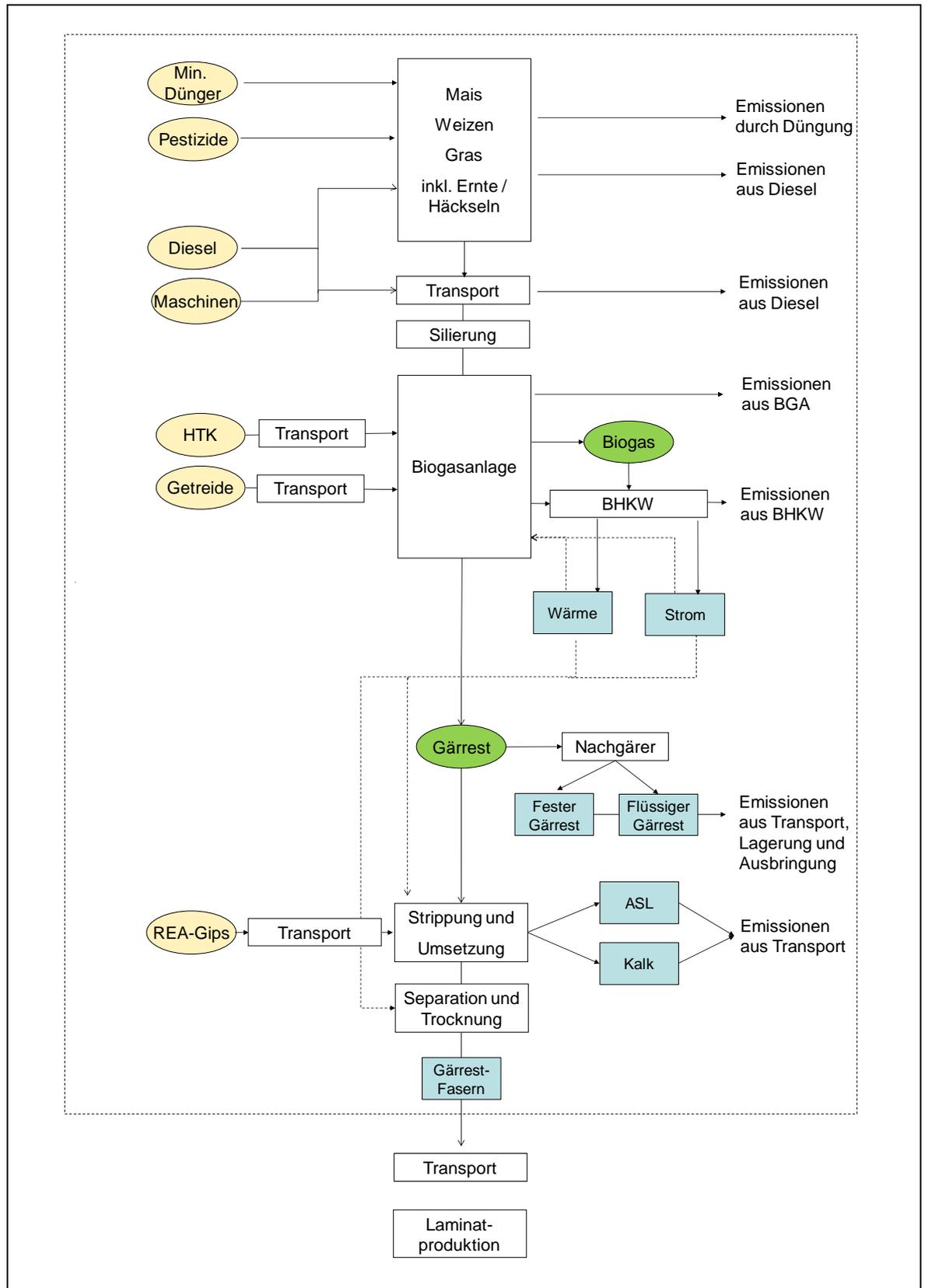


Abb. 3.3: Schematische Darstellung der berücksichtigten Prozesse, Aufwendungen und Emissionen für das Produktsystem mit Gärrestverwertung

Quelle: Eigene Darstellung

Erläuterung: Die gestrichelte Linie kennzeichnet die Systemgrenze, eine Erläuterung der Abkürzungen findet sich im Abkürzungsverzeichnis

3.2 Sachbilanz

3.2.1 Fermentation

Biogas entsteht im Fermenter durch mikrobiellen Abbau von organischer Substanz unter anaeroben Bedingungen. Zahlreiche Energiepflanzen und Reststoffe kommen als Substrate für Biogasanlagen in Frage. Die in Deutschland am häufigsten eingesetzten Substrate sind tierische Exkremente, insbesondere Rinder- und Schweinegülle, und nachwachsende Rohstoffe, vor allem Mais-, Getreide- und Grassilage von Dauergrünlandflächen (FNR 2017). Hühnertrockenkot erreicht im Vergleich zu anderen Exkrementen wie Rinder- oder Schweinegülle hohe Biogas- und Methanerträge, die im Bereich der Erträge von nachwachsenden Rohstoffen liegen (s. Tab. 3.1).

Tab. 3.1: Biogas- und Methanerträge der berücksichtigten Substrate

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung nach Daten des Anlagebetreibers (Biogaserträge), KTBL (2013) und LFL Bayern (2018) (Methanerträge in %)

Substrat	Biogasertrag [Nm ³ /t FM]	Methangehalt [%]	Methanertrag [Nm ³ /t FM]
Mais-GPS	214	52	111
Gras-GPS	141	53	75
Getreide-GPS (Roggen)	113	53	60
Getreidemehl	583	55	321
Hühnertrockenkot	158	55	87

Geflügelmist stellt aufgrund der vergleichsweise hohen Methanerträge ein interessantes Substrat für Biogasanlagenbetreiber dar. Allerdings besteht aufgrund des hohen Ammoniumgehalts im Hühnertrockenkot die Gefahr einer Ammoniakhemmung im Fermenter. Der hohe Schwefelgehalt kann ebenfalls ein Problem darstellen, da der Schwefelwasserstoffgehalt im Biogas mit steigendem Schwefelgehalt im Input zunimmt (Neumann 2011). Im Fermenter sollte der NH₄-N-Gehalt nicht über 4 mg/L liegen (KTBL (2006a) zitiert in nova-Institut (2015)), was den Einsatz von Hühnertrockenkot als Substrat in Biogasanlagen begrenzt. Die Strippung im Zuge der Gärrestverwertung ermöglicht eine Regulierung des Stickstoffgehalts im Gärprozess, sodass insgesamt eine hohe Flexibilität der Biogasanlage im Hinblick auf den Substratinput besteht und auch mehr Hühnertrockenkot eingesetzt werden kann (nova-Institut 2015). In der Ökobilanz wird der tatsächliche Substratinput der betrachteten Biogasanlage für das Referenzjahr 2016 berücksichtigt (s. Tab. 3.2).

In der Referenzbiogasanlage, die ohne Gärrestverwertung betrieben wird, wird wegen der Problematik der Ammoniakhemmung angenommen, dass kein Hühnertrockenkot eingesetzt wird. Stattdessen wird eine größere Masse an Silage aus nachwachsenden Rohstoffen bei gleichbleibender prozentualer Verteilung der Substrate Mais, Gras und Getreide innerhalb des silierten Substrats und gleichbleibender Gesamtmasse an Substraten unterstellt. Laut Biogasanlagenbetreiber schwanken die jährlich eingesetzten Mengen der unterschiedlichen Substrate aufgrund der großen

Flexibilität der Biogasanlage in Abhängigkeit von der aktuellen Verfügbarkeit und den Kosten der jeweiligen Substrate, sodass die hier verwendeten Zahlen beispielhaft gelten.

Tab. 3.2: Substrateinsatz in der Biogasanlage mit und ohne Gärrestverwertung

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung nach ¹⁾ Angaben des Anlagenbetreibers für die Biogasanlage mit Gärrestverwertung und ²⁾ Eigene Annahme und Berechnung basierend auf dem Fermentervolumen der betrachteten Biogasanlage

Substrat	Biogasanlage mit Gärrestverwertung [t FM/a] ¹⁾	Biogasanlage ohne Gärrestverwertung [t FM/a] ²⁾
Mais-GPS	56.100	76.105
Gras-GPS	10.970	14.882
Getreide-GPS	7.525	10.208
Getreidemehl	1.500	1.500
Hühnertrockenkot	26.600	
GESAMT	102.695	102.695

Mit den in den in Tab. 3.1 und Tab. 3.2 aufgeführten Kennzahlen ergeben sich theoretische Methanerträge von 10,3 Mio. Nm³ Methan für das Produktsystem mit Gärrestverwertung und 10,6 Mio. Nm³ Methan für das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung. Die Biogasanlage, an die die Pilotanlage der Gärrestverwertung angedockt ist, produzierte real im Jahr 2016 19,6 Mio. Nm³ Biogas (ca. 10,4 Mio. Nm³ Methan). Die Abweichung zu den theoretisch berechneten Methanerträgen beträgt somit etwa 1 %, was darauf hindeutet, dass der Einsatz des Hühnertrockenkots mit geringem C/N-Verhältnis die Biogaserträge der Anlage mit Gärrestverwertung nicht mindert. Für die Ökobilanzierung wird der aus dem tatsächlichen Biogasertrag abgeleitete Methanertrag von 10,4 Mio. Nm³ Methan für das Produktsystem mit Gärrestverwertung verwendet, für das Referenzsystem der theoretisch berechnete Methanertrag von 10,6 Mio. Nm³ Methan.

In allen gasführenden Teilen der Biogasanlage sind diffuse Gasverluste zu erwarten (Hänel et al. 2018). Beispielsweise kann Methan an Fermentern und Nachgärern durch die Tragluftdächer entweichen (Geldermann et al. 2012). In dieser Studie werden die Methanemissionen mit 1,5 % der gesamten Methanausbeute inklusive der Emissionen aus der Gärrestlagerung angesetzt. Als Minimum und Maximum werden Werte von 1,0 % beziehungsweise 2,0 % unterstellt. Diese Bandbreite spiegelt Angaben aus der Fachliteratur wider (Geldermann et al. 2012; Hänel et al. 2018). Ergebnisse eines Literaturvergleichs zum Thema diffuse Methanverluste finden sich in Geldermann et al. (2012). Höhere Methanemissionen von bis zu 20 % sind bei Biogasanlagen mit offenem Gärrestlager zu erwarten (Geldermann et al. 2012). Da an der untersuchten Anlage eine gasdichte Lagerung vorliegt, sind Emissionen in dieser Höhe nicht zu erwarten. Bei einer gasdichten Lagerung kann von Methanemissionen in einer Höhe von 0,1 % der Methanausbeute ausgegangen werden (IFEU 2008a), für die angenommen wird, dass sie bereits in den diffusen Methanemissionen der gesamten Biogasanlage enthalten sind (s. Kapitel 3.2.4).

Der Eigenstrombedarf von Bestandsbiogasanlagen liegt einer Betreiberbefragung des Deutschen Biomasseforschungszentrum (DBFZ) zufolge im Mittel aller Leistungsklassen bei 7,6 % der in den Biogasanlagen erzeugten Strommenge (Scheftelowitz et al. 2015). Im Referenzjahr 2016 lag der Eigenstrombedarf der Beispielanlage bei 5,2 %. Dieser Wert wird für beide Anlagen (mit und ohne Gärrestverwertung) gleichermaßen übernommen. Der mittlere Eigenwärmebedarf von Biogasanlagen liegt nach der Betreiberbefragung des DBFZ im Mittel aller Leistungsklassen bei 27 % der durch das angedockte BHKW aus Biogas produzierten Wärmemenge (Scheftelowitz et al. 2015). Im Referenzjahr 2016 lag der Eigenwärmebedarf der untersuchten Biogasanlage bei 11,1 %. Laut Scheftelowitz et al. (2015) ist der Eigenwärmeanteil abhängig von der Größenklasse und dem Substrateinsatz, wobei der Eigenwärmebedarf umso größer ist, je höher der Anteil an Gülle und je kleiner die Anlage ist. Fehlender Gülleeinsatz und die Größe der Anlage können Erklärungen für den vergleichsweise geringen Eigenwärmebedarf sein. Der Wert von 11,1 % wird für beide Anlagen (mit und ohne Gärrestverwertung) gleichermaßen übernommen. Das Verfahren zur Gärrestverwertung benötigt darüber hinaus einen zusätzlichen Elektrizitäts- und Wärmeinput (s. Kapitel 3.2.3).

3.2.2 Bereitstellung der Substrate

3.2.2.1 Bereitstellung der nachwachsenden Rohstoffe

Die Inputdaten für den Energiepflanzenanbau basieren auf Planungsdaten der „Leistungs-Kostenrechnung“ des KTBL (2018). Es werden jeweils konventionelle Anbau- und Erntesysteme und eine Schlaggröße von 20 ha unterstellt:

- Mais – Silomais (Biogasproduktion), nichtwendend, Kreiseleggen, Saat, konventionell / integriert, Schlaggröße 20 ha, Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden
- Winterroggen – Ganzpflanzensilage (Biogasproduktion), nichtwendend, Kreiseleggensaat, konventionell / integriert, Schlaggröße 20 ha, Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden
- Dauergrünland (Biogasproduktion), Häcksler, konventionell / integriert, Schlaggröße 20 ha, Ertragsniveau mittel, mittlerer Boden

Die online zur Verfügung gestellten Datensätze enthalten Daten zu den Erträgen, Trockenmassegehalten, den erforderlichen Mengen an Saatgut, den Düngemittelbedarfen, den Wasserverbräuchen, den Arbeitskraftstunden (AKh) und den Dieselbedarfen. Von der Bodenprobe, dem Säen, Düngen, Ernten bis zum Häckseln werden alle Arbeitsschritte berücksichtigt und die jeweiligen Dieselbedarfe angegeben. Die erzielbaren Erträge und Aufwendungen hängen in hohem Maße von den Standortbedingungen und der Bewirtschaftungsform ab. Um den Einfluss unterschiedlicher Ertragsniveaus abzubilden, wurden im Rahmen einer Parametervariation die mittleren Ertragswerte um +/- 20 % variiert. Diese Werte fanden Eingang in die Min- und Max-Szenarien des Produktsystems mit Gärrestverwertung und das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung.

Die Luftemissionen aus der Dieselerbrennung lassen sich mit Hilfe von Angaben zur Traktornutzung aus der Non-road-Datenbank des Schweizer Bundesamtes für Umwelt bestimmen.¹ Hinzu kommt die Bereitstellung der verwendeten Landmaschinen, die der Ecoinvent Datenbank entnommen sind (tractor, production / CH). Unterstellt wird eine Lebensdauer des Traktors für den Anbau

¹ Siehe <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/luft/zustand/non-road-datenbank.html>

in Höhe von 7.000 Stunden und ein Gewicht von 3.000 kg. Mit Hilfe der Arbeitskraftstunden lässt sich der anteilige Einsatz der Traktoren für die Bereitstellung der Substrate ermitteln.

Die erzielten Ernteerträge sind wichtige Parameter für die ökologische Bewertung der Biomassebereitstellung. Mais, Getreide und Gras werden in Form von Ganzpflanzensilage (GPS) als Substrat für die Biogasproduktion eingesetzt, das heißt die gesamte Pflanze wird geerntet. Mais und Getreide weisen verhältnismäßig hohe hektarbezogene Erträge auf (s. Tab. 3.3). Bei der Erzeugung der Grassilage gibt es in der intensiven Landwirtschaft die Möglichkeit Grassilage mittels ein- oder mehrjähriger Ackernutzung oder über die Nutzung von Dauergrünlandflächen bereit zu stellen (KTBL 2013). Für die Bilanzierung wird die Bereitstellung von Gras auf Dauergrünlandflächen unterstellt. Die Intensität der Grünlandnutzung, das heißt die Anzahl der Schnitte pro Jahr, hat bei Dauergrünland einen erheblichen Einfluss auf die Spanne der insgesamt möglichen Erträge. Die typische Anzahl an Schnitten bei intensiver Nutzung liegt zwischen drei und fünf Ernten pro Jahr. Das verwendete Produktionssystem Dauergrünland (Biogasproduktion) sieht eine vierschnittige Mahd vor, die insgesamt bei mittlerem Ertragsniveau zu einem Jahresertrag von 29 t FM/ha führt.

Tab. 3.3: Erträge und Düngemittelbedarf berechnet für Entzugsdüngung

Quelle: Eigene Darstellung nach KTBL (2013), DüV (2017) und LWK Niedersachsen (2017a; 2017b; 2018)

Substrat	Ertrag [t FM/ha]	TM-Gehalt [%]	N- Dünger [kg N/ha]	P ₂ O ₅ - Dünger [kg/ha]	K ₂ O- Dünger [kg/ha]
Mais-GPS	50,0	35	166	105	220
Getreide-GPS	40,0	35	130	65	120
Gras-GPS	28,6	35	235	90	255

Ein weiterer wichtiger Input in der Substratbereitstellung sind die Düngemittel. Die Düngemittelverordnung (DüV 2017) regelt die gute fachliche Praxis beim Einsatz von Düngemitteln. Die DüV stellt Stickstoffbedarfswerte für die in dieser Studie berücksichtigten Ackerkulturen in Abhängigkeit vom Ertragsniveau zur Verfügung und enthält Vorgaben für Zu- und Abschläge bei Ertragsdifferenzen, die passend zu den Erträgen aus den verwendeten KTBL-Datensätzen angerechnet wurden. Zudem soll laut DüV die im Boden verfügbare Stickstoffmenge berücksichtigt werden. Für diesen Schritt wurde auf verschiedene Dokumentationen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen zurückgegriffen, die Angaben zu N_{Min}-Gehalten in typischen Böden Niedersachsens, Empfehlungen zur Grunddüngung inklusive Angaben zur Phosphor- und Kaliumdüngung für verschiedene Ackerkulturen sowie für Dauergrünland enthalten (LWK Niedersachsen 2017a; LWK Niedersachsen 2017b; LWK Niedersachsen 2018). Die in Tab. 3.3 dargestellten Werte basieren auf den Angaben zu leichten Lehmböden und den N_{Min}-Gehalten in einer Bodentiefe von 0 – 90 cm.

In der Bilanzierung wird eine Düngung durch mineralische Düngemittel unterstellt. Für die Herstellung der Düngemittel werden generische Datensätze aus Ecoinvent übernommen (Nitrogen fertiliser, as N {RER} | calcium ammonium nitrate production | Cut-off; Phosphate fertiliser, as P₂O₅ {RER} | single superphosphate production | Cut-off; Potassium chloride, as K₂O {RER} | potassium

chloride production | Cut-off). Es handelt sich um Datensätze beziehungsweise Herstellungsprozesse, die sich auf den Europäischen Raum beziehen und die den in Ecoinvent enthaltenen Datensätzen zufolge hohe Anteile im globalen Marktvolumen an mineralischen Düngemitteln aufweisen. Im Vergleich zu anderen in Ecoinvent verfügbaren Datensätzen gehen sie mit vergleichsweise hohen Umweltwirkungen einher, was dazu führt, dass dem Referenzsystem mit einem größeren Bedarf an Anbau-Biomasse im Prozessschritt Substratbereitstellung größere Lasten zugewiesen werden. Als Transportdistanz für die Düngemittel zwischen Produktions- und Einsatzort werden 100 km unterstellt. Der Einsatz von Düngemitteln ist eine relevante Emissionsquelle, da ein Teil der aufgetragenen Stickstoffmenge in Form von Lachgas (N_2O), Ammoniak (NH_3) und Stickoxiden (NO_x) emittiert sowie Phosphor und Stickstoff teilweise aus dem Boden in das Grundwasser oder von seiner Oberfläche in Gewässer eingetragen werden. Es gibt verschiedene Ansätze für Modellrechnungen, mit denen die relevanten Emissionen ermittelt werden können. Eine sehr wichtige Variable für die Berechnung der Emissionen sind die elementaren Düngermengen. Zur Berechnung der Emissionen kommen in dieser Arbeit die in Nemecek und Schnetzer (2012) dargestellten Formeln zum Einsatz (s. Anhang, Kapitel A). Als Wurzeltiefe wurde für Mais 1,5 m, für Getreide 1,2 m und für Gras 0,3 m unterstellt, als Tongehalt im Boden basierend auf ESDAC (2015) ein Wert von 15 % und als jährlicher Niederschlag die durchschnittliche Niederschlagsmenge in Deutschland zwischen 1981 - 2010 von 817 mm/a (DWD 2018). Bezüglich der Feldemissionen zeigen Studien und Messungen, dass in der Realität teilweise sehr große Bandbreiten vorliegen. Eine Literaturliteraturauswertung zu den N_2O -Emissionen findet sich unter anderem in Dunkelberg und Aretz (2013).

Als Ergebnis für die Nitratauswaschung intensiv genutzter Grünlandflächen ergeben sich mit dem von Nemecek und Schnetzer (2012) vorgestellten SQCB- NO_3 -Modell unter Berücksichtigung der vorab aufgeführten Düngemittelgaben N-Frachten von ca. 100 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ pro Hektar und Jahr. Dieser Wert erscheint vor dem Hintergrund einer Literaturliteraturauswertung als zu hoch. Voigtländer (1978) dokumentieren bei gleicher N-Düngung eine N-Auswaschung unter Grünland von nur 13 kg N pro Hektar und Jahr. Svoboda et al. (2009) stellen Messungen zur Nitratauswaschung unter Grünland in Abhängigkeit des N-Inputs vor. Die gemessene Nitratfracht liegt selbst bei höheren N-Inputs von 400 kg N pro Hektar unter 15 kg N pro Hektar und Jahr. Den potenziellen Austrag in nicht gemessenen Wochen beziffern die Autor/innen auf weniger als 30 kg N pro Hektar und Jahr. Bunne et al. (2015) ermittelten basierend auf Feldversuchen für Grünland Nitratfrachten von nur 2,5 kg N pro Hektar und Jahr, wobei die Menge an zugeführtem Stickstoff keinen statistisch signifikanten Einfluss zeigt. Auch Herrmann et al. (2012) zufolge liegen die N-Frachten unter Grünland bei weniger als 5 kg N pro Hektar und Jahr. Aus diesem Grund wird in der Ökobilanz anstelle der berechneten Werte eine Nitratfracht von 30 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ pro Hektar und Jahr für intensiv genutztes Grünland unterstellt. Dies entspricht auch Werten, die Nemecek (2012) als Update der Agrardaten in Ecoinvent V3 für Grünland präsentierte. Die für Mais und Getreide mit dem SQCB- NO_3 -Modell errechneten Nitratfrachten liegen mit 47 und 35 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ pro Hektar und Jahr im Spektrum der in der Literatur zu findenden Werte (siehe z. B. Büchter et al. 2001; Herrmann et al. 2012; Nemecek 2012; Bunne et al. 2015) und werden daher übernommen.

Ein weiterer umweltrelevanter Input im Biomasseanbau sind Pflanzenschutzmittel (PSM). In der Online-Datenbank des KTBL (2018) sind PSM nur in Form von Kosten aufgeführt, woraus sich nicht eindeutig auf die eingesetzten Mengen schließen lässt. Die Annahmen zu den im Anbau verwendeten PSM basieren daher auf IFEU (2008a). Demnach werden im Maisanbau 3 kg PSM/ha aufgebracht. Dieser Wert deckt sich etwa mit dem bei den Versuchen des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen zur „Unkrautbekämpfung im Mais“ eingesetzten Mengen an PSM (LFLUG 2010). Für Getreide wird dieser Wert übernommen. Die Art der Pestizide

wurde bei der Bilanzierung nicht weiter spezifiziert. Dauergrünland bedarf in der Regel keines Einsatzes von PSM (KTBL 2006b, 271). Für Pestizide wird ein generischer Datensatz aus Ecoinvent übernommen (pesticide unspecified, at regional storehouse/RER U).

Die CO₂-Aufnahme der Pflanzen während der Anbauphase wird in dieser Wertschöpfungskette nicht ausgewiesen, da das gebundene CO₂ am Ende des Lebenszyklus wieder freigesetzt wird und die Dauer der Speicherung bei Biogas quasi Null, und bei Gärrestfasern nur etwa 15 Jahre, beträgt. Unberücksichtigt bleiben zudem Fruchtfolgeeffekte sowie CO_{2eq}-Emissionen durch Landnutzungsänderungen, da es sich dem Anlagenbetreiber zufolge bei den landwirtschaftlich genutzten Flächen nicht um „neu geschaffene“ Agrarflächen handelt.

Nach der Ernte wird die als Ganzpflanzen geerntete, bereits durch Feldhäcksler zerkleinerte, Biomasse **siliert**. Ziel der Silierung ist es, einen mikrobiellen Abbau der Biomasse zu vermeiden und diese lagerfähig zu machen. Bei der Silierung treten Masseverluste durch einen partiellen Abbau der Biomasse in Form von CO₂-Emissionen auf. Dem KTBL (2009, 73) zufolge betragen die Silageverluste meist 12 %, die für diese Arbeit übernommen und auf die benötigte Substratmasse ab Feld umgerechnet werden. Als unvermeidliche Silageverluste gelten 6 Massenprozent, als maximale Verluste 30 Massenprozent (IFEU 2008a). Da es sich bei den CO₂-Emissionen aus der Silierung um biogenes, zuvor aus der Atmosphäre gebundenes CO₂ handelt, wird es nicht in die Ökobilanz einbezogen. Neben CO₂-Emissionen können nitrose Gase, vornehmlich NO_x, auftreten. Görner und Hübner (2002) geben für die Silierung in der Gärfutterbereitung einen Schätzwert von 60 mg/kg Gärfutter Trockenmasse an, der in dieser Studie aufgrund fehlender Daten für die Biogassubstrate übernommen wird. Diese Angabe entspricht bei einem Trockenmassegehalt der Silage von 35 % einem Wert von 0,018 kg NO_x/t FM Anbau-Biomasse.

3.2.2.2 Bereitstellung des Hühnertrockenkots

Neben den zielgerichtet für die Biogasproduktion angebauten Energiepflanzen wird Hühnertrockenkot zur Vergärung in der Biogasanlage mit Gärrestverwertung eingesetzt. Die „Erzeugung“ von Hühnertrockenkot wird in der Bilanz nicht berücksichtigt, da es sich um einen Reststoff aus einem anderen Produktionsprozess, der landwirtschaftlichen Tierhaltung, handelt. Die Systemgrenze verläuft beim Hühnertrockenkot ab Geflügelhaltungsbetrieb. Die im Zuge der Geflügelhaltung anfallenden Emissionen aus dem Futtermittelanbau und direkt aus den Stallungen liegen somit außerhalb der Systemgrenzen. Der Transport des Hühnertrockenkots zur Biogasanlage und die damit verbundenen zusätzlichen Emissionen sowie die Emissionen aus der Lagerung des Hühnertrockenkots an der Biogasanlage werden hingegen in der Bilanz des Produktsystems mit Gärrestverwertung berücksichtigt. Dem Referenzsystem ohne Gärrestverwertung werden die Emissionen aus der Lagerung vor Feldausbringung und während der Feldausbringung angerechnet, da dies die übliche, alternative Verwertung des Hühnertrockenkots darstellt. Durch die Feldausbringung werden jedoch auch pflanzenverfügbare Nährstoffe auf die Felder ausgebracht. Dieser Effekt wird in der Nährstoffbilanz des Produktsystems und des Referenzsystems berücksichtigt (s. Kapitel 3.2.6).

An dieser Stelle wird zunächst auf die Verwertung des Hühnertrockenkots im Referenzsystem ohne Gärrestverwertung eingegangen. Hühnertrockenkot wird üblicherweise als Wirtschaftsdünger genutzt (BGK 2013). Für das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung wird daher angenommen, dass der Hühnertrockenkot auf landwirtschaftliche Flächen ausgebracht wird. Aufgrund der Sperrfristen für die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern kommt es üblicherweise zu einer Lagerung von tierischen Exkrementen und damit einhergehend zu klimarelevanten Emissionen. Die Emissionen durch die Lagerung sind abhängig von der Art der Lagerung und der Gestaltung des Behälters sowie der Art und Zusammensetzung des Mistes. Die Lagerung von Wirtschaftsdüngern soll nach

DüV (2017) in Abstimmung mit den Bedarfen des Gewässerschutzes und des Betriebes erfolgen. Um dem Gewässerschutz gerecht zu werden, bedarf es wasserundurchlässig befestigter, ortsfester Anlagen beziehungsweise Lagerflächen mit geeigneter Lagerkapazität (MUGV 2012). Als Anlagen zur Lagerung kommen teilweise auch alte Siloanlagen zum Einsatz (LLG 2002). Teilweise findet jedoch auch eine Zwischenlagerung von Festmist im Außenbereich des Hofes auf unbefestigtem Untergrund statt. In diesem Fall treten neben den Luftemissionen Nährstoffauswaschungen in den Boden vor allem in Form von Nitrat auf. In dieser Studie wird für das Base-Case-Szenario eine offene Lagerung in einer wasserundurchlässig befestigten Anlage angenommen.

Für die Berechnung der Emissionen aus der Lagerung von Hühnertrockenkot in der Tierhaltung wird auf den Stand der Wissenschaft im Rahmen der Berechnung des Emissionsinventars der deutschen Landwirtschaft sowie ergänzende Studien zurückgegriffen (UBA 2002; IFEU 2007; UNECE 2014; Hänel et al. 2018). Für die Methanemissionen aus der Lagerung existieren in der Literatur unterschiedliche Angaben. IFEU (2007) zufolge betragen die Methanemissionen aus der Geflügelmistlagerung $3,3 \text{ kg CH}_4/\text{m}^3$ Geflügelmist. Bei einer Dichte von $0,5 \text{ t}/\text{m}^3$ ergeben sich Methanemissionen von $6,6 \text{ kg CH}_4/\text{t FM}$ Hühnertrockenkot. Die Daten sind laut IFEU (2007) mit großen Unsicherheiten behaftet. Wendet man die in Hänel et al. (2018) angegebenen Formeln und Standardwerte für die Berechnung der Methanemissionen aus dem Wirtschaftsdünger-Management an, ergibt sich ein Wert von $2,7 \text{ kg CH}_4/\text{t FM}$ Hühnertrockenkot (Annahmen: Trockenmasse von Hühnertrockenkot: 70 %; maximale Methanproduktionskapazität: $0,39 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TM}$; Methankonversionsfaktor: $0,015 \text{ m}^3/\text{m}^3$). Die N_2O -Emissionen liegen nach IPCC (2006) bei 0,1 % $\text{N}_2\text{O-N}$ bezogen auf den Gesamtstickstoffgehalt (s. auch Hänel et al. 2018). Der Stickstoffgehalt des Hühnertrockenkots beträgt laut LLG (2002) $24 \text{ kg N}/\text{t FM}$ Hühnertrockenkot und der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt $9,6 \text{ kg N}/\text{t FM}$ Hühnertrockenkot. Für die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Emissionen geben Hänel et al. (2018) einen Emissionsfaktor von 17 % bezogen auf den $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt im Hühnertrockenkot an. Die Studie des UBA (2002, 62) gibt für die offene Lagerung von Festmist prozentuale NH_3 -Verluste am verbliebenen Gesamt-N (nach Stall) von 25 % an. Mit diesen Angaben ergibt sich eine Bandbreite von 1,6 bis $4,9 \text{ kg NH}_3\text{-N}/\text{t FM}$ Hühnertrockenkot. Ein Teil des NH_3 wird wiederum zu Lachgas umgewandelt. Man spricht daher auch von NH_3 als indirektem Klimagas. Nach IPCC (2006) betragen die indirekten Emissionen 1 % des $\text{NH}_3\text{-N}$ (s. auch Roth und Wulf 2017). Durch eine feste Abdeckung lassen sich die Emissionen aus der Lagerung laut UNECE (2014) um mindestens 80 % reduzieren (UNECE 2014). Im Base Case für das mittlere Szenario wird eine offene Lagerung mit den Werten nach Hänel et al. (2018) angenommen, für das Max-Szenario werden die höheren Emissionsfaktoren aus der weiteren Literaturrecherche übernommen und für das Min-Szenario wird eine Abdeckung angenommen, die die Werte des mittleren Szenarios um 80 % reduziert.

Die Lagerungen kleinerer Mengen von Hühnertrockenkot über kürzere Zeiträume an der Biogasanlage sind unvermeidbar und treten somit auch im Produktsystem mit Gärrestverwertung auf. In Übereinstimmung mit Hänel et al. (2018) und IFEU (2008a) werden für diese kürzere Lagerung 10 % der Emissionen an NH_3 , CH_4 und N_2O aus der offenen Lagerung vor Feldausbringung als Schätzwert übernommen. Die Werte für die Min- und Max-Szenarien ergeben sich aus den Unterschieden in den Min- und Max-Szenarien des Referenzsystems ohne Gärrestverwertung. Hinzu kommen wiederum die indirekten N_2O -Emissionen aus Ammoniak.

Mit diesen Annahmen ergeben sich die in Tab. 3.4 aufgeführten Emissionswerte für die Lagerung von Hühnertrockenkot in den Mid-, Min- und Max-Szenarien.

Tab. 3.4: Emissionen aus der Lagerung von Hühnertrockenkot

Quelle: Eigene Berechnung auf Grundlage von LLG (2002): N-Gehalt im Hühnertrockenkot; IFEU (2007) und Hänel et al. (2018): CH₄-Emissionen; IPCC (2006) und Hänel et al. (2018): N₂O-Emissionen; UBA (2002) und Hänel et al. (2018): NH₃-Emissionen; UNECE (2014): Reduktionsminderung durch feste Abdeckung im Min-Szenario um 80 %

Emissionsfaktoren	Produktsystem mit Gärrestverwertung	Referenzsystem ohne Gärrestverwertung
	mid / min / max	mid / min / max
	[g/t FM HTK]	[g/t FM HTK]
CH ₄	274 / 55 / 660	2.744 / 549 / 6.600
N ₂ O	5 / 1 / 9	54 / 11 / 87
NH ₃	198 / 40 / 600	1.982 / 396 / 6.000

Weitere Emissionen werden bei der Ausbringung des Hühnertrockenkots freigesetzt. Bei den Lachgasemissionen wird der Default-Wert des IPCC (2006) analog zu Hänel et al. (2018) übernommen. Demnach wird angenommen, dass 1 % der ausgebrachten Gesamtstickstoffmenge (berechnet als Gesamtstickstoff im Hühnertrockenkot abzüglich der NH₃-N und N₂O-N-Verluste während der Lagerung) als N₂O-N entweicht (Hänel et al. 2018). Als Emissionsfaktor für NH₃-N geben Hänel et al. (2018) bei einer Einarbeitung des Wirtschaftsdüngers innerhalb von 24 Stunden einen Wert von 45 % bezogen auf das ausgebrachte NH₄-N an. Durch eine Einarbeitung innerhalb von einer Stunde können die Emissionen laut UBA (2002) um 80 % gesenkt werden. Für das Min-Szenario wird daher eine Reduktion des Emissionsfaktors um 80 % angenommen, für die beiden anderen Szenarien wird eine Einarbeitung innerhalb von 24 Stunden unterstellt. Hinzukommen, wie bei der Hühnerkotlagerung, die indirekten NO₂-Emissionen aus NH₃-N (1 % bezogen auf NH₃-N). Tab. 3.5 führt die N₂O- und NH₃-Emissionen auf, die sich aus diesen Annahmen ergeben.

Tab. 3.5: Emissionen aus der Ausbringung von Hühnertrockenkot

Quelle: Eigene Berechnung auf Grundlage von LLG (2002): N-Gehalt im Hühnertrockenkot; IPCC (2006), Hänel et al. (2018): N₂O-Emissionen; UBA (2002), Hänel et al. (2018): NH₃-Emissionen

Emissionsfaktoren	Referenzsystem ohne Gärrestverwertung
	mid / min / max
	[g/t FM HTK]
N ₂ O	387 / 380 / 303
NH ₃	4.335 / 1.013 / 503

Da die Emissionen nicht nur von den Emissionsfaktoren, sondern auch vom Stickstoffgehalt beziehungsweise NH₄-N-Gehalt nach der Lagerung abhängen und im Max-Szenario große N-Verluste

während der Lagerung auftreten, sind die Werte im Max-Szenario trotz der gleich hohen Emissionsfaktoren niedriger als im mittleren Szenario. Die Werte im Min-Szenario entsprechen aufgrund der höheren N- und NH₄-N-Gehalte nach Lagerung ebenfalls nicht einer Minderung um 80 %.

Durch die Nutzung von Hühnertrockenkot als Wirtschaftsdünger kann Mineraldünger ersetzt werden. Wichtige im Hühnertrockenkot enthaltene Pflanzennährstoffe sind Stickstoff, Phosphor und Kalium. Neben der Hühnertrockenkotausbringung gibt es in den untersuchten Produkt- und Referenzsystemen weitere Prozesse beziehungsweise Produkte, die Nährstoffe bereitstellen. Dies sind in beiden Systemen die Gärreste, die zur Feldausbringung zur Verfügung stehen, und im Produktsystem mit Gärrestverwertung zusätzlich die ASL und der Kalkdünger. Die Nährstoffe, die durch das Produktsystem und das Referenzsystem in der Summe bereitgestellt werden, werden daher im Rahmen einer Nährstoffbilanz gegengerechnet. Dem System mit dem geringeren Wert wird die Differenz in Form von mineralischen Düngemitteln zugerechnet (s. Kapitel 3.2.6).

3.2.2.3 Bereitstellung des Getreidekorns

Als weiteres Substrat kommt in der Beispielanlage Getreidekorn zum Einsatz. Hierbei handelt es sich um schadhaftes Material, das nicht als Nahrungs- oder Futtermittel eingesetzt werden kann. Es wird in dieser Studie als Reststoff betrachtet, sodass die Aufwendungen und Emissionen, die mit dem Anbau des Getreides verbunden sind, nicht in der Bilanz berücksichtigt werden. Da die gleiche Menge an Getreidekorn im Produktsystem mit Gärrestverwertung und im Referenzsystem eingesetzt wird, hätte eine Berücksichtigung der Vorkette zudem keine Auswirkungen auf das Resultat des Vergleichs der beiden Systeme. Durch das Weglassen der Vorkette entsteht somit keine Verzerrung des Vergleichs. An dieser Stelle werden daher nur der Transport zur Biogasanlage und die damit verbundenen Aufwendungen und Emissionen berücksichtigt.

3.2.2.4 Transport der Substrate

Die Mais-, Getreide- und Grassilage, das Getreidekorn sowie der Hühnertrockenkot müssen zu der Biogasanlage transportiert werden. In der Befragung gab der Anlagenbetreiber eine Transportdistanz für Mais von 100 km an, für alle anderen Substrate eine Entfernung von 70 km. Daraus ergibt sich die in Tab. 3.6 dargestellte Verkehrsleistung.

Tab. 3.6: Verkehrsleistung zum Transport der Substrate

Quelle: Transportdistanz aus der Befragung des Anlagenbetreibers

Substrate	Transportdistanz	Verkehrsleistung	
		Produktsystem mit Gärrestverwertung	Referenzsystem ohne Gärrestverwertung
	[km]	[tkm]	[tkm]
Mais-GPS	100	5.610.000	8.648.276
Getreide-GPS	70	526.750	812.028
Gras-GPS	70	767.900	1.183.781

Substrate	Transportdistanz	Verkehrsleistung	
		Produktsystem mit Gärrestverwertung	Referenzsystem ohne Gärrestverwertung
Getreidekorn	70	105.000	105.000
Hühnertrockenkot	70	1.862.000	
Summe		8.871.650	10.749.085

Ausschlaggebend bei der Wahl des Transportmittels ist die Transportentfernung. Traktoren kommen in etwa bis zu einer Entfernung von 30 km in Frage, bei längeren Distanzen sind LKWs die sinnvollere Alternative (Kaltschmitt et al. 2009). Als Transportmittel wird diesen Angaben zufolge ein schwerer LKW mit einer Zuladung von 16 t gewählt. Hierfür wird ein generischer Datensatz aus der Datenbank Ecoinvent übernommen (Transport, lorry 16 - 32 t, EURO4).

3.2.3 Verfahren zur Düngemittel- und Fasergewinnung

Im Rahmen der Gärrestverwertung werden aus den Bestandteilen von Biogas-Gärresten in zwei Prozessschritten verschiedene Produkte hergestellt. Konkret sind dies nach dem ersten Prozessschritt eine Ammonium-Sulfat-Lösung (ASL), die als stickstofflieferndes Düngemittel eingesetzt wird, und Düngekalk sowie nach einem zweiten Prozessschritt getrocknete Gärrestfasern, die als Rohstoff zur Herstellung von Holzwerkstoffen (Span- und Faserplatten, Laminat für Fußböden) eingesetzt werden und dort Holzfasern aus Industrieholz ersetzen können.

Nach der Fermentation der Substrate schließen die Prozessschritte Strippung und Umsetzung für die Düngemittelgewinnung sowie Separation und Trocknung für die Fasergewinnung an. In die Strippungsanlage gelangen die fließfähigen, vorgewärmten Gärrückstände. Dort wird durch eine Erhitzung des Materials und die Durchleitung eines internen Kreislaufgases, das vornehmlich überschüssiges Kohlenstoffdioxid enthält, der Ammoniumstickstoff in gasförmiges Ammoniak (NH_3) überführt. Produkte der Strippung sind der gestrippte Gärrest und das mit NH_3 angereicherte Stripppgas. Da das Verfahren bei Unterdruck arbeitet, treten laut Anlagenbetreiber keine Emissionen nach außen. Das Strippungsverfahren ist technisch ausgereift und wird vielfach in der Industrie eingesetzt. Die Besonderheit des Verfahrens liegt darin, dass unseparierte Gärreste (das heißt inklusive Feststoffanteil) ausgestrippt werden und dass dabei nicht unter Einsatz von Schwefelsäure gearbeitet wird, sondern durch den Zusatz von REA-Gips (Gips aus Rauchgas-Entschwefelungs-Anlagen). In der Strippungsanlage erfolgt die Ausgasung und Abscheidung von NH_3 mit einem Stripppgrad von 80 %. Die Umsetzung des NH_3 zu ASL und Kalk erfolgt im Umsetzungsreaktor. Es schließt eine Pressung in einer Kammerfilterpresse an, die im Batch-Verfahren arbeitet und den wässrigen Anteil vom Kalk trennt. Auf der Inputseite sind in den Prozessschritten Strippung, Umsetzung und Pressung demnach Strom und Wärme (aus dem biogasbetriebenen BHKW) sowie Gips zu berücksichtigen. Die kontinuierliche Entnahme von Stickstoff aus dem Fermenter den Vorteil, dass ein höherer Anteil stickstoffreicher Substrate zu gefüttert werden kann, ohne für die Prozessbiologie kritische NH_4 -Mengen zu überschreiten. Nach der Strippung schließen sich für den gestrippten Gärrest die Prozessschritte Separation und Trocknung an. Während der Separation wird der gestrippte, von Stickstoff angereicherte Gärrest in eine überwiegend feste und eine überwiegend flüssige Fraktion getrennt. Nach der Separation werden die Feststoffe zur Trocknung in

einen Drehtrommeltrockner gegeben. Das Material wird von einer Feuchte von ca. 70 % auf einen Wassergehalt von rund 10 % getrocknet, um die Fasern für die Holzindustrie nutzbar zu machen. Die flüssige Fraktion wird zurück in den Fermenter geleitet. Für die Trocknung wird die Wärme des biogasbetriebenen BHKW eingesetzt. Eine Entnahme des restlichen Gärrests aus dem Gesamtsystem zur Ausbringung auf dem Feld erfolgt über einen Nachgärer und ein Gärrestlager.

In der Summe benötigen die beiden Prozessschritte im Betrieb Gips, Strom und Wärme. Strom und Wärme stellt das mit Biogas betriebene BHKW vor Ort bereit. Die aus der Betreiberbefragung gewonnenen Input- und Output-Werte sowie eine Variation dieser Angaben um +/- 20 % für die Min- und Max-Szenarien findet sich in Tab. 3.7. Da ein passender Datensatz für REA-Gips in Ecoinvent nicht verfügbar war, wird für die Ökobilanzierung ein generischer Datensatz zur Gewinnung von Naturgips herangezogen, der voraussichtlich mit höheren Umweltlasten einhergeht als REA-Gips. In der Summe hat der Einsatz von Gips jedoch einen vernachlässigbaren Anteil an den gesamten Umweltwirkungen. Tab. 3.7 zeigt zudem die durch den Anlagenbetreiber geschätzten Daten bei einem höheren Gärrestdurchsatz der Anlage mit einem Output an Fasern von 6.000 t_{atro}. Den Daten zufolge ist von einem nicht linearen Verlauf bei allen Input- und Output-Strömen auszugehen. Eine ökobilanzielle Bewertung des höheren Gärrestdurchsatzes erfolgt aufgrund fehlender Daten zu den Veränderungen in den Gärrestmengen und Nährstoffgehalten nicht, die Schätzwerte zum Strom- und Wärmebedarf lassen aber Aussagen zu potenziell (un)geeigneten Standorten zu.

Tab. 3.7: Inputs und Outputs pro Jahr für das Verfahren zur Gärrestverwertung sowie eine Abschätzung der Veränderungen bei höherem Gärrestdurchsatz

Quelle: Befragung des Anlagenbetreibers der Pilotanlage

	Einheit	Base Case	Höherer Gärrestdurchsatz
Input		mid / min / max	
Strom	[kWh]	696.800 / 557.440 / 836.160	1.040.000
Wärme	[kWh]	9.680.000 / 7.744.000 / 1.1616.000	22.400.000
Gips	[t]	1.500	2.600
Output			
ASL	[t]	3.700	6.660
Kalk	[t]	1.100	1.960
Fasern	[tatro]	1.080	6.000

Für die Herstellung der Anlage selbst werden analog zu einer Studie des nova-Instituts zwei Tonnen Kies und Sand, zwei Tonnen Beton und fünf Tonnen Stahl berücksichtigt (nova-Institut 2015). Die Aufwendungen werden auf eine Nutzungsdauer von 15 Jahren verteilt.

3.2.4 Gärrestlagerung

Bei der Lagerung von Gärresten kommt es ähnlich wie bei der Lagerung des Hühnertrockenkots zu umweltrelevanten Emissionen in Form von Methan, Ammoniak und Lachgas. Die Methanemissionen resultieren daraus, dass während der Vergärung im Fermenter kein vollständiger Abbau der organischen Substanz erfolgt, sondern ein Teil des Abbaus erst während der Gärrestlagerung stattfindet (Reinhold 2011; FNR 2010). Seit dem EEG 2012 erhalten neue Biogasanlagen die Vergütung nur noch im Fall einer gasdichten Lagerung, um klimaschädliche Emissionen zu vermeiden. In beiden Produktsystemen wird daher von einer gasdichten Gärrestlagerung ausgegangen. Wie IFEU (2008b) und Hänel et al. (2018) dokumentieren, kommt es auch bei der gasdichten Lagerung zu geringen Emissionen. IFEU (2008b, 6) geben Methanemissionen von 0,1 % der Gasausbeute an. Diese sind bereits in den diffusen Methanverlusten enthalten (s. Kapitel 3.2.1).

Neben den Methanverlusten treten während der Lagerung Emissionen in Form von Ammoniak und Lachgas auf. IFEU (2008b, 6) zufolge betragen die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Emissionen 13,5 % bezogen auf den im Gärrest enthaltenen Gesamt- $\text{NH}_4\text{-N}$ und die $\text{N}_2\text{O-N}$ -Emissionen 0,1 % bezogen auf den im Gärrest enthaltenen Gesamt-N. Hinzu kommen wiederum die indirekten N_2O -Emissionen aus $\text{NH}_3\text{-N}$ (1 % bezogen auf $\text{NH}_3\text{-N}$). Für die Gärreste der Biogasanlage mit Gärrestverwertung liegen Messergebnisse zu den N- und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalten aus der RAL-Gütesicherung vor (aufgeteilt in einen flüssigen und festen Anteil des Gärrests, s. Tab. 3.8), sodass die Emissionen auf dieser Grundlage berechnet werden können. Für die Referenzanlage ohne Gärrestverwertung liegen keine Messwerte zu den Stickstoff- und Ammoniumgehalten vor, sodass Angaben von Kirsch (2009) für NawaRo-Anlagen übernommen werden. Wegen der gasdichten Lagerung wird analog zu IFEU (2008a, 51) eine Emissionsreduktion von 90 % angenommen. Mit diesen Annahmen ergeben sich die in Tab. 3.8 aufgeführten Emissionen. Hänel et al. (2018) setzen die N_2O - und NH_3 -Emissionen bei gasdichter Lagerung auf null. Die hier gewählten Daten führen somit zu einer aus ökologischer Perspektive eher konservativen Bewertung.

Tab. 3.8: Emissionen aus der Lagerung der Gärreste

Quelle: ¹⁾Befragung Anlagenbetreiber, ²⁾Kirsch (2009), Emissionsfaktoren basieren auf Werten aus IFEU (2008a), siehe Erläuterung im Text

Erläuterung: alle Angaben beziehen sich auf Frischmasse

Substrate	Masse	N-Gehalt	$\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt	N_2O Emissionen	NH_3 -Emissionen
	t FM	[t N/t Gärrest]	[t $\text{NH}_4\text{-N}$ /t Gärrest]	[g N_2O /t Gärrest]	[g NH_3 /t Gärrest]
Produktsystem mit Gärrestverwertung					
Fester Gärrest	14.574 ¹⁾	0,0082 ¹⁾	0,0024 ¹⁾	1,7	44,5
Flüssiger Gärrest	54.826 ¹⁾	0,0086 ¹⁾	0,0027 ¹⁾		
Referenzsystem ohne Gärrestverwertung					
Gesamter Gärrest	81.049	0,0047 ²⁾	0,0027 ²⁾	0,74	44,3

3.2.5 Gärrestausbringung

Die Kreislaufführung der nach den Lagerungsverlusten im Gärrest enthaltenen Nährstoffe in Form einer Ausbringung auf landwirtschaftliche Anbauflächen ist ökonomisch wünschenswert und auch der Regelfall (FNR 2010; KTBL 2017). In der Ökobilanz wird sowohl für die Biogasanlage mit Gärrestverwertung als auch für das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung vereinfachend davon ausgegangen, dass der gesamte Gärrest als Düngemittel auf Ackerland ausgebracht wird. Methanemissionen spielen im Gegensatz zu der Gärrestlagerung bei der Ausbringung keine nennenswerte Rolle (vgl. IFEU 2007) und werden daher an dieser Stelle nicht berücksichtigt.

Bei den Lachgasemissionen wird unabhängig von der Art des Substrats unterstellt, dass 1 % der ausgebrachten Gesamtstickstoffmenge (berechnet als Gesamtstickstoff im Substrat abzüglich der $\text{NH}_3\text{-N}$ und $\text{N}_2\text{O-N}$ -Verluste während der Lagerung) als $\text{N}_2\text{O-N}$ entweicht (vgl. IPCC 2007 zitiert in IFEU 2007; Hänel et al. 2018). Bei der Ausbringung treten außerdem NH_3 -Emissionen auf. Für die Berechnung der Ammoniakemissionen, die bei der Ausbringung von Gärresten emittiert werden, wird auf den Stand der Wissenschaft im Rahmen der Berechnung des Emissionsinventars der deutschen Landwirtschaft zurückgegriffen (UBA 2002; Hänel et al. 2018). Die in den Biogasanlagen erzeugten Gärreste werden analog zu IFEU (2008a) und Hänel et al. (2018) vereinfacht aufgrund fehlender Daten und Informationen mit den gleichen Ammoniak-Emissionsfaktoren wie Rindergülle belegt. Bezugssystem für die Berechnung der Ammoniakverluste ist in dieser Studie das von UBA (2002) verwendete Referenzsystem bei 15 °C. Die Ammoniakverluste werden hier auf 50 % des applizierten $\text{NH}_4\text{-N}$ beziffert. In Abhängigkeit von der Art der Ausbringung und der Geschwindigkeit der Einarbeitung lassen sich unterschiedlich hohe Emissionsminderungen erreichen. Durch eine Einarbeitung innerhalb von 24 h können die NH_3 -Emissionen um 8 % reduziert werden, durch eine Einarbeitung innerhalb von einer Stunde um etwa 80 %. Im Base Case und im Max-Szenario wird eine Einarbeitung innerhalb von 24 h angenommen, im Min-Szenario eine Einarbeitung innerhalb von einer Stunde. NH_3 wird zudem zu einem gewissen Anteil zu Lachgas umgewandelt. Nach IPCC (2006) betragen die indirekten Emissionen 1 % des $\text{NH}_3\text{-N}$ (s. auch Roth und Wulf 2017). Mit diesen Annahmen ergeben sich die in Tab. 3.9 aufgeführten Emissionen.

Tab. 3.9: Emissionen aus der Feldausbringung der Gärreste

Quelle: ¹⁾ Befragung des Anlagenbetreibers der Pilotanlage, Emissionen berechnet auf Basis von UBA (2002) und Hänel et al. (2018)

Erläuterung: Alle Angaben beziehen sich auf Frischmasse, die beiden Werte zu den N_2O -Emissionen resultieren aus den unterschiedlichen hohen NH_3 -Emissionen

Substrate	Masse	NH_3 -Emissionen Mid / Min / Max	N_2O -Emissionen Mid / Min / Max
	t FM	[g NH_3 /t Gärrest]	[g N_2O /t Gärrest]
Produktsystem mit Gärrestverwertung			
Gesamter Gärrest	69.400 ¹⁾	1.496 / 325 / 1.496	145 / 135 / 145
Referenzsystem ohne Gärrestverwertung			
Gesamter Gärrest	81.049	1.488 / 323 / 1.488	86 / 76 / 86

3.2.6 Nährstoffbilanz und Transport der nährstoffreichen Frachten

Die Produktsysteme stellen an verschiedenen Stellen der Prozesskette Pflanzennährstoffe zur Verfügung, die in der Landwirtschaft anstelle von energieintensiv herzustellendem Mineraldünger eingesetzt werden können. Wichtige in den untersuchten Systemen bereitgestellte Nährstoffe sind Stickstoff als $\text{NH}_4\text{-N}$ und N_{org} , Phosphor als P_2O_5 , Kalium als K_2O und Kalk als CaO (gebrannter oder ungelöschter Kalk). Die Nährstoffe sind im Hühnertrockenkot, in den Gärresten, in der ASL und im Kalkdünger enthalten. Während das Produktsystem mit Gärrestverwertung Gärrest, ASL und Kalk bereitstellt, fallen im Referenzsystem ohne Gärrestverwertung die Gärreste an und zusätzlich steht der Hühnertrockenkot als Wirtschaftsdünger zur Verfügung. Um eine Nährstoffbilanz zu erstellen, wird für das Produktsystem mit Gärrestverwertung auf aus der RAL-Gütesicherung zur Verfügung stehende Messdaten und für das Referenzsystem auf Literaturdaten zurückgegriffen. Messdaten liegen für die $\text{NH}_4\text{-N}$ -, P_2O_5 - und K_2O -Gehalte in den Gärresten, für die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte in den Produkten ASL und Kalk sowie für den CaO -Gehalt im Kalk vor (s. Tab. 3.10).

Tab. 3.10: Nährstoffgehalte der Produkte des Produktsystems mit Gärrestverwertung

Quelle: Messdaten im Rahmen der RAL-Gütesicherung

Erläuterung: Alle Angaben beziehen sich auf Feuchtmasse.

Substrate	Masse	$\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt	P_2O_5 -Gehalt	K_2O -Gehalt	CaO -Gehalt
	[t FM]	[t $\text{NH}_4\text{-N}$ /t FM]	[t P_2O_5 /t FM]	[t K_2O /t FM]	[t CaO /t FM]
Fester Gärrest	14.574	0,0024	0,0057	0,0073	
Flüssiger Gärrest	54.826	0,0027	0,0044	0,0074	
ASL	3.700	0,053			
Kalk	1.100	0,018			0,32

Für die Nährstoffgehalte in den Gärresten der Referenzanlage ohne Gärrestverwertung sowie die Nährstoffgehalte im Hühnertrockenkot muss auf Literaturangaben zurückgegriffen werden. Für die Gärreste der Referenzanlage werden Angaben zu den $\text{NH}_4\text{-N}$ -, P_2O_5 - und K_2O -Gehalten von Kirsch (2009) und für Hühnertrockenkot Angaben aus LLG (2002) übernommen (s. Tab. 3.11).

Tab. 3.11: Nährstoffgehalte von Gärresten und Hühnertrockenkot bei der Biogasanlage ohne Gärrestverwertung

Quelle: ¹⁾Befragung des Anlagenbetreibers der Pilotanlage, ²⁾LLG (2002), ³⁾Kirsch (2009)

Substrate	Masse	$\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt	P_2O_5 -Gehalt	K_2O -Gehalt
	[t FM]	[t $\text{NH}_4\text{-N}$ /t FM]	[t P_2O_5 /t FM]	[t K_2O /t FM]
Gärrest	81.049	0,0027 ³⁾	0,0018 ³⁾	0,0050 ³⁾

Substrate	Masse	NH ₄ -N-Gehalt	P ₂ O ₅ -Gehalt	K ₂ O-Gehalt
HTK	26.000 ¹⁾	0,0096 ²⁾	0,0175 ²⁾	0,014 ²⁾

In der Nährstoffbilanz angerechnet werden die tatsächlich auf Feldebene ankommenden Nährstoffe, das heißt die bei der Lagerung und Ausbringung in Form von Emissionen freigesetzten Stickstoffmengen werden zuvor abgezogen. Der aufgebrauchte Ammoniumstickstoff (NH₄-N) gilt als komplett pflanzenverfügbar, für den restlichen Stickstoff gelten 20 % als pflanzenverfügbar (s. Katrochan et al. 2011). Die in Tab. 3.12 aufgeführten Nährstoffmengen ergeben sich somit aus den Nährstoffgehalten in den Gärresten und dem Hühnertrockenkot abzüglich der NH₃-N- und N₂O-N-Emissionen aus Lagerung und Ausbringung sowie aus den Nährstoffgehalten in ASL und Kalk.

Tab. 3.12: Berechnete Nährstoffmengen in den Gärresten, Hühnertrockenkot, Ammonium-Sulfat-Lösung und Kalk zum Ausgleich der Nährstoffbilanz

Quelle: Eigene Berechnung basierend auf den Informationen und Daten der vorab aufgeführten Tabellen (Tab. 3.7, Tab. 3.8, Tab. 3.9, Tab. 3.10, Tab. 3.11)

Nährstoffe	Einheit	Gärrestverwertung Mid / Min / Max	Referenzsystem Mid / Min / Max
NH ₄ -N im HTK	t		187 / 295 / 187
NH ₄ -N im Gärrest	t	174 / 241 / 174	145 / 223 / 145
NH ₄ -N in ASL und Kalk	t	216	
Summe NH₄-N	t	390 / 457 / 390	332 / 518 / 332
P ₂ O ₅ im HTK	t		446
P ₂ O ₅ Gärrest	t	321	146
Summe P₂O₅	t	321	611
K ₂ O im HTK			372
K ₂ O im Gärrest	t	511	405
Summe K₂O	t	511	777
CaO in ALS und Kalk	t	352	

Dem System mit der jeweils geringeren Nährstoffmenge wird die Differenz in Form von mineralischem Düngemitteln zugerechnet. Es werden die gleichen Dünger gewählt wie für die Bilanzierung des Prozessschrittes Biomasseanbau (s. Kapitel 3.2.2.1). Es fallen die höheren Nährstoffmengen an P₂O₅ und K₂O im Referenzsystem im Vergleich zum Produktsystem mit Gärrestverwertung auf. Die Unterschiede sind zumindest zum Teil auf eine fehlende Vergleichbarkeit der Daten aus unterschiedlichen Quellen zurückzuführen. Während für das Produktsystem mit Gärrestverwertung Messdaten zur Verfügung standen, musste für das Referenzsystem auf Literaturdaten zurückge-

griffen werden. Es besteht an dieser Stelle weiterer Forschungsbedarf, um die Nährstoffbilanz adäquater abzubilden. Insgesamt sind die Unsicherheiten in Bezug auf die Nährstoffbilanz als hoch einzuschätzen, was bei der Interpretation der Ökobilanz-Ergebnisse beachtet werden muss.

Gärreste, ASL und Kalk müssen zu den landwirtschaftlichen Flächen transportiert werden. Die Transportentfernung orientiert sich an den Annahmen des Gärwert-Projektes, das sich mit der gleichen Pilotanlage befasste. In diesem Projekt wird von einer teilweise überregionalen Verwertung des Gärrests und der Aufbereitungsprodukte ausgegangen (Roth und Wulf 2017). Für die überregional verwerteten Anteile ist dort eine Transportdistanz von 300 km unterstellt, was etwa der Entfernung zwischen der Intensivtierhaltungsregion Weser-Ems und der Ackerbauregion Magdeburger Börde entspricht. In der vorliegenden Arbeit wird eine mittlere Distanz von 150 km gewählt. Dies entspricht der Annahme, dass jeweils etwa die Hälfte der Substrate regional beziehungsweise überregional verwertet wird. Für die Min- und Max-Szenarien wird die Entfernung von 150 km um +/- 20 % variiert. Hieraus ergibt sich die in Tab. 3.13 dargestellte Verkehrsleistung. Als Transportmittel wird wie beim Transport des Biogassubstrates ein schwerer LKW gewählt.

Tab. 3.13: Verkehrsleistung des Transportes der nährstoffreichen Frachten

Quelle: Eigene Abschätzung der Transportentfernung basierend auf Roth und Wulf (2017)

Transport	Einheit	Produktsystem mit Gärrestverwertung	Referenzsystem ohne Gärrestverwertung
		Mid / Min / Max	Mid / Min / Max
Gärrest	tkm	10.410.000 / 8.328.000 / 12.492.000	12.157.294 / 9.725.835 / 14.588.752
ASL	tkm	555.000 / 444.000 / 666.000	
Kalk	tkm	165.000 / 132.000 / 198.000	
HTK	tkm		3.990.000 / 3.192.000 / 4.788.000
Summe	tkm	11.130.000 / 8.904.000 / 13.356.000	16.147.294 / 12.917.835 / 19.376.752

3.2.7 Blockheizkraftwerk: Strom, Wärme, Emissionen

Für die Bilanzierung des BHKW wurden in der Datenbank Ecoinvent vordefinierte Bauteile übernommen und von einer 15-jährigen Nutzungsdauer ausgegangen (s. Jungbluth et al. 2007). Der Bedarf an Schmieröl beträgt laut Jungbluth et al. (2007) 0,03 g/MJ. Hinzu kommt ein Hilfsenergiebedarf von 0,002 kWh_{el}/kWh_{el}. Bei der Verbrennung entstehen neben Kohlenstoffdioxid und -monoxid geringe Mengen an Stickoxiden, Schwefeldioxid, Lachgas und Kohlenwasserstoffen (s. Tab. 3.14). Darüber hinaus treten am BHKW diffuse Methanemissionen auf, die bereits in dem in Kapitel 3.2.1 beschriebenen Wert enthalten sind. Da das während der Verbrennung freigesetzte CO₂ biogenen Ursprungs ist, wird es in der Bilanz nicht weiter berücksichtigt.

Tab. 3.14: Luftschadstoffemissionen bei der Biogasverbrennung (Blockheizkraftwerke)

Quelle: Jungbluth et. al (2007, 255)

Luftschadstoff	Emissionen [kg/MJBiogas]
Kohlenstoffdioxid (biogen)	0,081
Kohlenstoffmonoxid	0,0000126
Stickoxide	0,000128
Distickstoffmonoxid (Lachgas)	0,000005
Schwefeldioxid	0,000037
NMVO ²	0,0000103
Partikel	0,00000125

Zur Entschwefelung des Biogases wird Eisenhydroxid eingesetzt. Es ist den Autor/innen nicht bekannt, inwiefern durch den Einsatz des Hühnertrockenkots ein höherer Aufwand für die Entschwefelung entsteht. Es ist jedoch im Vergleich zum Gesamtsystem davon auszugehen, dass die Umweltwirkungen aus den Eisenhydroxid aufwendungen gering sind.

Die Verstromung des Biogases erfolgt in der Beispielanlage in einem BHKW mit einer installierten Leistung von 5,24 MW_{el}. Das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung erzeugt mit einem BHKW der gleichen Leistung eine größere Menge an **Strom**, da die Biogaserträge von Mais höher sind als die des Hühnertrockenkots. Zudem weist das Verfahren zur Gärrestverwertung einen Strombedarf auf, der durch das BHKW gedeckt wird. Um Nutzenäquivalenz zwischen den beiden Systemen herzustellen, muss in dem Produktsystem mit Gärrestverwertung auf andere Art und Weise Strom bereitgestellt werden. Dem Ansatz der attributional LCA entsprechend wird ein auf das Jahr 2016 aktualisierter Datensatz des deutschen Strommix herangezogen.

Aus dem gleichen Grund erzeugt das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung mit einem BHKW der gleichen Leistung in der Summe eine größere Menge an **Wärme**. Ob und in welchem Maße die erzeugte Wärme bei Biogasanlagen tatsächlich genutzt wird, hängt von den Standortbedingungen der Biogasanlage ab. Ein kleiner Teil der erzeugten Wärme wird für den Eigenwärmebedarf des Fermenters benötigt (s. Kapitel 3.2.1). Darüber hinaus kann die Wärme extern genutzt werden, zum Beispiel für die Nahwärmeversorgung, für die Beheizung von Gebäuden und Ställen oder für Trocknungsprozesse im landwirtschaftlichen Betrieb (Scheftelowitz et al. 2015). Seit dem EEG 2012 existiert eine Wärmenutzungspflicht. Demnach müssen Neuanlagen bei der Vor-Ort-Verstromung ein Wärmenutzungsgrad von 60 % erreichen, wobei pauschal 25 % der Wärmenutzung für den Fermenter angerechnet werden. Der mindestens zu erreichende externe Wärmenutzungsgrad

² NMVOC = Non-methane volatile organic compounds

beträgt somit 35 %. Laut einer Befragung von Biogasanlagenbetreibern durch Scheftelowitz et al. (2015) im Rahmen des Monitorings „Stromerzeugung aus Biomasse“ liegt der Anteil der extern genutzten Wärmemenge (nach Abzug des Eigenbedarfs) bei rund 57 % der erzeugten Wärme. Das untersuchte Produktsystem mit Gärrestverwertung erreicht laut Befragung des Betreibers der Pilotanlage einen Wärmenutzungsgrad von insgesamt 33 % der durch das BHKW erzeugten Wärme (für die Beheizung des Fermenters, den Betrieb der Strippungsanlage, die Trocknung und eine Gebäudeheizung). Die restliche durch das BHKW bereitgestellte Wärme wird aktuell nicht genutzt. Vor Ort der Biogasanlage steht keine geeignete Wärmesenke zur Verfügung, sodass angenommen wird, dass im Referenzsystem ohne Gärrestverwertung nur die Wärme für den Fermenter sowie für die Gebäudeheizung genutzt werden kann. Zwischen dem Produktsystem mit Gärrestverwertung und dem Referenzsystem besteht im Base Case somit Nutzenäquivalenz, obwohl das BHKW im Referenzsystem mehr Wärme erzeugt. Da bei anderen Standortbedingungen höhere externe Wärmenutzungsgrade realisiert werden können, wird im Rahmen der Szenario-Analyse der Effekt eines höheren externen Wärmenutzungsgrades von 100 % ermittelt (Szenario „**100 % externe Wärmenutzung**“). Die Annahme in diesem Szenario ist, dass die gesamte erzeugte Wärme durch ein Nahwärmeversorgungskonzept genutzt werden kann. In diesem Fall ist die extern nutzbare Wärmemenge im Produktsystem mit Gärrestverwertung wegen des Wärmebedarfs der Strippung für die Düngemittelauskopplung und der Trocknung für die Fasergewinnung geringer als im Referenzsystem. Um Nutzenäquivalenz zwischen den beiden Produktsystemen herzustellen, muss in dem betrachteten Produktsystem mit Gärrestverwertung auf andere Art und Weise Wärme bereitgestellt werden. Es wird hier ein mit Erdgas betriebener Kessel angenommen und ein Datensatz aus der Ecoinvent Datenbank übernommen (Heat, natural gas, at boiler modulating > 100kW/RER).

3.2.8 Nutzung der Gärrestfasern zur Herstellung von Holzfaserplatten

Die Gärrestfasern können als Rohstoff in der Holzverarbeitenden Industrie zur Herstellung von Holzwerkstoffen (Span-/Faserplatten, Fußböden) eingesetzt werden. Auf diese Weise lässt sich der Einsatz der herkömmlichen Rohstoffe (u.a. Industrieholz, Altholz) reduzieren.

Für die Herstellung von Faserplatten werden meist langfaserige Nadelhölzer, z. B. Kiefer, sowie in geringerem Umfang auch Laubhölzer eingesetzt (Bückner et al. 2011). Neben Industrieholz finden Schwachholz, Industrierestholz sowie in geringeren Anteilen auch Recyclingholz Verwendung in der Faserplattenherstellung (Krug 2010). Bei Recyclingholz beschränkt sich der Einsatz von unbehandeltem Material auf die Kategorie A1 (naturbelassenes oder mechanisch bearbeitetes Altholz, praktisch nicht verunreinigt). Vor dem Einsatz von Altholz der Kategorie A2 (verleimtes, beschichtetes, lackiertes Altholz ohne halogenorganische Verbindungen in der Beschichtung und ohne Holzschutzmittel) ist eine Aufbereitung erforderlich, bei der Lackierungen und Beschichtungen entfernt werden (Kaltschmitt et al. 2009). Mit dem Ziel die Waldbestände zu schonen und um der zunehmenden Beschaffungskonkurrenz zwischen stofflichen und energetischen Holzverwendern zu begegnen (Mantau 2012), gibt es zunehmend Bemühungen die vorhandenen Rohholzpotenziale zu mobilisieren (Krug 2010) aber auch die Eignung alternativer Fasern aus pflanzlichen Reststoffen zu untersuchen. So forscht unter anderem das Institut für Tragkonstruktionen und konstruktives Entwerfen (ITKE) zur Herstellung von hochdichten Faserplatten (HDF) aus Mais-, Reis-, Hafer-, Gersten- und Roggenstrohfasern (ITKE 2015). Der mögliche Einsatz von Gärrestfasern als Rohstoff für Holzfaserplatten wird ebenfalls seit einigen Jahren erforscht.

Im Rahmen eines DBU-geförderten Projektes wurden mit den Gärrestfasern der in dieser Ökobilanz betrachteten Pilotanlage Laboruntersuchungen zur Herstellung von Spanplatten und mitteldichten Faserplatten (MDF) und sowie Betriebsversuche zur Herstellung von HDF-Platten und zur

Weiterverarbeitung zu Laminat-Fußboden durchgeführt (nova-Institut 2015). Die Laboranalysen der Gärprodukte zu chemischen und mikrobiologischen Parametern zeigen keine Gesundheitsrisiken für den Endverbraucher und die Arbeitssicherheit an den Produktionsstandorten. Die Ergebnisse der Analysen weisen zudem darauf hin, dass bei den mitteldichten Faserplatten bei einer Substitution von 10 bis 20 % des Holzes durch Gärreste keine Auswirkungen auf die Parameter Querfestigkeit, Elastizitätsmodul und Biegemodul auftreten und sich die hygro-mechanischen Eigenschaften nicht verändern. Alle Platten mit den Holzsubstituenten erfüllten die Norm-Anforderungen der EN 622-5 Typ MDF. Bei den Spanplatten deuten die Ergebnisse darauf hin, dass die hygro-mechanischen Eigenschaften sich mit zunehmendem Gärprodukte-Anteil geringfügig verschlechtern. Die Anforderung einer Möbel-Spanplatte (EN 312 Typ P2) werden jedoch erfüllt. Die Autoren der Studie leiten daraus ab, dass eine Substitution von 15 bis 20 % der Holzfasern durch Gärprodukte realistisch ist (nova-Institut 2015). Da der Einsatz von Gärprodukten zu einer Verdunkelung der Platten führt, wurde im Rahmen des Projektes der Einsatz für die Produktion einer hochdichten Faserplatte (HDF) mit direkter Weiterverarbeitung zu einem Laminat-Fußboden als die geeignetste Option ausgewählt. In dem Betriebsversuch wurden normgerechte HDF Platten mit einem Anteil von 2 % Gärprodukten zu marktkonformen Laminat weiterverarbeitet. Die Werkstoffeigenschaften wie Querkzugfestigkeit, Abhebefestigkeit und Dickenquellung verschlechterten sich durch die Substitution von Holz durch Gärprodukte nicht (nova-Institut 2015).

Da das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung keine Gärrestfasern bereitstellt, werden diesem System Fasern aus Industrieholz zugerechnet. Für die Erstellung der Ökobilanzierung wird ein in Ecoinvent enthaltener Datensatz verwendet, bei dem eine Verknüpfung mit Prozessen der Holzfaserverplatten- und Laminatherstellung gefunden wurde (Residual wood, softwood, under bark, air dried, u = 20 %, at plant/RER). Es wird davon ausgegangen, dass Gärrestfasern Holzfasern massengleich substituieren können. Eine Bilanzierung von Altholz erfolgt aufgrund fehlender Daten nicht. Es ist davon auszugehen, dass die Aufwendungen für die Bereitstellung von Fasern aus Altholz etwas größer sind als bei Industrieholz, da eine Aufbereitung des Altholzes erforderlich ist.

3.2.9 Datengrundlage für die ökonomische Allokation

Der methodische Ansatz der ökonomischen Allokation dient dazu, die ökonomische Wertigkeit der verschiedenen Produkte des zu untersuchenden Produktsystems miteinander in Relation zu setzen und die potenziellen Umweltwirkungen entsprechend dieser Relation zuzuordnen. Das Produktsystem liefert die Produkte Strom, Wärme, ASL, Kalk und Gärrestfasern. Das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung stellt die Produkte Strom und Wärme bereit.

Die aus der Stromerzeugung erzielbaren Erlöse hängen von der jeweils geltenden EEG-Vergütung ab. Während die Beispielanlage nach EEG 2012 eine Vergütung von insgesamt 15,9 ct/kWh aus Grundvergütung und Einsatzstoffvergütung erhalten würde (DBFZ 2011), beträgt die derzeit gültige Vergütung für Neuanlagen nach EEG 2017 nur 10,29 ct/kWh (EEG 2017). Der letztgenannte Wert wird für die Ermittlung der Allokationsfaktoren verwendet. Als Wärmepreis wird ein Wert von 2,6 ct/kWh unterstellt. Hierbei handelt es sich um den durch den Fachverband Biogas in einer Umfrage ermittelten durchschnittlichen Wärmepreis im Jahr 2016 (Fachverband Biogas 2016). Die Preise für die nährstoffreichen Produkte ASL und Kalk werden anhand der durchschnittlichen Düngemittelpreise für Stickstoff und Kalk im Jahr 2016 ermittelt. Diese betragen 842 Euro/t für Stickstoff und 101 Euro/t für CaO (BMEL 2017). Mit einem CaO-Gehalt von 32 % im produzierten Kalkdünger und einem NH₄-N-Gehalt von 5,3 % in der ASL lassen sich daraus Preise von 32,3 Euro/t Kalkdünger und 44,2 Euro/t ASL ableiten. Dem Anlagenbetreiber zufolge können für die Fasern Preise von 50 bis 100 Euro/t_{atro} erzielt werden. Diese Bandbreite findet sich in etwa

auch für Sägereistholzhackschnitzel (EUWID 2017), sodass die Zahlen plausibel scheinen. Für die Bestimmung der Allokationsfaktoren wird der Mittelwert von 75 Euro/ t_{atro} unterstellt.

Die Allokationsfaktoren hängen neben den Preisen von der jeweiligen Produktmenge ab. Aus den Mengen und Preisen lassen sich theoretische Erlöse berechnen (theoretisch, da einige Produkte wie die ASL derzeit auf eigenen landwirtschaftlichen Flächen eingesetzt werden). Im Base Case stammen die theoretischen Erlöse des Produktsystems mit Gärrestverwertung zu über 93,3 % aus der Stromerzeugung, zu 3,9 % aus der ASL, zu 1,9 % aus den Gärrestfasern und zu 0,8 % aus dem Düngekalk (s. Abb. 3.4). Eine 100%ige Wärmenutzung führt dazu, dass knapp 16 % der Erlöse aus dem Verkauf der Wärme stammen und nur 80 % aus der Stromvergütung. Der Anteil der Erlöse aus den Fasern sinkt in diesem Szenario auf 1,6 %. Aus ökonomischer Perspektive bleibt somit auch bei Weiterverwertung der Gärreste das Hauptprodukt des Gesamtsystems eindeutig die Strombereitstellung. Ein höherer Durchsatz an Gärrestfasern würde dazu führen, dass etwa 10 % der Erlöse auf die Gärrestfasern entfallen und das Produkt ökonomisch an Bedeutung gewönne.

Beim Allokationsverfahren werden die Systemgrenzen enger gefasst als bei der Nutzenkorbmethode. Eingang in die Bilanzierung des Produktsystems mit Gärrestverwertung finden die Aufwendungen und Emissionen der Prozessschritte Biomassebereitstellung, Transport der Substrate, Hühnertrockenkotlagerung am Ort der Biogasanlage, Gärrestlagerung und -ausbringung sowie das Verfahren zur Gärrestverwertung selbst. Ein Ausgleich der Strom- und Nährstoffbilanz findet bei diesem Ansatz ebenso wenig statt wie eine Berücksichtigung der alternativen Hühnertrockenkotlagerung und -ausbringung. Als funktionelle Einheit wird zum einen „1 t_{atro} Fasern für die Holzverarbeitende Industrie“ definiert. Im Produktsystem entspricht dies einer Tonne Gärrestfasern. Referenzprodukt für die Gärrestfasern ist die im vorherigen Kapitel beschriebene Faser aus Industrieholz. Zum anderen wird als funktionelle Einheit „1 kWh Elektrizität aus Biogas“ gewählt. Dieser Wert wird der Bilanz einer Kilowattstunde Elektrizität aus dem Referenzsystem gegenübergestellt.

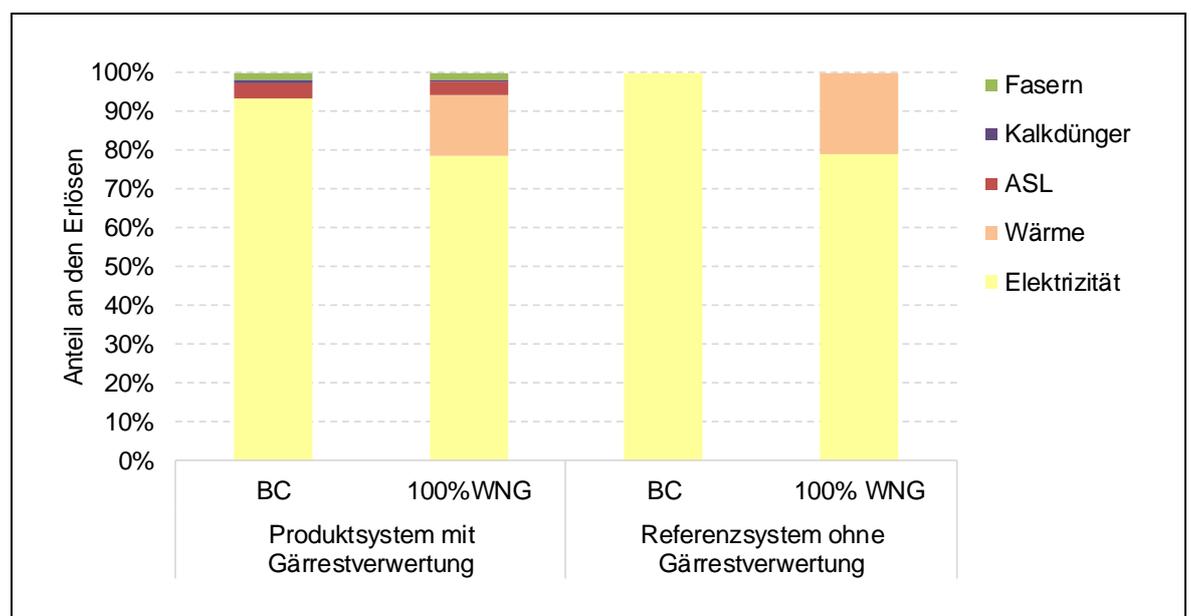


Abb. 3.4: Anteil der Erlöse durch die erzeugten Produkte an den Gesamterlösen im Produktsystem mit Gärrestverwertung und im Referenzsystem

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, BC = Base Case, WNG = Wärmenutzungsgrad

3.2.10 Einschätzung zur Datenqualität und Unsicherheiten

Die für die Ökobilanzierung verwendeten Daten beziehen sich zum Großteil auf einen Anlagenpark bestehend aus Biogasanlage, BHKW und Pilotanlage für die Düngemittelauskopplung und Faser-gewinnung. Darüber hinaus wurden einige Angaben aus der Literatur sowie Hintergrunddatensätze aus Ecoinvent herangezogen, um Datenlücken zu schließen. Viele Daten und Informationen beziehen sich somit ausschließlich auf eine (Pilot)-Anlage, sodass die Repräsentativität der Daten gering ist. Allerdings fanden bereits einige Projekte zu dem Anlagenkomplex statt (nova-Institut 2015; Fechter und Kraume 2017; Roth und Wulf 2017), sodass Erfahrungen und Messdaten über einen längeren Zeitraum bestehen und auf diese Weise eine Plausibilisierung der Daten möglich war.

Die für die Bilanzierung der Biomassebereitstellung genutzten Daten aus KTBL (2018) weisen eine hohe Repräsentativität für den Biomasseanbau in Deutschland auf und sind sehr aktuell. Für die Berechnung der Feldemissionen muss jedoch auf Standardemissionsfaktoren zurückgegriffen werden. Hier sind abhängig von den Standortbedingungen und der Düngerart signifikante Abweichungen der tatsächlichen Emissionen möglich. Das gleiche gilt für die Prozessschritte Hühner-trockenkotlagerung und -ausbringung sowie Gärrestlagerung und -ausbringung, bei denen ebenfalls Standardemissionsfaktoren aus der Literatur für die Berechnung der Emissionen verwendet werden. Die Verwendung von Standardemissionsfaktoren schränkt zwar die Genauigkeit der Ergebnisse ein, entspricht aber dem Stand der Wissenschaft (s. Hänel et al. 2018) und trägt zur Vergleichbarkeit mit anderen Studien bei. Die Ergebnisse hängen allerdings auch stark von den stofflichen Eigenschaften der Biogassubstrate, des Hühner-trockenkots und der Gärreste ab. Um genauere Aussagen treffen zu können und vor allem die Nährstoffbilanz adäquater abbilden zu können, wären Daten zu den Nährstoffgehalten (z. B. im eingesetzten Hühner-trockenkot) nützlich. Insbesondere die Unsicherheiten in Bezug auf die Nährstoffbilanz sind als hoch einzuschätzen, was bei der Interpretation der Ökobilanz-Ergebnisse beachtet werden muss.

Bei der Auswahl der Hintergrunddaten aus Ecoinvent wurde darauf geachtet, Datensätze zu wählen, die Gültigkeit für Deutschland oder Europa haben, möglichst aktuell sind und eine eher konservative Betrachtung aus ökologischer Perspektive bewirken (z. B. bei der Auswahl des Datensatzes für Gips). Bei dem verwendeten Datensatz für mineralische Düngemittel ist zu beachten, dass die Indikatorwerte des Düngemittels in den betrachteten Wirkungskategorien vergleichsweise hoch sind. Dies führt sowohl im Produktsystem mit Gärrestverwertung als auch im Referenzsystem ebenfalls zu vergleichsweise hohen Ergebniswerten. Aufgrund des höheren Bedarfs an Anbau-Biomasse ist der Einfluss der mineralischen Düngemittel im Referenzsystem allerdings höher.

Eine tabellarische Darstellung des Data Quality Assessments findet sich in Tab. 9.1 im Anhang.

3.3 Ergebnisse der Sachbilanz

Die betrachteten Systeme lassen sich in die Prozessschritte Substratbereitstellung, Transport, Hühnerkotlagerung und -ausbringung, Biogasanlage und BHKW, Anlage zur Gärrestverwertung, Gärrestlagerung und -ausbringung, den Ausgleich der Strom- und Wärme- sowie der Nährstoffbilanz über mineralische Düngemittel und zuletzt die Bereitstellung der Fasern aus Industrieholz unterteilen. Die folgende Tabelle stellt die in beiden Produktsystemen bereitgestellten Mengen an Methan, Strom, Wärme, Pflanzennährstoffen und Fasern dar (s. Tab. 3.15).

Tab. 3.15: In einem Jahr bereitgestelltes Methan, Strom, Wärme, Nährstoffe und Fasern der Biogasanlage im Produktsystem mit Gärrestverwertung und im Referenzsystem

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung (vor Ausgleich der Nutzen)

Erläuterung: Die Angaben beziehen sich auf den Base Case mit mittleren Aufwendungen und Emissionen (Mid-Szenario).

Nutzen	Einheit	Produktsystem mit Gärrestverwertung	Referenzsystem ohne Gärrestverwertung
Methan	Mio. Nm ³	10,4	10,6
Bereitstellung von Strom (abzüglich Eigenverbrauch für BGA und Verfahren zur Gärrestverwertung)	MWh _{el}	37.993	39.444
Bereitstellung von Wärme (abzüglich Eigenverbrauch)	MWh _{th}	30.124	40.860
Bereitstellung von Pflanzennährstoffen			
NH ₄ -N	t	390	332
P ₂ O ₅	t	321	611
K ₂ O	t	511	777
Bereitstellung von Fasern für die Laminatproduktion	t _{atro}	1.080	

Die höheren Nährstoffmengen an P₂O₅ und K₂O im Referenzsystem im Vergleich zum Produktsystem mit Gärrestverwertung sind wie in den vorherigen Kapiteln beschrieben mit großer Unsicherheit behaftet. Die Unterschiede sind vermutlich vor allem auf die Verwendung unterschiedlicher Datenquellen zurückzuführen (Messdaten im Produktsystem mit Gärrestverwertung und Literaturdaten im Referenzsystem). Eine tiefere Analyse der Nährstoffgehalte und -flüsse sollte daher ein Schwerpunkt zukünftiger Arbeiten sein, um die Nährstoffbilanz adäquater abzubilden.

Anschließend folgen Tabellen zu den Inventardaten für den Biomasseanbau sowie für das Produktsystem mit Gärrestverwertung und das Referenzsystem (s. Tab. 3.16 und Tab. 3.17).

Tab. 3.16: Aufwendungen und Emissionen aus dem Anbau der nachwachsenden Rohstoffe Mais, Getreide und Gras

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, bezogen auf 1 t FM ohne Silageverluste

Erläuterung: Dargestellt sind die Mid-Werte. In die Berechnung der Min- und Max-Szenarien gehen unterschiedliche Ertragsniveaus ein (+/-20 %).

Die Min- und Max-Input- und Outputwerte ergeben sich durch Multiplikation der in der Tabelle aufgeführten Werte mit den Faktoren 0,833 und 0,125

	Einheit	Mais	Getreide	Gras	Quelle
Flächenbedarf	ha	0,020	0,025	0,035	KTBL (2018)
Saatgut	kg	0,66	3,0	0,5	KTBL (2018)
N-Dünger	kg	3,3	3,3	8,2	KTBL (2018)
P ₂ O ₅ -Dünger	kg	2,1	1,6	3,2	KTBL (2018)
K ₂ O-Dünger	kg	4,4	3,0	8,9	KTBL (2018)
Pestizide	kg	0,060	0,075	-	IFEU (2008a)
Wasser	m ³	0,012	0,008	-	KTBL (2018)
Transport Dünger	tkm	0,98	0,79	2,03	Annahme 100 km Distanz
Feldemissionen					
NH ₃ (Luft)	kg NH ₃	0,161	0,158	0,200	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
N ₂ O (Luft)	kg N ₂ O	0,065	0,063	0,134	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
NO _x (Luft)	kg NO _x	0,014	0,013	0,028	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
NO ₃ (Wasser)	kg NO ₃	4,2	3,7	4,7	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012), bei Gras 30 kg NO ₃ -N pro Hektar angenommen
P _{gw} (Grundwasser)	kg PO ₄	0,0014	0,0018	0,0024	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
P _{ro} (Oberflächenwasser)	kg PO ₄	0,0044	0,0051	0,0073	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
Landmaschinennutzung					
Dieserverbrauch	kg	0,84	0,95	1,93	KTBL (2018)
Landmaschineneinsatz	kg	0,073	0,071	0,15	KTBL (2018) und Schweizer Bundesamt für Umwelt (O A 2018)

	Einheit	Mais	Getreide	Gras	Quelle
HC	kg	0,0024	0,0027	0,0055	KTBL (2018) und Schweizer Bundesamt für Umwelt (O A 2018)
CO	kg	0,012	0,013	0,027	KTBL (2018) und Schweizer Bundesamt für Umwelt (O A 2018)
NO _x	kg	0,020	0,022	0,045	KTBL (2018) und Schweizer Bundesamt für Umwelt (O A 2018)
PM	kg	0,0018	0,0020	0,0042	KTBL (2018) und Schweizer Bundesamt für Umwelt (O A 2018)
CO ₂	kg	2,6	3,0	6,1	KTBL (2018) und Schweizer Bundesamt für Umwelt (O A 2018)
CH ₄	kg	0,000055	0,000063	0,000127	KTBL (2018) und Schweizer Bundesamt für Umwelt (O A 2018)
NMHC	kg	0, 0023	0,0027	0,0054	KTBL (2018) und Schweizer Bundesamt für Umwelt (O A 2018)
N ₂ O	kg	0,00011	0,00013	0,00025	KTBL (2018) und Schweizer Bundesamt für Umwelt (O A 2018)

Tab. 3.17: Jährliche Aufwendungen und Emissionen des Produktsystems mit Gärrestverwertung sowie des Referenzsystems

Erläuterung: Die Angaben beziehen sich jeweils auf den gesamten Nutzenkorb.

	Einheit	Produktsystem mit Gärrestverwertung	Referenzsystem ohne Gärrestverwertung	Quelle
		Base Case mid / min / max	Base Case mid / min / max	
Aufwendungen				
<i>Biogasanlage</i>				
Mais ab Feld	t FM	63.750	86.483	Befragung Anlagenbetreiber, unter Berücksichtigung der Silageverluste
Roggen ab Feld	t FM	8.551	11.600	Befragung Anlagenbetreiber, unter Berücksichtigung der Silageverluste
Gras ab Feld	t FM	12.466	16.911	Befragung Anlagenbetreiber, unter Berücksichtigung der Silageverluste
Getreidekorn	t FM	1.500	1.500	Befragung Anlagenbetreiber
Hühnertrockenkot	t FM	26.600		Befragung Anlagenbetreiber
Flächenbedarf Substrat	ha	1.925 / 1.604 / 2.406	2.611 / 2.176 / 3.264	KTBL
Wasserbedarf Substrate	m ³	829 / 691 / 1.036	1.125 / 937 / 1.406	KTBL

	Einheit	Produktsystem mit Gärrestverwertung	Referenzsystem ohne Gärrestverwertung	
		Base Case mid / min / max	Base Case mid / min / max	Quelle
Transport Substrate	tkm	8.871.650	10.749.085	Transportdistanz aus Befragung Anlagenbetreiber, bezogen auf Silage
Fermenter	Stück	0,4	0,4	Datensatz aus Ecoinvent zu Fermenter mit einer jährlichen Kapazität von 10.000 t Substrat; die Substratmengen der beiden Systemen entsprechen 10 solcher Fermenter, Lebensdauer 25 Jahre
<i>BHKW</i>				
BHKW	Stück	0,3	0,3	Datensatz aus Ecoinvent zu BHKW mit einer Leistung von 1 MWel; die elektrische Leistung des BHKW in den untersuchten Systemen entspricht 5 solcher Fermenter, Lebensdauer 15 Jahre
Schmieröl	kg	853	956	Jungbluth et. al 2007
Strom	kWh	81.902	91.774	Jungbluth et. al 2007
<i>Verfahren zur Gärrestverwertung</i>				
Gips	t	1.500		Befragung Anlagenbetreiber
Flächenbedarf BGA/BHKW/Gärrestverwertung	ha	1,44	1,00	Eigene Abschätzung
Transport Produkte		11.130.000 / 8.904.000 / 13.356.000	16.147.294 / 12.917.835 / 19.376.752	Eigene Abschätzung basierend auf Roth und Wulf (2017)
Emissionen				
<i>Silierung</i>				
NO _x (Luft)		1.526	2.070	Eigene Berechnung basieren auf Angaben von Görner und Hübner (2002)
<i>Lagerung Hühnertrockenkot (in Referenzsystem auf die gleiche Masse bezogen wie in Produktsystem mit Gärrestverwertung)</i>				
NH ₃ (Luft)	kg	5.271 / 1.054 / 15.960	72.981 / 14.596 / 175.560	N-Gehalt im HTK: LLG (2002), NH ₃ -Emissionen: UBA (2002), Hänel et al. (2018), Reduktionsminderung durch feste Abdeckung: UNECE (2014)
N ₂ O (Luft)	kg	144 / 29 / 232	1.437 / 287 / 2.318	N ₂ O-Emissionen: IPCC (2006), Reduktionsminderung durch feste Abdeckung: UNECE (2014)

	Einheit	Produktsystem mit Gärrestverwertung	Referenzsystem ohne Gärrestverwertung	
		Base Case mid / min / max	Base Case mid / min / max	Quelle
CH ₄ (Luft)	kg	7.298 / 1.460 / 17.556	72.981 / 14.596 / 175.560	CH ₄ -Emissionen: IFEU (2007), Hänel et al. (2018), Reduktionsminderung durch feste Abdeckung: UNECE (2014)
<i>Ausbringung Hühnertrockenkot (in Referenzsystem auf die gleiche Masse bezogen wie in Produktsystem mit Gärrestverwertung)</i>				
NH ₃ (Luft)	kg		115.315 / 26.938 / 13.382	NH ₃ -Emissionsfaktoren: IPCC (2006), Hänel et al. (2018)
N ₂ O (Luft)	kg		10.284 / 10.114 / 8.061	NO ₂ -Emissionsfaktoren: IPCC (2006), Hänel et al. (2018)
<i>BGA/ BHKW</i>				
CH ₄ (Luft)	t	112 / 75 / 150	115 / 76 / 153	Diffuse Methanverluste aus Geldermann et al. (2012): BGA, BHKW, Gärrestlager
CO (Luft)	t	0,36	0,37	Basierend auf Jungbluth et. al 2007
NO _x (Luft)	t	3,6	3,7	Basierend auf Jungbluth et. al 2007
N ₂ O (Luft)	t	0,14	0,15	Basierend auf Jungbluth et. al 2007
SO ₂ (Luft)	t	1,05	1,07	Basierend auf Jungbluth et. al 2007
NMVOG (Luft)	t	0,29	0,30	Basierend auf Jungbluth et. al 2007
Partikel (Luft)	t	0,004	0,004	Basierend auf Jungbluth et. al 2007
<i>Lagerung Gärreste</i>				
NH ₃ (Luft)	kg	3.390	3.587	N- und NH ₄ -N-Gehalt im Gärrest: Befragung Anlagenbetreiber, Kirsch (2009), Emissionsfaktoren aus IFEU (2008a)
N ₂ O (Luft)	kg	118	60	N- und NH ₄ -N-Gehalt im Gärrest: Befragung Anlagenbetreiber, Kirsch (2009), Emissionsfaktoren aus IFEU (2008a)
<i>Ausbringung Gärreste</i>				
NH ₃ (Luft)	kg	103.831 / 22.572 / 103.831	120.561 / 26.209 / 120.561	N- und NH ₄ -N-Gehalt im Gärrest: Befragung Anlagenbetreiber, Kirsch (2009), Emissionsfaktoren UBA (2002), Hänel et al. (2018)
N ₂ O (Luft)	kg	10.056 / 9.386 / 10.056	6.932 / 6.155 / 6.932	N- und NH ₄ -N-Gehalt im Gärrest: Befragung Anlagenbetreiber, Kirsch (2009), Emissionsfaktoren IFEU (2007), Hänel et al. (2018)
Ausgleich der Nutzen				

	Einheit	Produktsystem mit Gärrestverwertung	Referenzsystem ohne Gärrestverwertung	
		Base Case mid / min / max	Base Case mid / min / max	Quelle
Strom zum Ausgleich der Strombilanz	MWh _{el}	1.450 / 1.315 / 1.585		Differenz der Stromproduktion des Produktsystems mit Gärrestverwertung abzgl. des Strombedarfs des Verfahrens zur Gärrestverwertung und dem Referenzsystem
N-Dünger	t	0 / 60 / 0	58 / 0 / 58	Berechnung basierend auf Daten von Befragung Anlagenbetreiber, LLG (2002), Kirsch (2009)
P ₂ O ₅ -Dünger	t	290		Berechnung basierend auf Daten von Befragung Anlagenbetreiber, LLG (2002), Kirsch (2009)
K ₂ O-Dünger	t	266		Berechnung basierend auf Daten von Befragung Anlagenbetreiber, LLG (2002), Kirsch (2009)
CaO	t		352	Berechnung basierend auf Daten von Befragung Anlagenbetreiber
Fasern für die holzverarbeitende Industrie	t _{atro}		1.080	Befragung Anlagenbetreiber

3.4 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Die Darstellung und Diskussion der Ergebnisse zu den Wirkungskategorien nimmt Bezug auf die beiden Methoden Nutzenkorbmethode und ökonomische Allokation. Gegenübergestellt werden jeweils die Szenarien Base Case (inklusive der Mid-, Min- und Max-Szenarien) und „100 % externe Wärmenutzung“ (zur Erläuterung der Szenarien siehe Kapitel 3.1).

In der Darstellung der Ergebnisse werden die Prozessschritte Bereitstellung der Biomasse, Transport, Hühnertrockenkotlagerung und -ausbringung, Biogasanlage und BHKW, Gärrestlagerung und -ausbringung, mineralische Düngemittel (zum Ausgleich der Nährstoffbilanz), Verfahren zur Gärrestverwertung, Strom (zum Ausgleich der Strombilanz) und Wärme (zum Ausgleich der Wärmebilanz) sowie Bereitstellung der Fasern aus Industrieholz getrennt aufgeführt.

Die funktionelle Einheit ist im Fall der Nutzenkorbmethode jeweils das gesamte System bestehend aus Biogasanlage, BHKW und der Faserherstellung betrachtet über ein Jahr. Bei der ökonomischen Allokation wird als funktionelle Einheit eine Tonne Fasern für den Einsatz in Holzwerkstoffen herangezogen, sowie eine Kilowattstunde Strom aus Biogas. Zunächst werden die Ergebnisse der Nutzenkorbmethode vorgestellt. Dieser Ansatz erlaubt es, die Komplexität des Multi-Output-Gesamtsystems und die Bereitstellung der vielfältigen Nutzen, umfassender darzustellen und diskutieren zu können als die Methode der ökonomischen Allokation.

Abb. 3.5 zeigt die Ergebnisse nach Normierung der Wirkungskategorien für das Produktsystem mit Gärrestverwertung und für das Referenzsystem bei Anwendung der Nutzenkorbmethode. Im Anschluss an die Darstellung der Ergebnisse nach Normierung werden in den folgenden Kapiteln die Indikatorwerte vor Normierung ausgewiesen. Die Normierung setzt das Ergebnis der Wirkungsabschätzung mit den in einem Bezugsraum insgesamt auftretenden Emissionen innerhalb einer Wirkungskategorie ins Verhältnis (hier EU 25+3). Die betrachteten Produktsysteme führen vor allem in den Wirkungskategorien Versauerungspotenzial (AP), Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen (ADPE), und Eutrophierungspotenzial (EP) zu vergleichsweise hohen Werten, wohingegen die Wirkungskategorie Ozonzerstörungspotenzial (ODP) nur einen sehr geringen Wert aufweist. In der weiteren Darstellung wird daher auf die Wirkungskategorien AP, ADPE und EP sowie auf das Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern (ADPF) und das Treibhauspotenzial (GWP) als wichtige Kategorien für Energiewende und Klimaschutz eingegangen.

Abb. 3.5 verdeutlicht zudem, dass in den Wirkungskategorien jeweils andere Prozesse für hohe Emissionswerte verantwortlich sind. In vielen Wirkungskategorien wie ADPE, GWP, AP und EP fallen große Teile der Emissionen während der Substratbereitstellung an. Vor allem im Referenzsystem tragen die Prozessschritte Hühnerkotlagerung und -ausbringung zu hohen Werten beim Versauerungspotenzial bei, beim Produktsystem mit Gärrestverwertung resultiert ein Großteil der Emissionen aus der Gärrestlagerung und -ausbringung.

Die Emissionen des Referenzsystems übertreffen in den meisten betrachteten Wirkungskategorien die des Produktsystems mit Gärrestverwertung. Die Unterschiede fallen jedoch sehr unterschiedlich hoch aus. Die Werte des Referenzsystems liegen um 12 % (ADPF) bis zu 121 % (AP) über denen des Produktsystems mit Gärrestverwertung. Hingegen übertrifft in der Wirkungskategorie ADPE der Wert des Produktsystems den des Referenzsystems um 9 %. Da an vielen Stellen Annahmen in die Berechnungen eingehen, sind die Unterschiede nicht in allen Wirkungskategorien robust. Hierauf wird in den folgenden Kapiteln eingegangen.

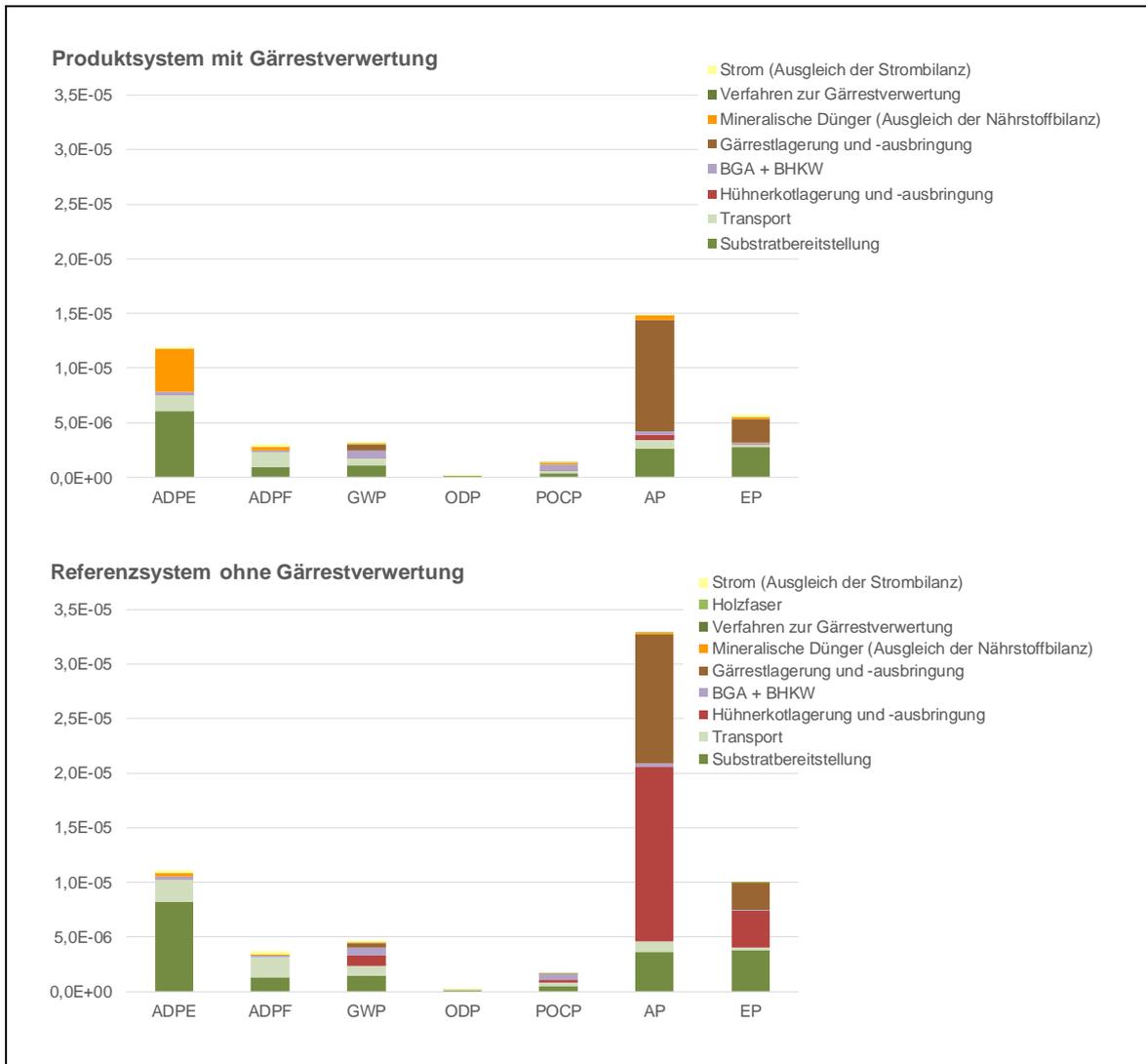


Abb. 3.5: Normierte Emissionen und Aufwendungen des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems unterteilt nach Prozessschritten

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 3.16 und Tab. 3.17

3.4.1 Treibhauspotenzial

Das auf der vorab beschriebenen Datengrundlage berechnete Treibhauspotenzial des Produktsystems mit Gärrestverwertung beträgt bei Anwendung der Nutzenkorbmethode und bei den mittleren Aufwendungen und Emissionen 17,1 Mio. kg CO_{2eq} pro Jahr. Der Bereich, der über die minimalen und maximalen Aufwendungen und Emissionen aufgespannt wird, liegt zwischen 14,2 und 20,3 Mio. kg CO_{2eq} pro Jahr (s. Abb. 3.6). Für das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung ergeben sich für die Modellanlage 23,3 Mio. kg CO_{2eq} pro Jahr mit einer Bandbreite von 18,3 und 29,3 Mio. kg CO_{2eq} pro Jahr. In die Berechnung gehen zahlreiche Annahmen ein, die mit einer vergleichsweise hohen Unsicherheit in Hinblick auf die Höhe der CO_{2eq}-Emissionen der Systeme einhergehen. Dies spiegelt sich in der großen Bandbreite der Ergebnisse wider.

Die meisten Annahmen bezüglich der Minimum und Maximum-Werte in den Szenarien Min und Max betreffen das Produktsystem mit Gärrestverwertung und das Referenzsystem analog, wenn auch in unterschiedlicher Ausprägung (z. B. diffuse Methanverluste, Biomasseerträge). So wirken

sich die Unterschiede bezüglich der Biomasseerträge im Referenzsystem stärker aus, da die Referenzanlage größere Mengen an Anbau-Biomasse benötigt. Die Unterschiede in den Emissionen im Prozessschritt Hühnertrockenkotausbringung hingegen betreffen ausschließlich das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung, wohingegen der Strombedarf der Gärrestverwertung sich ausschließlich auf das Produktsystem mit Gärrestverwertung auswirkt (Ausgleich der Strombilanz).

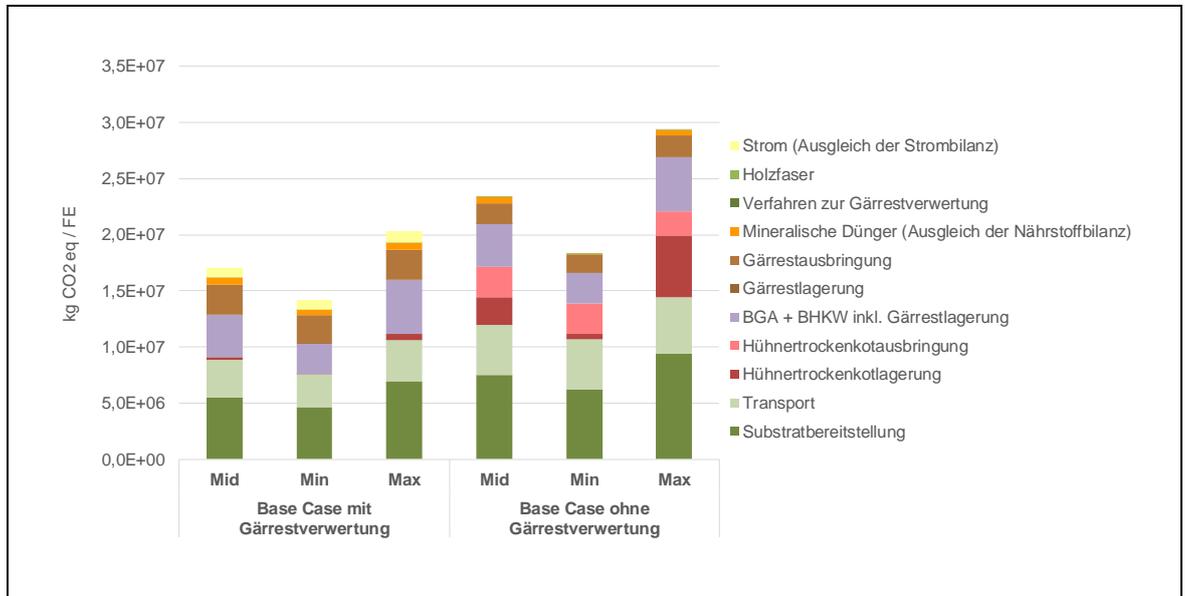


Abb. 3.6: Treibhauspotenzial des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems (mit Mid-, Min- und Max-Szenarien)

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 3.16 und Tab. 3.17

Um die Unterschiede zwischen dem Produktsystem mit Gärrestverwertung und dem Referenzsystem ohne Gärrestverwertung nachvollziehen und interpretieren zu können, eignet sich zunächst ein Vergleich der Ergebnisse bei mittleren Aufwendungen und Emissionen (Szenario Mid). Die Treibhausgasemissionen teilen sich in beiden Systemen vor allem auf Kohlenstoffdioxid, Lachgas und Methan auf. Im Produktsystem mit Gärrestverwertung stammen 41 % der $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen aus Kohlenstoffdioxid, 22 % aus Methan und 37 % aus Lachgas. Kohlenstoffdioxid entsteht in größeren Mengen bei den Transportprozessen, beim Biomasseanbau und hier vor allem durch den Maschineneinsatz (Traktoren mit Dieselantrieb) und die Düngemittelproduktion sowie durch den Ausgleich der Strombilanz (Bereitstellung von Strom nach dem deutschen Strom-Mix). Lachgas stammt zu 55 % aus dem Biomasseanbau, der Rest resultiert fast vollständig aus der Gärrestausrückführung. Methan stammt zum Großteil aus den diffusen Methanverlusten an der Biogasanlage, dem BHKW und dem Gärrestlager (insgesamt 85 % aller Methanemissionen). Geringere Mengen resultieren aus der Hühnertrockenkotlagerung, dem Biomasseanbau und den Transportprozessen. Im Referenzsystem ohne Gärrestverwertung ist die Verteilung etwas anders. Hier stammt etwa ein Drittel der $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen aus Kohlenstoffdioxid, 24 % aus Methan und 43 % aus Lachgas. Die höheren Methanemissionen sind auf die Freisetzung während der Hühnertrockenkotlagerung zurückzuführen, die höheren Lachgasemissionen auf den größeren Bedarf an Anbau-Biomasse und die Emissionen durch die Hühnertrockenkotausbringung. Die $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen aus der Gärrestlagerung und -ausbringung sind im Referenzsystem aufgrund der geringeren N-Gehalte im Gärrest etwas geringer als im Produktsystem mit Gärrestverwertung. Die $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen aus der Bereitstellung der Holzfasern schlagen im Referenzsystem ohne Gärrestverwertung kaum zu Buche, da sie nur mit sehr geringen spezifischen Belastungen einhergehen.

Die insgesamt höheren $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen des Referenzsystems bei mittleren Aufwendungen und Emissionen im Vergleich zum Produktsystem mit Gärrestverwertung, sind somit vor allem auf den höheren Bedarf an Anbau-Biomasse (Anbau und Transport des Substrates) und auf höhere Emissionen durch die Hühnertrockenkotlagerung und -ausbringung zurückzuführen. Die Emissionen während der Hühnertrockenkotlagerung sind mit hoher Unsicherheit behaftet und hängen stark von den Lagerungsbedingungen ab. Eine Lagerung in einem Behälter mit fester Abdeckung führt, wie die Ergebnisse im Min-Szenario zeigen, zu deutlich geringeren $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen in diesem Prozessschritt. Doch auch, wenn für das Referenzsystem die gleichen $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen wie bei der Hühnertrockenkotlagerung am Ort der Biogasanlage unterstellt werden, übertreffen die gesamten $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen des Referenzsystems die des Produktsystems mit Gärrestverwertung. Gründe hierfür, sind wie bereits beschrieben der höhere Bedarf an Anbau-Biomasse im Referenzsystem und die $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen aus der Hühnertrockenkotausbringung.

Das Produktsystem liefert etwas weniger Strom aus Biogas als das Referenzsystem, zum einen wegen der geringeren Methanerträge von Hühnertrockenkot im Vergleich zu Mais, zum anderen wegen des Strombedarfs des Verfahrens zur Gärrestverwertung. Dies spiegelt sich im Produktsystem mit Gärrestverwertung in den $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen für den Ausgleich der Strombilanz wieder. Das Produktsystem liefert zudem etwas weniger P_2O_5 und K_2O als das Referenzsystem, da diese Nährstoffe in größeren Mengen mit dem Hühnertrockenkot ausgebracht werden. Es stellt zugleich mehr Stickstoff bereit, da dieser über die ASL in pflanzenverfügbarer Form konzentriert wird. Die Unsicherheiten in Bezug auf die Nährstoffbilanz sind bei allen Nährstoffen als groß einzuschätzen.

Das Szenario „100 % externe Wärmenutzung“ nimmt an, dass am Standort der Biogasanlage eine externe Wärmesenke, beispielsweise ein Nahwärmenetz, vorhanden ist, die die gesamte durch das BHKW erzeugte Wärme nutzen kann. Im Produktsystem mit Gärrestverwertung wird Wärme für die Strippung und vor allem für die Gärresttrocknung, benötigt. Diese Wärmemenge kann somit nicht in das Nahwärmenetz eingespeist werden und muss in diesem Szenario auf andere Art und Weise bereitgestellt werden. Als alternative Wärmequelle wird ein Gaskessel unterstellt. Dies führt dazu, dass die Unterschiede in den $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen des Produktsystems mit Gärrestverwertung und dem Referenzsystem deutlich geringer ausfallen (s. Abb. 3.7).

Aus Klimaschutzgründen ist ein Einsatz der Gärrestverwertung, und dabei vor allem der Prozessschritt der Fasertrocknung für die Gewinnung von Fasern für die stoffliche Nutzung, daher nur dann sinnvoll, wenn am Ort der Biogasanlage nur eine vergleichsweise geringe Wärmemenge extern genutzt wird. Ab einem externen Wärmenutzungsgrad von mehr als 65 % muss dem Produktsystem mit Gärrestverwertung eine alternative Technologie zur Wärmebereitstellung zugewiesen werden, was den potenziellen Vorteil des Verfahrens gegenüber dem Referenzsystem bezüglich der $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen gefährdet. Dieser Wert gilt exemplarisch für die betrachtete Biogasanlage und Pilotanlage für die Gärrestverwertung und ist nicht eins zu eins auf andere Anlagen zu übertragen.

In welchem Ausmaß sich die $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen bei einem höheren Gärreste-Durchsatz an der Pilotanlage verändern, kann ohne genauere Informationen nicht belastbar prognostiziert werden. Einerseits ist eine Effizienzsteigerung des Verfahrens zu erwarten. Andererseits geht mit einem größeren Faser-Output auch ein höherer Wärmebedarf einher. Dies führt dazu, dass die durch das BHKW bereitgestellte Wärme in größerem Umfang für die Gärrestverwertung benötigt wird. Ein höherer Gärrestdurchsatz der Anlage kann mit Blick auf den Klimaschutz nur realisiert werden, wenn keine Nutzungskonkurrenz um die Wärme besteht. Dies ist dann der Fall, wenn nur eine geringe externe Wärmeabgabe vor Ort der Biogasanlage möglich ist oder eine andere klimaschonende Wärmequelle zur Verfügung steht. Im Fall eines Outputs von $6.000 \text{ t}_{\text{atro}}$ kann auf der Basis von An-

gaben des Anlagenbetreibers zum Wärmebedarf des Verfahrens bei höherem Durchfluss ein externer Wärmenutzungsgrad von 38 % abgeschätzt werden, der mit dem Produktsystem mit Gärrestverwertung noch bedient werden kann, bevor eine Nutzungskonkurrenz eintritt. Positiv formuliert, kann die Gärrestverwertung, inklusive der wärmeintensiven Trocknung der Fasern für die stoffliche Nutzung, eine sinnvolle Wärmenutzung an ländlichen Biogas-Standorten ermöglichen, wo andere geeignete Wärmeabnehmer fehlen.

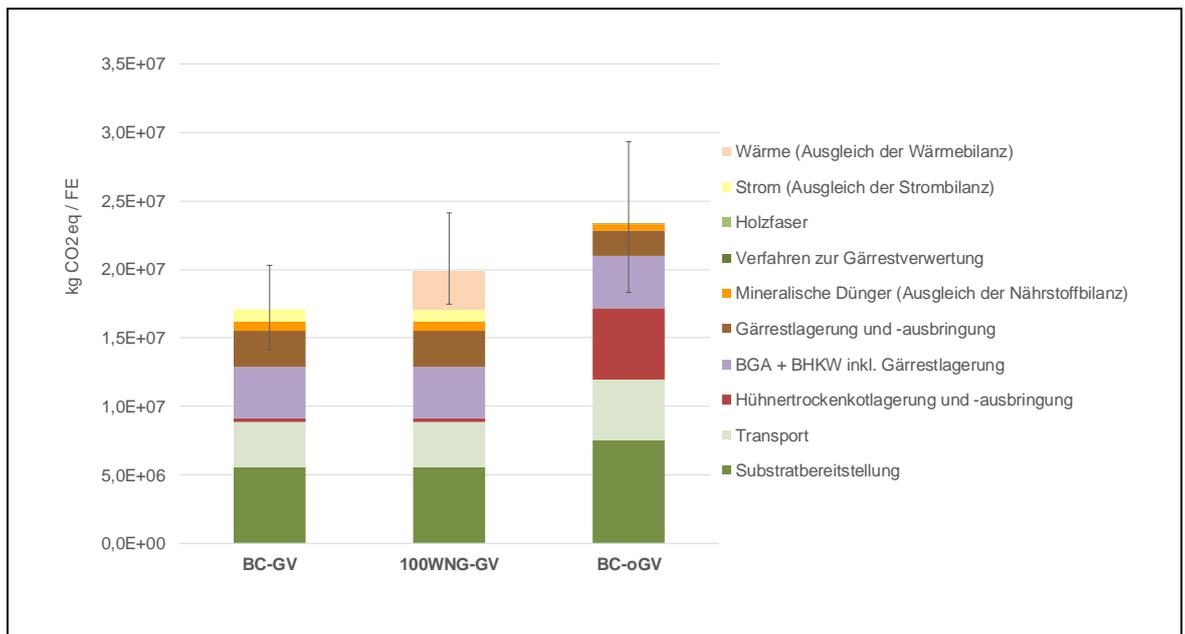


Abb. 3.7: Treibhauspotenzial des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems für verschiedene Szenarien

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 3.16 und Tab. 3.17

Erläuterung: BC = Base Case; GV = Produktsystem mit Gärrestverwertung; oGV = Referenzsystem ohne Gärrestverwertung; WNG = Externer Wärmenutzungsgrad. Dargestellt sind die Input- und Outputwerte der Mid-Szenarien. Die Fehlerbalken markieren die Bandbreite an Ergebnissen aus den Min- und Max-Szenarien. Für eine Erläuterung der Szenarien s. Kapitel 3.1.

In einer Befragung von Biogasanlagenbetreibern ermittelten Scheftelowitz et al. (2015) einen Durchschnittswert von 57 % für den Anteil der extern genutzten Wärmemenge (nach Abzug des Eigenanteils). Ein Anteil von 14 % der befragten Biogasanlagenbetreiber gab an, dass weniger als 25 % der Wärme extern genutzt wird. Bei einer nicht unerheblichen Anzahl an Biogasanlagen in Deutschland ist somit der externe Wärmenutzungsgrad so gering, dass ein Einsatz des Verfahrens zur Gärrestverwertung in größerem Maßstab aufgrund der geringen Nutzungskonkurrenz um die Wärme prinzipiell in Frage kommt. Aus ökonomischen Gründen eignet sich das Verfahren vor allem für größere Biogasanlagen im MW-Bereich. Eine Standortprüfung muss auch die Frage beinhalten, ob die wärmeintensive Fasertrocknung Teil der Gärrestverwertung sein kann, ohne dass eine Wärmenutzungskonkurrenz auftritt. Vor diesem Hintergrund ist auch zu bedenken, dass im Energiesystem vermehrt flexibel steuerbare Lasten erforderlich sind. Flexibel gefahrene Biogasanlagen weisen geringere jährliche Betriebszeiten auf, was sich auch in geringeren jährlichen Wärmemengen widerspiegelt. Für das Produktsystem mit Gärrestverwertung ist zu überprüfen, inwiefern und in welchem Umfang der Wärmebedarf des Verfahrens zu Einschränkungen bei einer potenziellen Flexibilisierung der Stromerzeugung durch das BHKW führt. Mögliche Einschränkungen

könnten gegebenenfalls mit einem Wärmespeicher aufgehoben werden. Es besteht weiterer Forschungsbedarf zu den genannten technisch-systemischen Aspekten sowie zur Frage, wie mögliche Auswirkungen und Anpassungsstrategien aus ökologischer Perspektive zu beurteilen sind.

Der methodische Ansatz der ökonomischen Allokation dient dazu, die ökonomische Wertigkeit der verschiedenen Produkte miteinander in Relation zu setzen und die potenziellen Umweltwirkungen entsprechend dieser Relation zuzuordnen. Die Erlöse des Produktsystems mit Gärrestverwertung (Base Case) stammen zu über 90 % aus der Stromerzeugung und zu 1,9 % aus der Faserbereitstellung. Die restlichen Anteile fallen auf die ASL und den Kalkdünger. Aus ökonomischer Perspektive bleibt somit auch bei Weiterverwertung der Gärreste das Hauptprodukt des Gesamtsystems eindeutig die Strombereitstellung aus Biogas. Bei einem höheren Gärrestdurchsatz und entsprechend größerer Fasermasse erhöht sich der Anteil der Fasern auf etwa 10 % (s. Kapitel 3.2.9).

Den Allokationsfaktoren entsprechend entfallen auch die CO_{2eq}-Emissionen mehrheitlich auf Strom (und gegebenenfalls Wärme). Der Anteil der Emissionen, die den Gärrestfasern zugewiesen werden, sind demgegenüber gering. Im Vergleich zu dem Referenzprodukt Holzfasern sind die CO_{2eq}-Emissionen der Gärrestfasern im Base Case höher (s. Abb. 3.8). Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Vorkette der Gärrestfasern bestehend aus Substratbereitstellung, Transport, Emissionen an der Biogasanlage und dem BHKW etc. mit hohen CO_{2eq}-Emissionen einhergeht und diese entsprechend des Allokationsfaktors zum Teil den Gärrestfasern zugeschrieben werden.

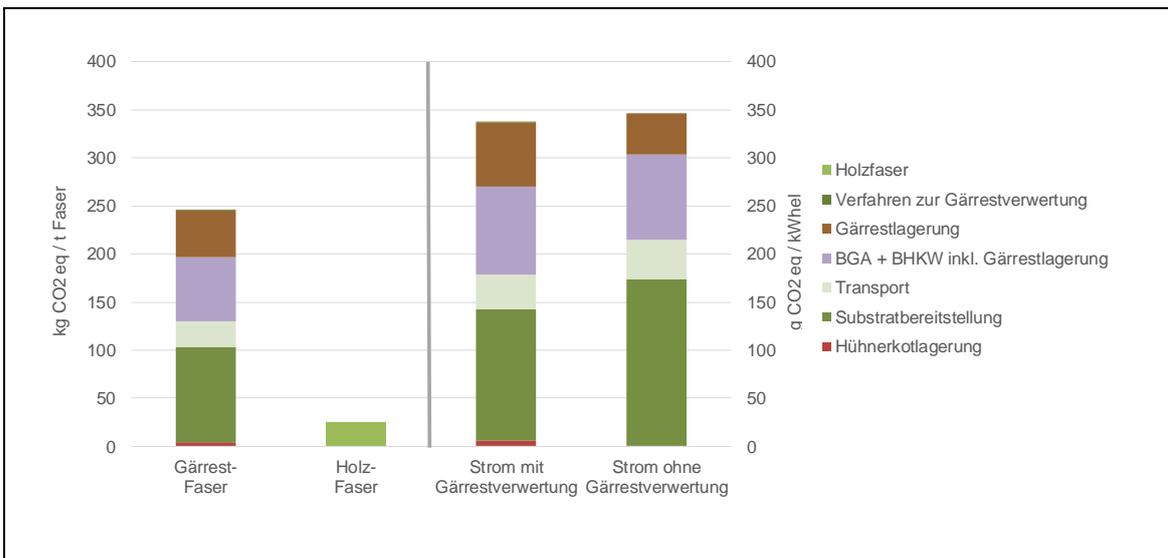


Abb. 3.8: Treibhauspotenzial des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystem bei Anwendung der ökonomischen Allokation

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 3.16 und Tab. 3.17

Zugleich findet rechnerisch eine Entlastung von CO_{2eq}-Emissionen der Strom- und gegebenenfalls der Wärmebereitstellung statt, die durch die Berechnung der CO_{2eq}-Emissionen einer Kilowattstunde Elektrizität mit der Methode der ökonomischen Allokation transparent gemacht wird (s. Abb. 3.8). Multipliziert man jeweils die insgesamt bereitgestellte Produktmenge (1.080 t Fasern und 38 GWh_{el} Strom) mit der Differenz der spezifischen CO_{2eq}-Emissionen (bezogen auf t_{atro} und kWh_{el}) zwischen Produktsystem und Referenzsystem, so ist der Gesamtwert an CO_{2eq}-Emissionen des Produktsystems etwas geringer als der des Referenzsystems (Differenz: 350 kg CO₂/a).

In der Summe weisen die Ergebnisse zum Treibhauspotenzial darauf hin, dass die Düngemittel- auskopplung im Zuge der Gärrestverwertung aus der Perspektive des Klimaschutzes einen positiven Effekt haben kann. Die Bereitstellung der Fasern für die stoffliche Nutzung zeigt im Vergleich zum Referenzprodukt Fasern aus Industrieholz keinen signifikanten positiven Effekt auf das Treibhauspotenzial und insbesondere die wärmeintensive Fasertrocknung sollte nur erfolgen, wenn keine Nutzungskonkurrenz um die durch das BHKW bereitgestellte Wärme besteht. In Anbetracht der vergleichsweise hohen Unsicherheit im Berechnungsmodell lassen sich nur wenige robuste Aussagen treffen. Mit hoher Sicherheit kann geschlussfolgert werden, dass erstens, durch den Einsatz von Hühner trockenkot im Produktsystem mit Gärrestverwertung $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen wegen des geringeren Bedarfs an Anbau-Biomasse vermieden werden und zweitens $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen wegen geringerer Transportaufwendungen vermieden werden. Zu erwarten ist drittens eine Vermeidung von $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen aus der Hühner trockenkotlagerung und -ausbringung als positiver Effekt der Strippping im Zuge der Düngemittelauskopplung. Um die potenzielle Emissionsreduktion näher zu untersuchen und zu quantifizieren, bedarf es weiterer Berechnungen auf Grundlage von Informationen zur Art der Lagerung und vor allem konkrete Messdaten zu den Nährstoffgehalten des verwendeten Hühner trockenkots. Viertens besteht eine wichtige Einschränkung vor allem für den Einsatz der wärmeintensiven Fasertrocknung aus Sicht des Klimaschutzes darin, dass es keine Nutzungskonkurrenz um die von der Biogasanlage erzeugten Wärme gibt.

3.4.2 Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern

In der Wirkungskategorie Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern (ADPF) weist das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung bei Anwendung der Nutzenkorbmethode in der Summe einen etwas höheren Wert auf als Produktsystem mit Gärrestverwertung (s. Abb. 3.9), die Unterschiede sind in Anbetracht der Streuung jedoch nicht signifikant. Unterschiede zwischen den beiden Systemen lassen sich am besten anhand eines Vergleichs der Ergebnisse bei mittleren Aufwendungen und Emissionen (Szenario Mid) erläutern.

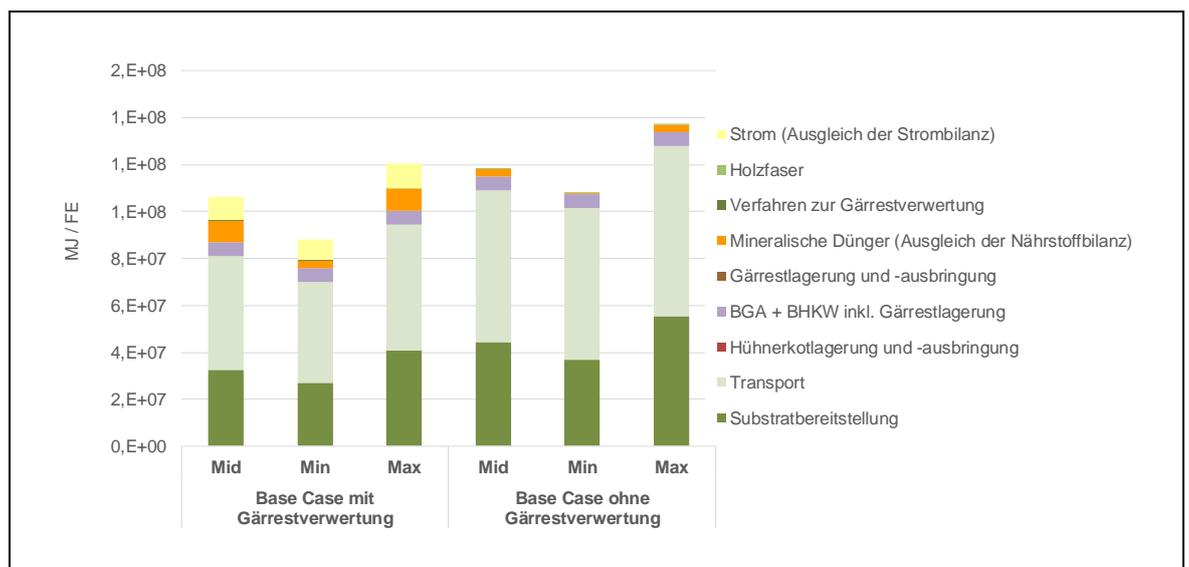


Abb. 3.9: Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems (Mid-, Min- und Max-Szenarien)

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 3.16 und Tab. 3.17

Die relevanten fossilen Energieträger sind im Produktsystem und im Referenzsystem Erdöl (59 % und 67 % des ADPF), Braun- und Steinkohle (zusammen 18 % und 11 % des ADPF) und Erdgas (jeweils 22 % des ADPF). Erdöl wird zum überwiegenden Teil in Form von Diesel für die Transportprozesse aufgewendet, daher ist der Anteil von Erdöl am ADPF im Referenzsystem, das eine höhere Verkehrsleistung benötigt, größer. Kohle ist im Produktsystem mit Gärrestverwertung vor allem dem Ausgleich der Strombilanz (Bereitstellung von Strom nach dem deutschen Strom-Mix) zuzuweisen (34 %). Ebenfalls relevante Mengen resultieren aus dem Biomasseanbau und hier vor allem aus der Herstellung mineralischer Düngemittel. Der Verbrauch von Erdgas resultiert im Produktsystem mit Gärrestverwertung vor allem aus der Substratbereitstellung, da Erdgas als Energieträger zur Düngemittelherstellung zum Einsatz kommt. Geringere Mengen lassen sich auf die Transportprozesse und den Ausgleich der Strombilanz zurückführen.

Der Aufwand an fossilen Energieträgern entsteht zum Großteil in den Prozessschritten Transport und Substratbereitstellung und Strombereitstellung sowie zu einem geringeren Anteil durch den Ausgleich der Strombilanz und die Nährstoffbilanz (im Produktsystem mit Gärrestverwertung Phosphor und Kalium, im Referenzsystem Stickstoff). Die Unsicherheiten bezüglich der Nährstoffbilanz sind wie im vorherigen Kapitel beschrieben hoch, sodass diesbezüglich keine robuste Aussage möglich ist. Es bedarf hier konkreter Analysen zu den Nährstoffgehalten.

Im Szenario „100 % externe Wärmenutzung“ fällt aufgrund des hohen Bedarfs an Erdgas für die alternative Wärmebereitstellung mittels Gaskessel der Aufwand fossiler Energieträger im Produktsystem mit Gärrestverwertung deutlich höher aus und liegt nun signifikant über dem des Referenzsystems (s. Abb. 3.11). Dies zeigt noch deutlicher als die Ergebnisse zum Treibhauspotenzial,

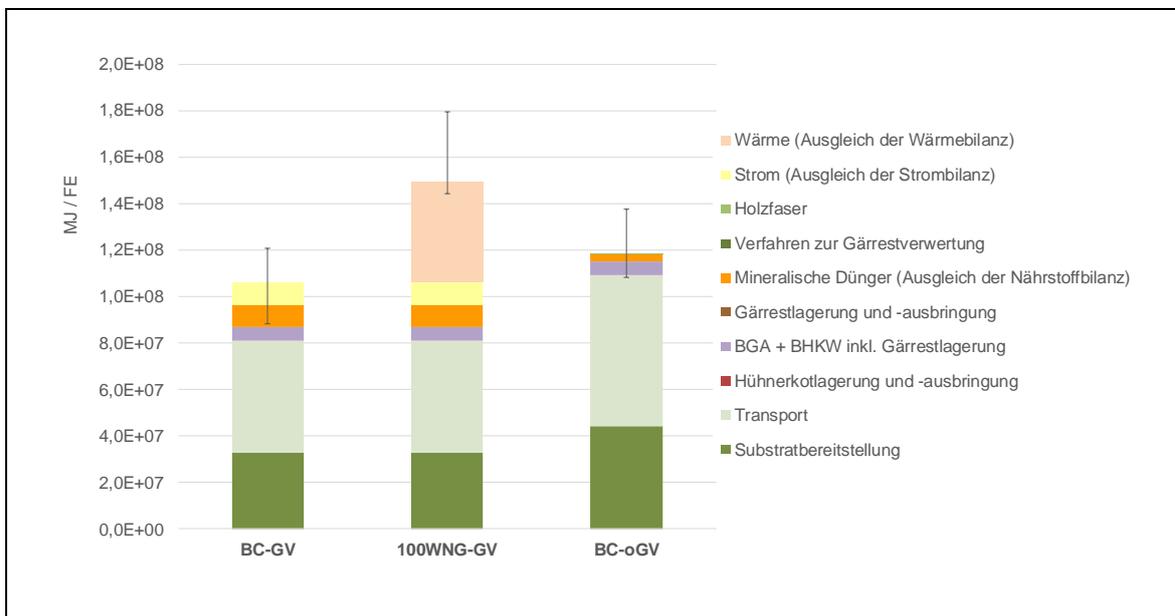


Abb. 3.10: Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems für verschiedene Szenarien

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 3.16 und Tab. 3.17

Erläuterung: BC = Base Case; GV = Produktsystem mit Gärrestverwertung; oGV = Referenzsystem ohne Gärrestverwertung. Dargestellt sind jeweils die Input- und Outputwerte der Mid-Szenarien. Die Fehlerbalken markieren die Bandbreite an Ergebnissen, die die Min- und Max-Szenarien ergeben. Eine Erläuterung der Szenarien findet sich Kapitel 3.1.

dass ein Einsatz des Verfahrens zur Gärrestverwertung und insbesondere die wärmeintensive Fasertrocknung nur dann sinnvoll ist, wenn am Ort der Biogasanlage keine Nutzungskonkurrenz um die Wärme besteht.

Bei Anwendung der ökonomischen Allokation sind die Systemgrenzen so gesetzt, dass die energieintensiven Prozessschritte Ausgleich der Strombilanz und Ausgleich der Nährstoffbilanz nicht Teil des Bilanzrahmens ist. Im Vergleich zum Referenzprodukt Fasern aus Industrieholz sind dennoch die Aufwendungen fossiler Energieträger für die Bereitstellung der Gärrestfasern im Base Case höher (s. Abb. 3.8). Noch deutlicher als beim Treibhauspotenzial zeigt sich bei diesem Ansatz jedoch die rechnerische Entlastung des durch die Biogasanlage bereitgestellten Stroms.

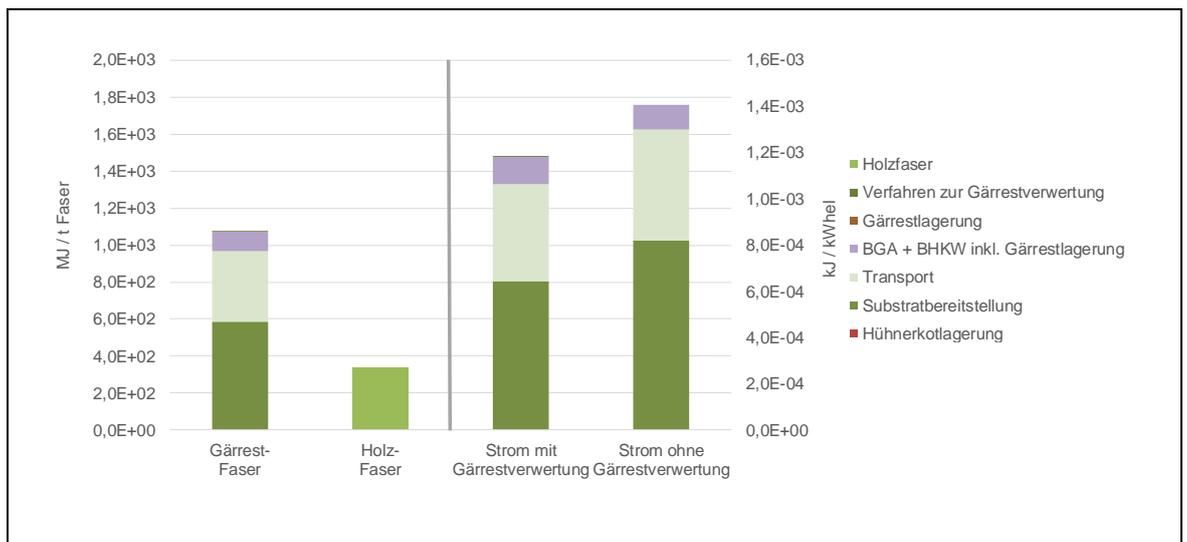


Abb. 3.11: Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems bei ökonomischer Allokation

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 3.16 und Tab. 3.17

3.4.3 Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen

In der Wirkungskategorie Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen (ADPE) weist das Produktsystem mit Gärrestverwertung bei der Anwendung der Nutzenkorbmethode in der Summe einen etwas höheren Sb_{eq} -Werte auf als das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung (s. Abb. 3.12). Die geringen Unterschiede sind in Anbetracht der großen Bandbreite der Ergebnisse nicht signifikant und hängen sehr stark davon ab, wie die Nährstoffbilanz zwischen den beiden Systemen ausfällt.

Die Verteilung der Aufwendungen an abiotischen Ressourcen auf die Prozessschritte ist in beiden Systemen etwas verschieden. Wichtige Rohstoffe, die in dieser Wirkungskategorie zu Buche schlagen, sind Cadmium, Gold und Blei. In der Summe machen diese Rohstoffe in beiden Systemen etwa 60 % der Sb -Äquivalente aus. Verursacht wird der Rohstoffverbrauch vor allem durch die Nutzung und Bereitstellung von Transportmedien (Lkw, Traktoren) sowie durch die Herstellung von mineralischen Düngemitteln und in besonderem Maße durch den P-Dünger. Die Aufwendungen resultieren dabei aus den Hintergrundsystemen der Düngemittel- und Fahrzeugherstellung. Cadmium beispielsweise ist ein Nebenprodukt der Blei- und Kupfergewinnung, beides Rohstoffe, die im

Fahrzeugaufbau verwendet werden. Hohe Werte finden sich demnach in den Prozessschritten Biomasseanbau (in diesem Prozess sind der Düngemittelbedarf und der Maschineneinsatz ursächlich

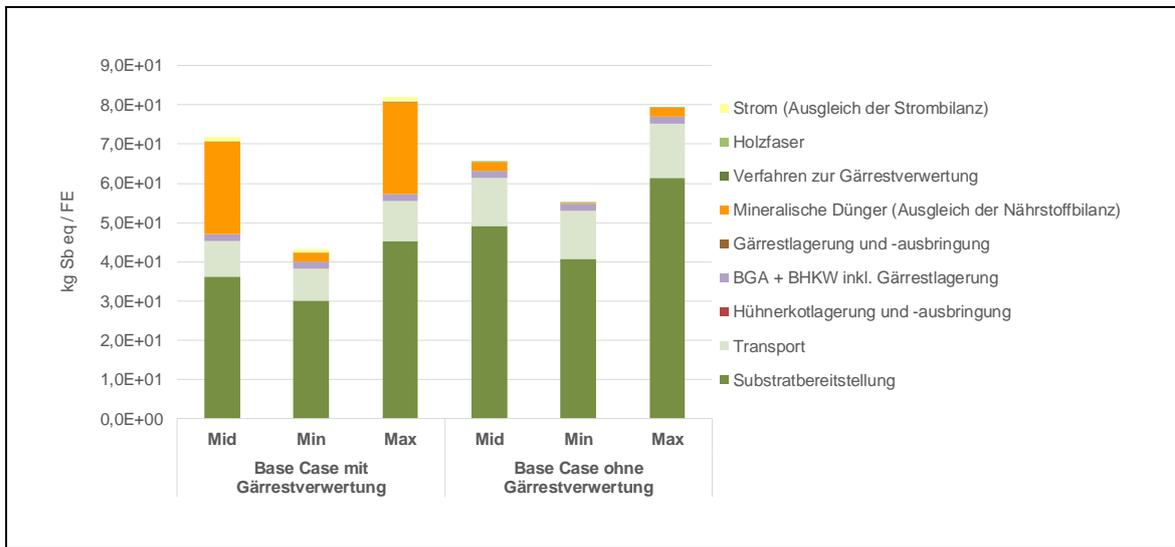


Abb. 3.12: Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems (Mid-, Min- und Max-Szenarien)

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 3.16 und Tab. 3.17

für die hohen Sb-Äquivalente) und Ausgleich der Nährstoffbilanz durch mineralische Düngemittel.

Die Unsicherheiten in Bezug auf die Nährstoffbilanz sind bei allen Nährstoffen als hoch einzuschätzen. Da die Nährstoffbilanz maßgeblich zur Höhe der Sb-Äquivalente beiträgt, sind die Ergebnisse bezüglich dieser Wirkungskategorie insgesamt mit einer hohen Unsicherheit behaftet.

Aus dem Szenario „100 % externe Wärmenutzung“ ergeben sich keine weiteren Erkenntnisse, da der Beitrag der alternativen Wärmebereitstellung zu dieser Wirkungskategorie vernachlässigbar ist. Die Methode der ökonomischen Allokation kommt zu dem Ergebnis, dass die Holzfaserbereitstellung zu geringeren Werten an Sb-Äquivalenten führt als die Gärrestfaserbereitstellung, obwohl der Ausgleich der Nährstoffbilanz hier außerhalb der Systemgrenzen liegt. Wie in den vorab vorgestellten Wirkungskategorien zeigt sich zugleich die rechnerische Entlastung des durch die Biogasanlage bereitgestellten Stroms, der auf das Ausklammern der Nährstoffbilanz zurückzuführen ist.

3.4.4 Versauerungspotenzial

In der Wirkungskategorie Versauerungspotenzial (AP) weist das Produktsystem mit Gärrestverwertung bei Anwendung der Nutzenkorbmethode in der Summe einen geringeren und abhängig von den Annahmen, einen teils deutlich geringeren Wert als das Referenzsystem (s. Abb. 3.13) auf.

Ein deutlicher Unterschied zeigt sich zwischen den Szenarien mit den jeweils mittleren Aufwendungen. Die Ergebnisbandbreiten der Min- und Max-Szenarien überlappen sich jedoch. Die SO_{2eq} -Emissionen im Produktsystem und im Referenzsystem teilen sich vor allem auf Ammoniak (83 % und 92 %), Schwefeloxide (9 % und 4 %) und Stickoxide (7 % und 4 %) auf. Ammoniak wird durch das Lagern von stickstoffhaltigen Substanzen und das Aufbringen auf landwirtschaftliche Flächen freigesetzt. Entsprechend fällt der größte Anteil der Ammoniak-Emissionen bei der Hühnerkotlagerung und -ausbringung an sowie bei der Gärrestausrückführung. Der Biomasseanbau schlägt

aufgrund des Düngemittleinsatzes ebenfalls mit nennenswerten NH_3 -Emissionen zu Buche. Die Gärrestlagerung spielt wegen der gasdichten Lagerung nur eine geringe Rolle bei der Freisetzung von Ammoniak-Emissionen. Stickoxide werden vor allem durch den Maschineneinsatz und die

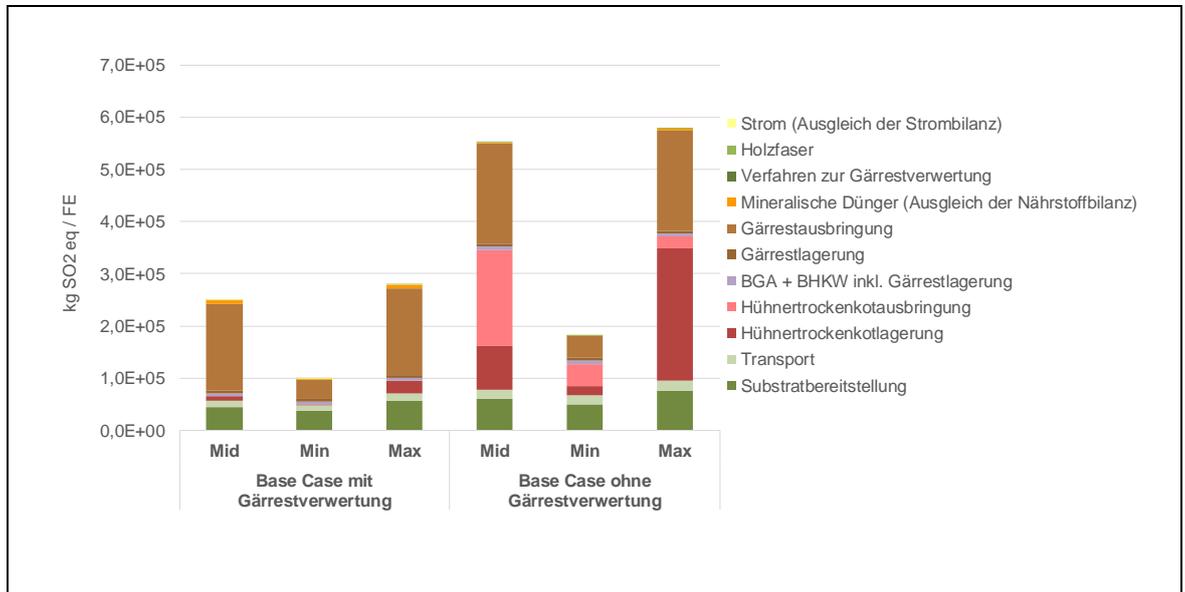


Abb. 3.13: Versauerungspotenzial des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems (Mid-, Min- und Max-Szenarien)

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 3.16 und Tab. 3.17

Transportprozesse verursacht sowie in geringeren Mengen durch die Silierung freigesetzt.

In die Berechnung gehen zahlreiche Annahmen ein, die mit einer hohen Unsicherheit in Bezug auf die Höhe der $\text{SO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen einhergehen. Dies spiegelt sich in der großen Bandbreite der Ergebnisse wider. Die Bereiche, die bei dem Produkt- und Referenzsystem jeweils über die minimalen und maximalen Aufwendungen und Emissionen aufgespannt werden, überlappen einander. Die großen Unterschiede zwischen den Szenarien sind auf die Annahmen bezüglich der Art der Hühnertrockenkotlagerung und der Art der Gärrestausringung in den Min- und Max-Szenarien zurückzuführen. Werden für die Hühnertrockenkot- und die Gärrestausringung die gleichen Annahmen bezüglich Einarbeitungszeit und Art der Ausbringung getroffen, so liegen die $\text{SO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen aus der Hühnertrockenkotausbringung trotz deutlich geringerer Mengen an ausgebrachtem Hühnertrockenkot gleichauf mit denen aus der Gärrestausringung. Dies ist auf die hohen Stickstoff- und Ammoniumgehalte im Hühnertrockenkot zurückzuführen. Bei gleicher Handhabung des Hühnertrockenkots und des Gärrestes weist das Produktsystem mit Gärrestverwertung ein signifikant niedrigeres Versauerungspotenzial auf als das Referenzsystem, da bei letzterem sowohl die Emissionen aus der Hühnertrockenkot- als auch der Gärrestausringung anfallen.

Aus dem Szenario „100 % externe Wärmenutzung“ ergeben sich keine weiteren Erkenntnisse, da der Beitrag der alternativen Wärmebereitstellung zu dieser Wirkungskategorie vernachlässigbar ist.

Die Methode der ökonomischen Allokation kommt zu dem Ergebnis, dass die Holzfaserbereitstellung zu geringeren Werten an SO_2 -Äquivalenten führt als die Gärrestfaserbereitstellung. Wie in den vorab vorgestellten Wirkungskategorien zeigt sich zugleich die rechnerische Entlastung des durch die Biogasanlage bereitgestellten Stroms, die vor allem auf die geringere Menge an Gärrest für die Feldausbringung im Produktsystem mit Gärrestverwertung zurückzuführen ist.

Die Vorteilhaftigkeit des Produktsystems mit Gärrestverwertung, die sich in dieser Wirkungskategorie zeigt, ist auf die erste Stufe der Gärrestverwertung, die Düngemittelauskopplung und den dadurch möglichen Einsatz des Hühnertrockenkots zurückzuführen. Die zweite Stufe der Gärrestverwertung, die Bereitstellung der Gärrestfasern geht aufgrund der geringen Umweltlasten der Holzfasern nicht mit signifikanten Effekten einher.

3.4.5 Eutrophierungspotenzial

In der Wirkungskategorie Eutrophierungspotenzial (EP) weist das Produktsystem mit Gärrestverwertung bei der Anwendung der Nutzenkorbmethode in der Summe ebenfalls einen geringeren Wert auf als das Referenzsystem (s. Abb. 3.14). Ein deutlicher Unterschied zeigt sich zwischen den Szenarien mit den jeweils mittleren Aufwendungen. Wie beim Versauerungspotenzial überlappen sich die Ergebnisbandbreiten der Min- und Max-Szenarien. Dies ist wie beim Versauerungspotenzial vor allem auf die unterschiedlichen Annahmen bezüglich der Art der Hühnertrockenkotlagerung und -ausbringung und der Art der Gärrestausrückführung in den Min- und Max-Szenarien zurückzuführen. Wie beim Versauerungspotenzial lassen sich Vorteile des Produktsystems mit Gärrestverwertung in dieser Wirkungskategorie auf die erste Stufe der Gärrestverwertung, die Düngemittelauskopplung und den dadurch möglichen Einsatz des Hühnertrockenkots zurückzuführen. Die zweite Stufe der Gärrestverwertung, die Bereitstellung der Gärrestfasern, geht aufgrund der geringen Umweltlasten der Holzfasern auch in dieser Kategorie nicht mit signifikanten Effekten einher.

Die $\text{PO}_4^{3-}\text{-eq}$ -Emissionen im Produktsystem und Referenzsystem teilen sich vor allem auf Nitratemissionen ins Wasser (35 % und 27 %), Ammoniakemissionen in die Luft (43 % und 60 %) und Phosphat (11 % und 4 %) auf. Nitrat entsteht zum großen Teil im Prozessschritt des Biomasseanbaus. Ammoniak wird beim Biomasseanbau, bei der Gärrestausrückführung sowie bei der Hühnertrockenkotlagerung und -ausbringung freigesetzt. Phosphat resultiert neben dem Biomasseanbau vor allem aus der Strombereitstellung zum Ausgleich der Strombilanz (Strommix Deutschland). Die Biomassebereitstellung trägt in der Summe zu einem erheblichen Anteil zu den $\text{PO}_4^{3-}\text{-eq}$ -Emissionen im Produktsystem und Referenzsystem bei. Je mehr Anbau-Biomasse benötigt wird (z. B. aufgrund hoher Silageverluste), desto höher sind entsprechend auch die $\text{PO}_4^{3-}\text{-eq}$ -Emissionen.

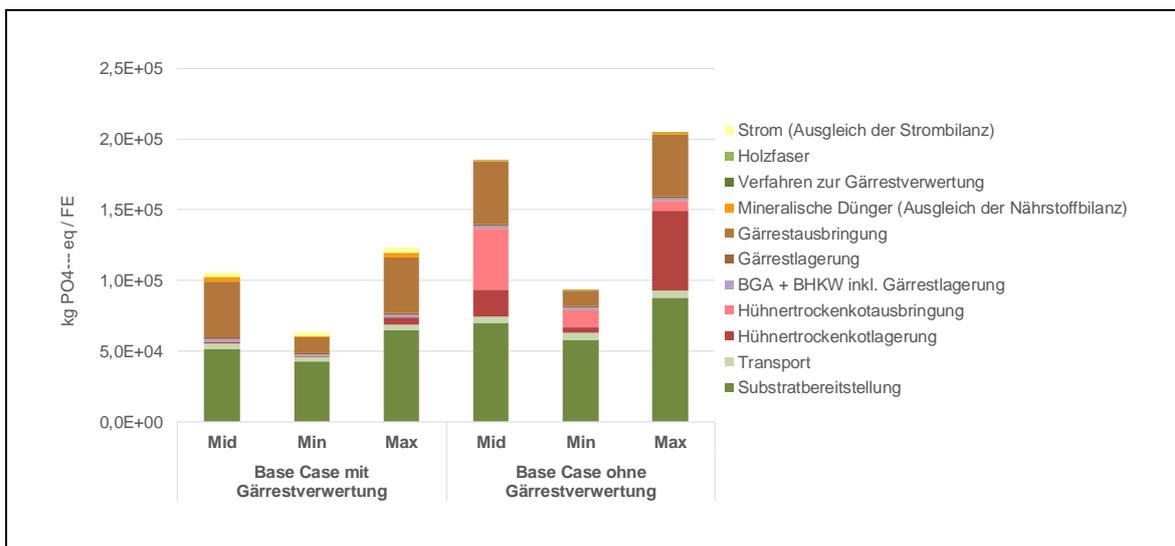


Abb. 3.14: Eutrophierungspotenzial des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems (Mid-, Min- und Max-Szenarien)

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 3.16 und Tab. 3.17

Aus dem Szenario „100 % externe Wärmenutzung“ ergeben sich keine weiteren Erkenntnisse, da der Beitrag der alternativen Wärmebereitstellung zu dieser Wirkungskategorie vernachlässigbar ist. Die Methode der ökonomischen Allokation zeigt, dass die Holzfaserbereitstellung zu geringeren Werten an $\text{PO}_4^{3-\text{eq}}$ -Äquivalenten führt als die Gärrestfaser. Es zeigt sich aber wieder die rechnerische Entlastung des durch die Biogasanlage bereitgestellten Stroms (s. Abb. 3.15).

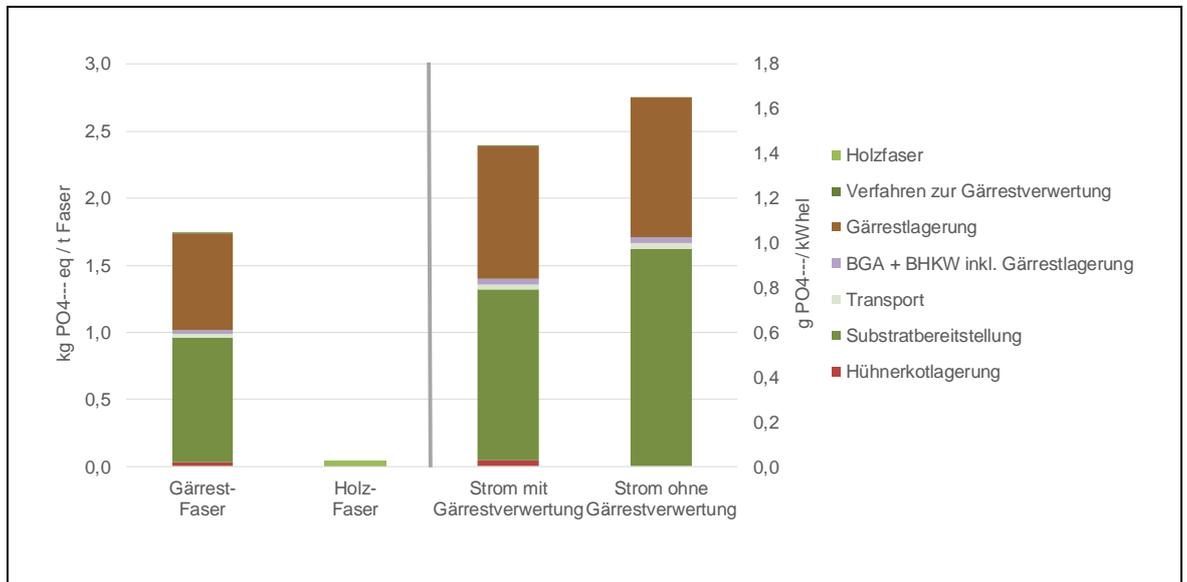


Abb. 3.15: Eutrophierungspotenzial des Produktsystems mit Gärrestverwertung und des Referenzsystems bei Anwendung der ökonomischen Allokation

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 3.16 und Tab. 3.17

3.4.6 Flächen- und Wasserbedarf

Die **Flächenbelegung** wird nach CML-IA nicht in einer eigenen Wirkungskategorie erfasst. Daher wird der direkte Flächenbedarf anhand der Sachbilanz ausgewiesen. Der Flächenbedarf des Produktsystems mit Gärrestverwertung ist bei der Anwendung der Nutzenkorbmethode in der Summe geringer als der des Referenzsystems (s. Tab. 3.18).

Tab. 3.18: Flächenbelegung durch das Produktsystem mit Gärrestverwertung und das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 3.16 und Tab. 3.17

	Produktsystem mit Gärrestverwertung	Referenzsystem mit Faserbereitstellung aus Industrieholz
Aufwendungen	mid / min / max [ha]	mid / min / max [ha]
Substratbereitstellung	1.925 / 1.604 / 2.406	2.611 / 2.176 / 3.264
Fasern aus Industrieholz		115 / 115 / 115

	Produktsystem mit Gärrestverwertung	Referenzsystem mit Faserbereitstellung aus Industrieholz
Aufwendungen	mid / min / max [ha]	mid / min / max [ha]
Sonstige Flächenbelegung	75 / 60 / 88	73 / 53 / 89
Summe Flächenbelegung	2.000 / 1.664 / 2.494	2.799 / 2.344 / 3.468

Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Referenzsystem eine größere Menge an Anbau-Biomasse benötigt und zusätzlich der Flächenbedarf für die Bereitstellung der Fasern aus Industrieholz hinzukommt. Der Bedarf an Fläche für die Anlagen des Verfahrens für die Gärrestverwertung selbst sowie für andere Infrastrukturen schlägt hingegen kaum zu Buche. In der Summe führt die Verwendung des Hühnertrockenkots als Substrat für die Biogasproduktion zu einem reduzierten Bedarf an landwirtschaftlichen Flächen für die Biobiomassebereitstellung.

Der **Wasserverbrauch** (fresh water consumption) wird ausschließlich für den Biomasseanbau ermittelt, da für eine Bilanz der gesamten Systeme keine hinreichenden Daten zur Verfügung stehen. Beim Produktsystem mit Gärrestverwertung liegt der Wasserverbrauch zwischen 829 und 1.036 Kubikmeter, beim Referenzsystem zwischen 1.125 und 1.406 Kubikmeter. Wegen des geringeren Bedarfs nach Anbau-Biomasse des Produktsystems mit Gärrestverwertung ist der Wasserverbrauch in diesem System geringer. Der Wasserverbrauch beider Systeme verursacht in einem wasserreichen Land wie Deutschland aus Sicht der Autor/innen derzeit keine Probleme. Die gesamte Wasserentnahmemenge in Deutschland betrug im Jahr 2013 25,1 Milliarden Kubikmeter, demgegenüber steht ein potenzielles Dargebot an Grund- und Oberflächenwasser von 188 Mrd. m³ Wasser in Deutschland, das potenziell genutzt werden könnte. Die Wasserentnahmen für die landwirtschaftliche Beregnung sind in Deutschland laut UBA (2017) sehr gering. Im Zuge des Klimawandels können zukünftig größere Bewässerungsbedarfe entstehen, sodass eine Neubewertung der Wasserbedarfe erforderlich wird. Da in Biogasanlagen ausschließlich Anbau-Biomasse aus der näheren Umgebung der Biogasanlage zum Einsatz kommt und zu diesem Zweck keine Biomasse aus anderen Ländern importiert wird, sind in Zusammenhang mit dem Biomasseanbau als Substrat für Biogasanlagen keine Wasserentnahmen in anderen Ländern zu erwarten. Sollte jedoch eine Ausweitung des Biomasseanbaus für Biogasanlagen auftreten, können indirekte Effekte entstehen, wenn in der Folge mehr Nahrungsmittel importiert werden müssen, deren Produktion in den Anbauländern zu Wasserstress beitragen kann.

3.5 Zusammenfassung und Fazit Gärprodukte

In Deutschland entstehen jährlich etwa 82 Mio. Tonnen Gärreste (Feuchtmasse) (Reinhold und Zorn 2015), die meist als Düngemittel auf landwirtschaftlich genutzte Flächen ausgebracht werden, da sie wichtige Pflanzennährstoffe enthalten (KTBL 2017). In landwirtschaftlichen Veredelungsregionen mit hoher Viehbesatzdichte bestehen jedoch vielfach Nährstoffüberschüsse, die mit einer Überdüngung der landwirtschaftlichen Flächen, Ammoniakemissionen und Nitratbelastungen einhergehen (Wüstholt et al. 2014). In solchen Regionen können Wirtschaftsdünger und Gärreste nicht in Gänze regional ausgebracht werden. Um die nährstoffreichen Frachten in Regionen mit geringem Viehbesatz und Stickstoffbedarf zu transportieren, müssen große Entfernungen über-

wunden werden (Wüstholtz et al. 2014). Eine Strategie zum Umgang mit regionalen Stickstoffüberschüssen ist die Erhöhung der Transportwürdigkeit von stickstoffreichen Frachten wie Wirtschaftsdünger und Gärresten. Vor diesem Hintergrund ist die Aufbereitung von Gärresten zur Volumenreduktion und gezielten Abtrennung und Konzentration von Nährstoffen interessant.

Das in der vorliegenden Ökobilanz-Studie untersuchte zweistufige Verfahren zur Gärrestverwertung ermöglicht es, in einem ersten Prozessschritt den im Gärrest gebundenen Stickstoff abzutrennen und in Form einer stickstoffreichen Ammonium-Sulfat-Düngelösung (ASL) bereitzustellen. In einem weiteren Schritt werden die im Gärrest enthaltenen Fasern so aufbereitet, dass sie in der Holzverarbeitenden Industrie zur Herstellung von Faserplatten genutzt werden und Industrie- oder Altholz substituieren können. Durch den Stickstoffentzug aus dem Fermenter ermöglicht es die Gärrestverwertung, Hühnerkot in größerem Umfang als Substrat in Biogasanlagen einzusetzen, ohne dass eine Ammoniakhemmung im Fermenter auftritt (Fechter und Kraume 2017). Somit ergibt sich eine Option zur energetischen Verwertung für Hühnerkot, die ohne das Verfahren nicht in gleichem Umfang möglich wäre.

Ziel der Screening-Ökobilanz war es, aufzuzeigen, welche Umweltwirkungen mit der Einführung des Verfahrens zur Gärrestverwertung im Vergleich zu einem Referenzsystem ohne dieses Verfahren einhergehen. Die Ökobilanz basiert auf den Daten eines Anlagenparks, der aus einer Biogasanlage, einem BHKW sowie einer Pilotanlage zur Düngemittelauskopplung und zur Faserherstellung besteht. Die Ökobilanz soll eine Einschätzung erlauben, ob und unter welchen Bedingungen der Einsatz des Verfahrens (oder der einzelnen Stufen) einen ökologischen Nutzen aufweist. Zudem war es Ziel der Umweltbewertung zu untersuchen, welche Aspekte aus ökologischer Perspektive bei der Einführung des Verfahrens zu beachten sind, z. B. auf welche Prozessschritte und Wirkungskategorien aufgrund großer Nutzen oder Lasten ein besonderes Augenmerk gelegt werden sollte. Aufgrund der Komplexität des Produktsystems, welches neben Strom und Wärme, die Produkte ASL, Kalkdünger, Gärreste und Gärrestfasern liefert, wird die Nutzenkorbmethode als Ansatz der Systemraumerweiterung gewählt. Als Referenzsystem dient eine Biogasanlage gleichen Volumens, die wegen der Gefahr der Ammoniakhemmung ausschließlich Anbau-Biomasse als Substrat einsetzt und Strom, Wärme und Gärreste als Produkte bereitstellt.

Die Verallgemeinerbarkeit der Ökobilanzergebnisse ist eingeschränkt, da sich viele Daten und Informationen ausschließlich auf eine (Pilot)-Anlage beziehen. Allerdings fanden bereits einige Projekte zu dem Anlagenkomplex statt (nova-Institut 2015; Fechter und Kraume 2017; Roth und Wulf 2017), sodass Erfahrungen und Messdaten über einen längeren Zeitraum bestehen. Die Ergebnisse der Ökobilanz zeigen einige aus ökologischer Perspektive interessante Aspekte auf, die auch mit Blick auf eine Übertragbarkeit und eine breitere Umsetzung des Verfahrens von Interesse sind.

Das Produktsystem mit Gärrestverwertung weist in fast allen betrachteten Wirkungskategorien niedrigere Werte und somit geringere Umweltwirkungen auf als das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung (Ausnahme ist das Potenzial für die Verknappung abiotischer Ressourcen). Allerdings sind die Unterschiede nicht in allen Wirkungskategorien signifikant, da viele, teils mit hohen Unsicherheiten behaftete Annahmen in die Modellberechnungen eingehen. Deutliche Unterschiede zwischen dem Produktsystem und dem Referenzsystem zeigen sich in den Wirkungskategorien Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial sowie dem Sachbilanz-Indikator Flächenbedarf.

Ein Effekt der ersten Stufe des Verfahrens (Strippung und Düngemittelauskopplung) besteht darin, dass Hühnerkot als Substrat in Biogasanlagen eingesetzt werden kann. Hühnerkot weist im Vergleich zu anderen Wirtschaftsdüngern hohe Methanerträge auf und ist daher, sofern

eine Ammoniakhemmung vermieden werden kann, ein interessantes Substrat für die Biogaserzeugung. Der Einsatz von Hühnertrockenkot in Biogasanlagen reduziert im Vergleich zu einer reinen NawaRo-Biogasanlage den Bedarf nach landwirtschaftlichen Anbauflächen. Alle Umweltwirkungen, die als Folge von Düngemittel- und Maschineneinsatz in Bezug zum Biomasseanbau stehen (insbesondere Treibhauspotenzial, Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial) erfahren daher in diesem Prozessschritt eine Entlastung. Dies ist auch vor dem Hintergrund relevant, dass der Substratanbau in allen Wirkungskategorien zu mehr als 15 % und teils bis zu über 75 % zu den Gesamtemissionen über alle Prozessabschnitte beiträgt.

Als einen zentralen Leitgedanken formuliert die Nationale Politikstrategie Bioökonomie zudem den Aspekt der Ernährungssicherung, der auch im globalen Kontext Vorrang vor der Erzeugung von Rohstoffen für Industrie und Energie haben soll (BMEL 2014). In diesem Zusammenhang ist der Einsatz von Hühnertrockenkot anstelle von Anbau-Biomasse ebenfalls als positiv zu bewerten, da dadurch weniger Fläche für Anbau-Biomasse benötigt wird. Das Risiko, dass Bioenergie aufgrund des Flächenbedarfs in Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion tritt und auch das Risiko indirekter Landnutzungsänderungen werden durch den Einsatz von Hühnertrockenkot gemindert. Aufgrund des geringeren Bedarfs nach Anbau-Biomasse und vor allem aufgrund der höheren Transportwürdigkeit der ASL, ist beim Produktsystem mit Gärrestverwertung eine in der Summe geringere Verkehrsleistung zu erwarten. Dieser Effekt wirkt sich vor allem in den Wirkungskategorien Treibhauspotenzial und Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger positiv aus.

Der Einsatz von Hühnertrockenkot als Biogassubstrat führt außerdem dazu, dass die alternative Verwertung, die Ausbringung des Hühnertrockenkots auf landwirtschaftliche Flächen wegfällt. Die Lagerung und Feldausbringung von Hühnertrockenkot kann je nach Lagerungs- und Ausbringungsbedingungen und -verfahren zu erheblichen Ammoniak- und Lachgasemissionen führen (Hänel et al. 2018), die vor allem in den Wirkungskategorien Versauerungs-, Eutrophierungs- und Treibhauspotenzial zu hohen Werten beitragen. Zwar lassen sich die Emissionen durch fachgerechte Lagerung und Ausbringung minimieren, wobei bei der Ausbringung vor allem eine direkte Einarbeitung wichtig für eine Reduktion der Ammoniakemissionen ist. In der Praxis ist jedoch davon auszugehen, dass nicht immer die aus Emissionssicht optimalen Verfahren Einsatz finden. In der Berechnung der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft finden beispielsweise die Emissionsfaktoren für eine Einarbeitung innerhalb von 24 h Anwendung (Hänel et al. 2018). Werden für die Ausbringung des Hühnertrockenkots und der Gärreste die gleichen Bedingungen bei der Ausbringung unterstellt (z. B. Einarbeitung innerhalb von 24 Stunden), so übertreffen in der Modellrechnung die Ammoniak- und Lachgasemissionen des Referenzsystems die des Produktsystems mit Gärrestverwertung. Dies ist darauf zurückzuführen, dass im Referenzsystem Emissionen sowohl aus der Ausbringung des Hühnertrockenkots als auch aus der Ausbringung der Gärreste aus der NawaRo-Biogasanlage entstehen. Zudem führen die hohen Ammoniumgehalte im Hühnertrockenkot zu hohen spezifischen Ammoniakemissionen (bezogen auf 1 t Frischmasse). Ebenfalls groß sind die Unterschiede bei der Lagerung des Hühnertrockenkots. Laut Hänel et al. (2018) betragen die Emissionsfaktoren für Methan, Lachgas und Ammoniak bei der Vorlagerung von Geflügelkot für die Biogaserzeugung nur ein Zehntel der Werte eines normalen Lagers vor Feldausbringung. Diese Werte sind in der Ökobilanz berücksichtigt und führen dazu, dass insbesondere in den Wirkungskategorien Versauerung und Eutrophierung eine Entlastung durch den Einsatz des Verfahrens mit Gärrestverwertung in Kombination mit dem Einsatz von Hühnertrockenkot als Biogassubstrat feststellbar ist.

Die Biogasanlage im Produktsystem mit Gärrestverwertung erzeugt etwa 2 % weniger Methan als die Referenzbiogasanlage, da in dieser mehr Mais mit einem hohen spezifischen Methanertrag zum Einsatz kommt. Der etwas geringere Methanertrag führt gemeinsam mit dem Strombedarf des

Aufbereitungsverfahrens selbst dazu, dass das Produktsystem mit Gärrestverwertung etwas weniger Strom bereitstellt als das Referenzsystem. Dies wird in der Nutzenkorbmethode so berücksichtigt, dass dem Produktsystem mit Gärrestverwertung die Differenz in der Strombereitstellung zwischen den Systemen in Form des deutschen Strommixes zugerechnet wird. Auswirkungen zeigt dieses Vorgehen vor allem in den Wirkungskategorien Treibhauspotenzial und Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger, in dem der ökologische Nutzen des Produktsystems mit Gärrestverwertung im Vergleich zum Referenzsystem gering ausfällt.

Die zweite Stufe des Verfahrens, die Fasergewinnung, benötigt für die Trocknung größere Mengen an Wärme, sodass das Produktsystem mit Gärrestverwertung insgesamt weniger extern nutzbare Wärme bereitstellt als das Referenzsystem ohne Gärrestverwertung. Aus Klimaschutzgründen ist ein Einsatz des Verfahrens zur Gärrestverwertung daher nur dann sinnvoll, wenn am Ort der Biogasanlage nur eine vergleichsweise geringe Wärmemenge extern genutzt werden kann. Existiert am Standort der Biogasanlage beispielsweise ein Nahwärmenetz, das die gesamte durch das BHKW erzeugte Wärme nutzen kann, so ist zumindest eine zweistufige Gärrestverwertung mit Fasertrocknung aus Klimaschutzgründen nicht sinnvoll. Positiv formuliert kann eine Gärrestverwertung inklusive einer Faserbereitstellung eine sinnvolle Wärmenutzung an ländlichen Biogas-Standorten ermöglichen, wo andere geeignete Wärmeabnehmer fehlen.

Im Referenzsystem ohne Gärrestverwertung sind Fasern aus Industrieholz als direktes Referenzprodukt für die Gärrestfasern unterstellt. Da das Holzaufkommen in Deutschland begrenzt und die Holznachfrage sowohl für die stoffliche als auch die energetische Verwertung hoch ist, bezeichnete Mantau (2012) die Situation der Rohstoffversorgung im Holzmarkt als angespannt. Eine Substitution ist somit mit Blick auf die Rohstoffversorgung interessant und entspricht an dieser Stelle auch einem zentralen Leitgedanken in der Nationalen Politikstrategie Bioökonomie, dass „wo möglich und sinnvoll [...] die Kaskaden- und Koppelnutzung von Biomasse realisiert werden“ soll (BMEL 2014, 9). Die Bereitstellung der als Referenzprodukt unterstellten Holzfasern geht in den betrachteten Wirkungskategorien mit sehr geringen Umweltwirkungen einher, sodass ihre Substitution keinen direkten ökologischen Nutzen aufweist. Das in Deutschland insgesamt verfügbare Potenzial an stofflich nutzbarer Biomasse wird vielmehr durch die Gärrestfasern erhöht.

Die Anwendung des Ansatzes der ökonomischen Allokation zeigt ebenfalls, dass im Vergleich zu Holzfasern aus Industrieholz kein ökologischer Nutzen erzielt wird. Allerdings wird deutlich, dass die Bereitstellung von Gärrestfasern rechnerisch eine Entlastung des durch die Biogasanlage erzeugten Stroms bewirkt, da ein weiteres Produkt mit ökonomischem Wert entsteht. Dieser Entlastungseffekt erhöht sich mit steigender Faserproduktion bei höherem Gärrestdurchsatz der Anlage.

Zuletzt lässt eine Auswertung der Umweltwirkungen bezogen auf die einzelnen Prozessabschnitte es zu, gemäß des formulierten Ziels der Ökobilanz auf mögliche Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltwirkungen des Produktsystems hinzuweisen, wie sie in Tab. 3.19 aufgelistet sind.

Tab. 3.19: Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltwirkungen bei der Biogaserzeugung im Allgemeinen sowie bei Einsatz des Verfahrens zur Gärrestverwertung

Quelle: Eigene Zusammenstellung und Darstellung

Prozessabschnitt	Relevante Wirkungskategorien (Anteil > 15 % an Gesamtemissionen)	Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltwirkungen
Biomasseanbau	GWP, ADPF, ADPE, POCP, AP, EP	<ul style="list-style-type: none"> • Reduktion des Biomassebedarfs durch den Einsatz von Hühnertrockenkot erfolgt bereits • Maßnahmen zur Minimierung der Silierverluste • Umweltschonendes Düngermanagement auf den landwirtschaftlichen Flächen
Transporte	GWP, ADPF, POCP	<ul style="list-style-type: none"> • Konzentration der Nährstoffe in Form der ASL zur Erhöhung der Transportwürdigkeit erfolgt bereits • Möglichst geringe Distanzen zwischen Ort der Substratbereitstellung und Biogasanlage sowie zwischen Biogasanlage und Einsatz der Produkte, Vermeidung von Leerfahrten (letzteres bereits umgesetzt)
BGA, BHKW, Verfahren zur Gärrestverwertung	GWP, POCP	<ul style="list-style-type: none"> • Maßnahmen zur Minimierung des Methanschlupfes (diffuse Gasverluste) • Standortprüfung: Einsatz des Verfahrens nur bei fehlender Wärmenutzungskonkurrenz, das heißt geringem externen Wärmenutzungsgrad (gegebenenfalls sollte nur eine Umsetzung der ersten Verfahrensstufe der Düngemittelauskopplung erfolgen) • Optimierung zwischen Biogasausbeute und Düngemittelgewinnung (Einsatz von Hühnertrockenkot), Einsatz alternativer Substrate zu Anbau-Biomasse
Gärrest- und Hühnertrockenkotlagerung und -ausbringung	GWP, AP, EP	<ul style="list-style-type: none"> • Gasdichte Gärrestlagerung erfolgt bereits (möglichst auch des Hühnertrockenkots) • Direkte Einarbeitung nach Ausbringung von Gärresten und Hühnertrockenkot • Beachtung der Jahreszeit und Witterung bei Ausbringung von Gärresten und Geflügelmist
Nährstoffbilanz	ADPE	<ul style="list-style-type: none"> • Rückgewinnung von Stickstoff aus den Gärresten durch die Strippung ist bereits erfolgreich • Maßnahmen zur Rückgewinnung von Phosphor aus den Gärresten prüfen

4 Hanffaserdämmvlies

4.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Die zweite Wertschöpfungskette umfasst die Herstellung von Hanffaservlies als Dämmmaterial. Die ökologische Bewertung erfolgt in Form einer Screening-Ökobilanz, die gemäß den Anforderungen der Ökobilanz-Norm ISO 14040 ff. (DIN EN ISO 14040 ff.) erstellt wurde. Ziel der Ökobilanzierung ist es, die potenziellen Umweltwirkungen des Dämmmaterials Hanffaservlies zu ermitteln und den Umweltwirkungen anderer marktüblicher Dämmmaterialien in einem Benchmarking gegenüberzustellen. Darüber hinaus ist es Ziel der Untersuchung, aus Umweltschutzsicht kritische Prozessabschnitte im Lebenszyklus des Hanfvlieses sowie Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltwirkungen zu identifizieren. Als Zielgruppe werden neben Praxisakteuren wie Landwirten, Herstellern und Anlagenbetreibern auch politische Entscheider, die die Entwicklung einer ländlichen Bioökonomie in Form von Förderungen und/oder durch die Bereitstellung von Informationsmaterialien mitgestalten, sowie Fachöffentlichkeit und Wissenschaft definiert.

Zentraler Nutzen von Dämmmaterialien ist die Reduzierung von Kälte- und Wärmeverlusten. Somit ist eine wesentliche Eigenschaft von Dämmmaterialien das Aufweisen einer geringen Wärmeleitfähigkeit (λ). Im Fall eines konkreten Bauteils, das sich, wie etwa bei einer Außenwand, aus mehreren Schichten zusammensetzt, ist der sogenannte Wärmedurchgangskoeffizient oder U-Wert das wesentliche Maß zur Beschreibung der Dämmeigenschaften. In Deutschland sind die maximalen U-Werte für bestimmte Bauteile in der Energieeinsparverordnung (EnEV 2007)³ geregelt. Somit wurde als funktionelle Einheit, die Bezugsgröße für alle Massen- und Energieströme ist, ein Quadratmeter gedämmte Außenwandfläche mit einem U-Wert von $U = 0,24 \text{ W}/(\text{m}^2 \text{ K})$ gewählt. Der U-Wert entspricht dem geltenden gesetzlichen Höchstwert für Außenwände von Gebäuden mit einer Innentemperatur von über 19 °C (EnEV 2007, Anlage 3, Tabelle 1). Die gewählte funktionelle Einheit erlaubt einen Vergleich zu anderen Produktsystemen mit gleichem Nutzen. Ausgeblendet werden dabei weitere, für die Wahl des Dämmmaterials durchaus wichtige Eigenschaften wie Schallschutz, Wasseraufnahmefähigkeit und die jeweilige Brandschutzklasse des Stoffes.

Nach Rücksprache mit einem Industrieexperten ist vor allem auf eine Vergleichbarkeit bei der Installation der Dämmstoffe zu achten. Somit sind Hanffaservliese als Mattendämmstoffe in der Fasadendämmung am ehesten mit Glas- und Steinwolle vergleichbar, die als Referenzprodukte herangezogen werden unter der Annahme, dass die Lebensdauer der Stoffe gleich ist. Zusätzlich werden Holzfaserplatten beziehungsweise Holzdämmstoffe als Produkte auf Basis von nachwachsenden Rohstoffen als Referenz herangezogen. Gebäudetypen, für die Hanffaservliese aufgrund von brandschutztechnischer Eigenschaften geeignet sind, sind vor allem Ein- und Zweifamilienhäuser sowie allgemein ein- bis zweistöckige Gebäude. Gebäude der öffentlichen Hand sind aufgrund bestimmter Brandschutzanforderungen nur bedingt geeignet. Zur Berechnung des notwendigen Dämmstoffbedarfes wird von einer exemplarischen Außenwand ausgegangen. Der zugrunde gelegte Aufbau der Außenwand ist in Abb. 2.1 dargestellt.

³ Es wird auf die geänderte Fassung der EnEV vom 24. Oktober 2015 referenziert.

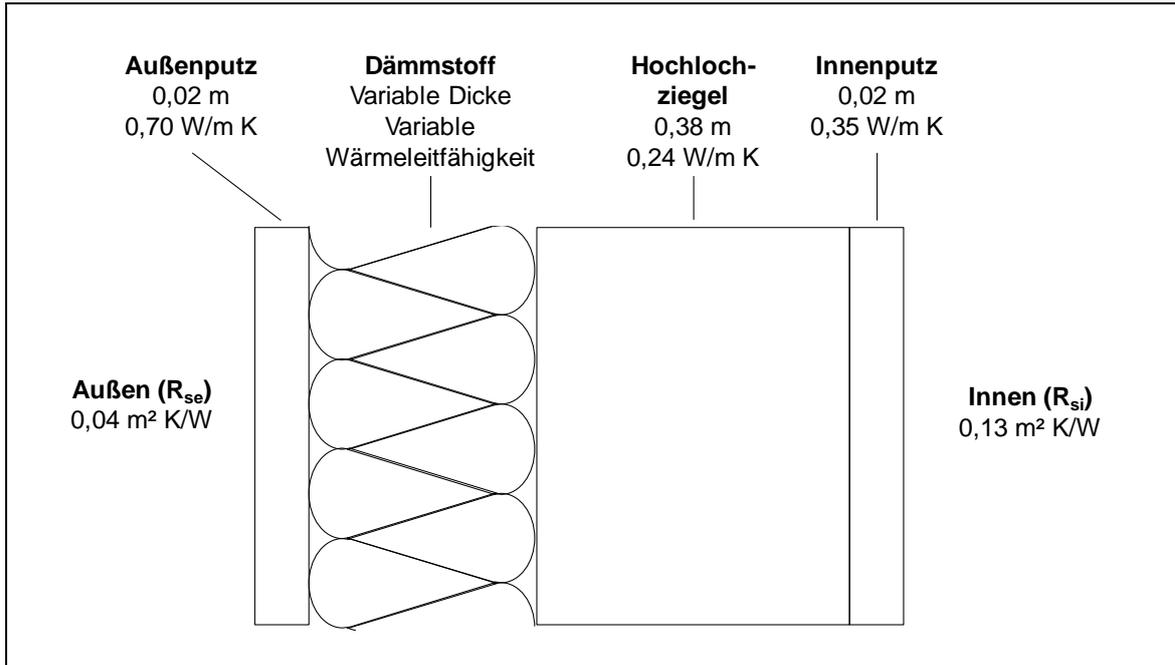


Abb. 4.1: Schematische Darstellung des Außenwandaufbaus

Quelle: eigene Darstellung IÖW mit Angaben nach Reick und Palecki (o.J.) und u-wert.net UG (2018).

Die benötigte Dämmstoffdicke berechnet sich wie folgt (in Anlehnung an Reick und Palecki (o.J.)):

$$(1) \quad d_{\text{Dämmstoff}} = (1/U_{\text{erforderlich}} - R_{\text{si}} - d_x/\lambda_x - R_{\text{se}}) \cdot \lambda_{\text{Dämmstoff}}$$

mit

$d_{\text{Dämmstoff}}$ = benötigte Dämmstoffdicke (in m)

$U_{\text{erforderlich}}$ = zu erreichender Wärmedurchgangskoeffizient (in W/(m² K))

R_{si} = Wärmeübergangswiderstand innen (in (m² K)/W)

d_x = Dicke von Schicht x, hier Hochlochziegel und Putzschichten (in m)

λ_x = spezifische Wärmeleitfähigkeit von Schicht x, hier Hochlochziegel und Putzschichten (in W/(m K))

R_{se} = Wärmeübergangswiderstand außen (in (m² K)/W)

$\lambda_{\text{Dämmstoff}}$ = spezifische Wärmeleitfähigkeit des Dämmstoffs (in W/(m K))

Aus der berechneten Dämmstoffdicke pro Quadratmeter Wand lässt sich das benötigte Volumen des Dämmstoffs ermitteln. In Verbindung mit der bekannten Dichte des Materials ist die massebezogene Dämmstoffmenge zu berechnen. Tab. 4.1 fasst die Eigenschaften und Berechnungsergebnisse zur benötigten Dämmstoffdicke und -menge von Hanffaservlies und den Referenzprodukten von verschiedenen Herstellern zusammen.

Tab. 4.1: Eigenschaften und Kennwerte verschiedener Dämmmaterialien

Quelle: eigene Berechnung mit Daten nach BMI (2018a), THERMO NATUR GmbH (2017), Deutsche ROCKWOOL GmbH & Co. OHG (2012), SaintGobain ISOVER G+H AG (2016), Knauf Insulation (2018), Knauf Insulation (2014) und Steico SE (2016).

Dämmmaterial	Wärmeleitfähigkeit (λ) [W/m K]	Dichte [kg/m ³]	Dämmstoffdicke für U=0,24 W/m ² K [m]	Dämmstoffmenge [kg/m ²]
Hanffaservlies	0,042	38,0	0,100	3,82
Steinwolle 1	0,040	39,0	0,096	3,73
Steinwolle 2	0,035	70,0	0,084	5,86
Glaswolle 1	0,037	16,5	0,088	1,46
Glaswolle 2	0,035	19,5	0,084	1,63
Holzämmstoff	0,038	157,5	0,091	14,31

Die Sachbilanz der Ökobilanzierung erstreckt sich von der Bereitstellung des Hanfs, dem Faseraufschluss, der Verarbeitung der Fasern zu Hanffaservliesmatten bis zur Entsorgung in Form einer Verbrennung. Die Bilanzierung schließt die Transporte zwischen den Prozessschritten ein. Die Nutzungsphase des Dämmmaterials ist nicht Bestandteil der Bilanzierung.

Darüber hinaus wird von einer geschlossenen biogenen CO₂-Bilanz ausgegangen. Das bedeutet, dass das längerfristig gebundene Kohlenstoffdioxid aus dem Anbau in Form von Hanffasern in gleicher Menge bei der Verbrennung am Ende des Lebenszyklus wieder freigesetzt wird. Die biogene CO₂-Bilanz ist somit neutral.

Abb. 4.2 veranschaulicht die betrachtete Prozesskette der Hanffaservliesbereitstellung und die Systemgrenzen. Die prozessspezifischen Annahmen und Datengrundlagen sind in den Kapiteln 4.2.1 bis 4.2.7 detailliert beschrieben. Wie in Abb. 4.2 dargestellt, handelt es sich beim Hanfanbau und beim Hanffaseraufschluss um Multi-Output-Prozesse, das heißt, dass neben dem jeweiligen Hauptprodukt weitere Nebenprodukte in den Prozessen entstehen. Die Zuordnung der Sachbilanz und der Umweltwirkungen zu den Haupt- und Nebenprodukten erfolgt im Rahmen der Bilanzierung mittels Systemerweiterung in Form von Gutschriften für entsprechend substituierte Produkte. Darüber hinaus bezieht sich ein methodisches Szenario auf den Ansatz der ökonomischen Allokation.

Die Fraktionen der Hanfkurzfasern, des Staubs und der landwirtschaftlichen Reststoffe aus dem Faseraufschluss werden laut befragtem Anlagenbetreiber auf die landwirtschaftlichen Anbauflächen zurückgeführt. Sie stellen somit keine Nebenprodukte dar, die in der Gutschriftenmethode erfasst werden. Die Rückführung wird in der Berechnung der N₂O-Emissionen aus dem Anbau gemäß den Formeln nach Nemecek und Schnetzer (2012) berücksichtigt (s. auch Anhang A).

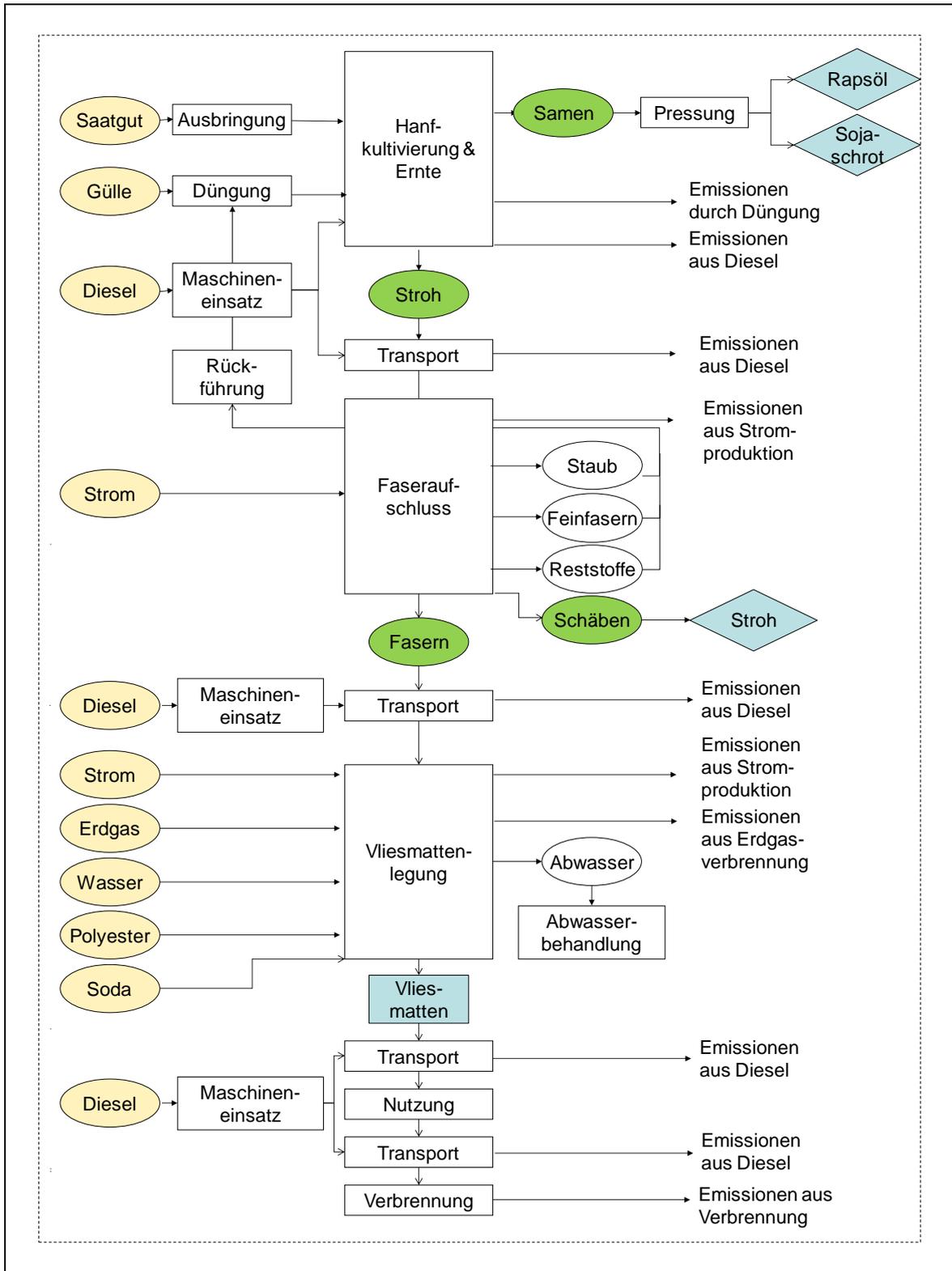


Abb. 4.2: Schematische Darstellung der Prozesskette für Hanffaservlies

Quelle: eigene Darstellung IÖW.

Nicht in der Bilanz enthalten sind Lagerhallen und Verpackungsmaterialien, da hierzu geeignete Daten fehlen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die Umweltwirkungen bezogen auf den gesamten Lebenszyklus eine geringe Relevanz haben. Somit ergibt sich bei den Systemgrenzen ein Unterschied zu den Referenzprodukten, da in den verwendeten Umweltproduktdeklarationen (EPD) Verpackungsmaterialien berücksichtigt werden, wobei auch hier davon ausgegangen wird, dass die Verpackungsmaterialien nur einen geringfügigen Anteil an den gesamten Umweltwirkungen ausmachen. Die Landmaschinennutzung und die Transporte zwischen den Prozessabschnitten sind Teil der Bilanzierung des Hanffaservlieses. Die Umweltwirkungen werden über eigene Berechnungen und über generische Daten aus der Ecoinvent Datenbank bestimmt.

Die in dieser Ökobilanz verwendeten Sachbilanzdaten stammen aus unterschiedlichen Quellen. Die masse- und energiebezogenen sowie ökonomischen Daten zur Hanfbereitstellung wurden zwei ausgefüllten Fragebögen von Landwirten entnommen. Hierbei handelt es sich einmal um einen konventionellen und einmal um einen ökologischen Hanfanbau, sodass die Daten die Grundlage für eine Fallunterscheidung in der vorliegenden Ökobilanzierung sind. Nach Sichtung vergleichbarer Ökobilanzen (s. u.a. Zampori et al. (2013), Müller-Sämann et al. (2003) und Barth und Carus (2015)) erscheinen die Angaben der Landwirte plausibel. Die Aufwendungen für den Anbau befinden sich im mittleren Bereich der gesichteten Studien. Die Daten zum Faseraufschluss stammen aus einer Befragung eines Anlagenbetreibers, der einen relativ alten und kleinen Maschinenpark betreibt, sodass davon auszugehen ist, dass es sich in Folge der Verwendung der Daten um eine konservative Abschätzung der Umweltwirkungen handelt. Zur Modellierung des Prozessschrittes der Hanffaservlieslegung wurden Daten aus einer Peer-Review-Studie nach Zampori et al. (2013) verwendet, die sich im Wesentlichen auf Primärdaten eines italienischen Anlagenbetreibers stützt, der ähnliche Vliese auf Basis von Kenaf-Fasern herstellt. Fehlende Daten in den Prozessabschnitten wurden auf Basis einer Literaturlauswertung ergänzt.

Die Daten, die in dieser Studie verwendet wurden, beziehen sich auf den Status Quo. Die verwendeten Sekundärquellen wurden alle nach dem Jahr 2000 veröffentlicht, sodass möglichst aktuelle Daten herangezogen wurden. Datensätze zu Hintergrundsystemen (Landmaschinenbereitstellung, Düngemittelerzeugung etc.) wurden der Schweizer Datenbank Ecoinvent entnommen. Der deutsche Strommix wurde für das Jahr 2016 abgebildet und in SimaPro auf Grundlage der vorhandenen Datensätze zu den einzelnen Technologien modelliert.

Insgesamt werden in der Ökobilanz Daten mit sehr unterschiedlicher Qualität und vor allem Repräsentativität in Beziehung gesetzt. Insbesondere bei den wesentlichen Prozessabschnitten (Anbau, Faseraufschluss, Vlieslegung) handelt es sich um spezifische Daten von einzelnen Landwirten oder Anlagenbetreibern, sodass die Ableitung allgemeingültiger Aussagen eingeschränkt ist. Eine Dokumentation des Data Quality Assessments (DQA) befindet sich im Anhang.

Um sowohl mögliche Bandbreiten in den Input- und Output-Werten als auch unterschiedliche Anbausysteme abzudecken, werden in der Ökobilanzierung mehrere Szenarien erstellt. Mit Blick auf die Primärdaten und die gesichtete Literatur erscheint es den Autor/innen angemessen, fünf Szenarien für den Lebenszyklus von Hanffaservlies zu untersuchen: Base Case mit aktuellen Aufwendungen und Emissionen, Min- und Max-Szenario, ein Szenario, in dem die Methode der ökonomischen Allokation zum Einsatz kommt („Ökon. Allokation“) und ein Szenario, in dem ein ökologischer Hanfanbau zugrunde gelegt wird („Ökol. Anbau“) (s. Tab. 4.2)). Der „Base Case“ erfasst die Input- und Outputdaten aus den ausgefüllten Fragebögen zum konventionellen Anbau und dem Faseraufschluss sowie aus den identifizierten Daten zur Vlieslegung und der Abfallbehandlung. Die Angaben zu den Transporten stützen sich sowohl auf die Fragebögen als auch auf eigene Annahmen zu den Entfernungen und verwendeten Transportmitteln.

Tab. 4.2: Untersuchte Szenarien und enthaltene Parametervariationen für Hanffaservlies
 Quelle: Eigene Zusammenstellung und Darstellung

Prozessabschnitt	Base Case	Min	Max	Ökon. Allokation	Ökol. Anbau
Hanfbereitstellung	Gemäß Befragung zum konventionellen Anbau	Base Case +20 % Ertrag	Base Case -20 % Ertrag	Gemäß Befragung zum konventionellen Anbau; Allokation nach Umsätzen der Haupt- und Nebenprodukte	Gemäß Befragung zum ökologischen Anbau
Hanffaseraufschluss	Gemäß Befragung zum Aufschluss	Base Case -20 % Strombedarf	Base Case +20 % Strombedarf	Gemäß Befragung zum Aufschluss; Allokation nach Umsätzen der Haupt- und Nebenprodukte	Base Case
Hanfvlieslegung	Gemäß Zampori et al. (2013)	Base Case	Base Case	Base Case	Base Case
Abfallbehandlung	Stoffzusammensetzung gemäß BMI (2018b)	Base Case	Base Case	Base Case	Base Case
Transporte	Entfernungen gemäß Befragungen zum Anbau und Aufschluss und eigenen Annahmen	Base Case -50 % Transportentfernung	Base Case +50 % Transportentfernung	Base Case	Base Case

Das Min-Szenario beschreibt die gleiche Prozesskette bei einem höheren Ertrag aus dem Anbau und geringeren Aufwendungen beim Aufschluss und den Transporten. Es handelt sich um ein Positivszenario, bei dem geringere Umweltwirkungen zu erwarten sind. Die Untersuchung eines höheren Ertrages erscheint den Autor/innen sinnvoll, da es sich bei den Angaben des Landwirtes um Erfahrungs- und Durchschnittswerte handelt. In Abhängigkeit der Witterung und bestimmter Standortfaktoren kann der Ertrag in einer gewissen Bandbreite von Jahr zu Jahr schwanken. Die gewählte Bandbreite von +/-20 % Ertrag berücksichtigt dabei die Angaben aus der gesichteten Literatur. Der geringere Strombedarf beim Aufschluss ist eine eigene Annahme, die auf der Tatsache beruht, dass es sich bei dem Betreiber nach eigenen Angaben um einen relativ alten und kleinen Anlagenbestand handelt. Niedrigere Strombedarfe in neueren und größeren Anlagen werden pauschal auf -20 % von den Autor/innen geschätzt. Die Variation der Transporte ergibt sich aus dem

Umstand, dass die Distanzen stark von den beteiligten Akteuren und Unternehmen abhängen. Dem soll über die Veränderung um +/-50 % Rechnung getragen werden.

Das Max-Szenario beschreibt ausgehend vom Base Case die Prozesskette bei einem niedrigeren Ertrag aus dem Anbau und höheren Aufwendungen beim Aufschluss und den Transporten. Hierbei handelt es sich aus Sicht der Umweltwirkungen um ein Negativszenario, das sich in seiner Begründung spiegelbildlich zum Min-Szenario ergibt. Beim Aufschluss wird die Variation des Strombedarfes um +20 % als sehr hoch eingeschätzt. Gründe für einen Mehrverbrauch könnten ein zunehmender Verschleiß bei den Anlagebestandteilen oder auch eine ungünstige Fahrweise mit erhöhten Leerlaufzeiten oder höheren Materialausschüssen sein.

Das Szenario „Ökon. Allokation“ ergibt sich aus dem Erkenntnisinteresse in Bezug auf die Umweltwirkungen von Hanffaservlies bei unterschiedlicher methodischer Vorgehensweise. So ist die ansonsten angewandte Systemraumerweiterung mittels Gutschriften nur eine mögliche Variante, um mit Nebenprodukten in Multi-Output-Prozessen umzugehen. Die Allokation der Aufwendungen und Wirkungen via physikalischer oder ökonomischer Größen stellt eine zweite Option dar. Mit Bezug zum Hanffaservlies erscheint die ökonomische Allokation mittels mengengewichteter Preise bzw. Umsätze als das naheliegende Vorgehen, da es sich bei den Nebenprodukten um sehr heterogene Güter mit unterschiedlichen Nutzen handelt, die untereinander nur schwer vergleichbar sind.

Die verwendeten Preise zur ökonomischen Allokation ergeben sich aus einer Durchschnittsbildung aus den ausgefüllten Fragebögen der Landwirte und des Anlagenbetreibers sowie Angaben von weiterverarbeitenden Betrieben (siehe Hanffaser Uckermark eG (2018) und Tagungsunterlagen zur Veranstaltung von LLH (2018)) und sind wie folgt:

- Anbau:
 - Samen: 1100 €/t
 - Stroh: 100 €/t
- Aufschluss:
 - Schäben: 350 €/t
 - Fasern: 630 €/t

Das fünfte Szenario „Ökol. Anbau“ ist mit Ausnahme des Anbaus deckungsgleich mit dem Base Case. Bei der Hanfbereitstellung wird von einem kontrolliert biologischen Anbau ausgegangen, was im praktischen Anwendungsfall bedeutet, dass keine mineralischen Dünger, sondern Gärgülle zur Nährstoffversorgung der Böden verwendet wird. Die Daten zum ökologischen Anbau wurden ebenfalls durch eine direkte Befragung eines Landwirts gewonnen.

4.2 Sachbilanz

4.2.1 Hanfbereitstellung

Die Aufwendungen für den Hanfanbau werden den ausgefüllten Fragebögen der Landwirte entnommen. Die Angaben bilden die Grundlage zur Bestimmung der Feldemissionen durch die Düngung und den Emissionen aus der Landmaschinennutzung.

4.2.1.1 Feldemissionen durch Düngung

Die Feldemissionen werden gemäß den Methoden und Formeln nach Nemecek und Schnetzer (2012) bestimmt. Wesentliche Inputmengen zur Bestimmung der Feldemissionen sind die Düngermengen, die für den konventionellen Hanfanbau 120 kg N/ha in Form von mineralischem Dünger und für den kontrolliert biologischen Anbau 30 m³ Gärgülle pro Hektar (85,2 kg N/ha) betragen. Als Wurzeltiefe wurde für Hanf ein Wert von 1,0 m unterstellt (Small et al. 2003), als Tongehalt im Boden basierend auf ESDAC (2015) ein Wert von 15 % und als jährlicher Niederschlag die durchschnittliche Niederschlagsmenge in Deutschland zwischen 1981 - 2010 von 817 mm/a (DWD 2018). Alle weiteren wesentlichen Parameter zur Bestimmung der Emissionen aus dem Hanfanbau können im Anhang A nachvollzogen werden. Kritische Parameter der Modellierung werden im Zusammenhang mit der Ergebnisdiskussion im Kap 4.4 näher beleuchtet.

4.2.1.2 Landmaschinennutzung

Während des Hanfanbaus fallen Dieselverbräuche bei den folgenden Prozessschritten an: Bodenbearbeitung vor der Aussaat, Saatbettbereitstellung, Aussaat und Düngung, Mähdrusch mit Kempervorsatz, Schwaden, Pressen und Transport zum Lager. Aus den ausgefüllten Fragebögen der Landwirte lassen sich die Gesamtdieselverbräuche während des Hanfanbaus ableiten. Dieser beträgt durchschnittlich 80 l/ha während des Anbauprozesses⁴. Bei einer angenommenen Dichte des Treibstoffs von 0,845 kg/l und einem mittleren Ernteertrag von 5,5 t FM/ha ergibt sich ein durchschnittlicher Verbrauch von 12,24 kg Diesel pro t FM Hanfstroh für den konventionellen Anbau und bei einem Ertrag von 5,0 t FM/ha ergibt sich ein Verbrauch von 13,52 kg Diesel pro t FM für den ökologischen Anbau. Die Luftemissionen aus der Dieselverbrennung lassen sich mit Hilfe von Angaben zur Traktornutzung aus der Non-road-Datenbank des Schweizer Bundesamtes für Umwelt bestimmen. Hinzu kommt die Bereitstellung der verwendeten Landmaschinen, die der Ecoinvent Datenbank entnommen sind. Unterstellt wird eine Lebensdauer des Traktors für den Anbau in Höhe von 7000 Stunden und ein Gewicht von 3000 kg. In Verbindung mit den Angaben aus der Non-road-Datenbank kann eine spezifische Maschinennutzung von 1,15 kg/t FM Hanfstroh (Base Case) beziehungsweise 1,27 kg/t FM („Ökol. Anbau“) bestimmt werden.

4.2.2 Hanffaseraufschluss

Der befragte Betreiber der Hanffaseraufschlussanlage gab für das Jahr 2016 einen Durchsatz von mehreren hundert Tonnen Hanfstroh (Frischmasse) an. Aus dem Aufschluss ergeben sich mehrere Fraktionen, deren massebezogene Verteilung leicht variieren kann. Auf Basis der Befragung verteilten sich im Jahr 2016 die Fraktionen folgendermaßen (bezogen auf die FM):

- Fasern: 26,0 %
- Schäben: 52,5 %
- Feinschäben und Staub: 16,5 %
- Reststoffe: 5,0 %

⁴ Angaben zum Dieselverbrauch wurden lediglich für den konventionellen Anbau gemacht. Der Wert wird auch für den ökologischen Anbau angenommen.

Neben dem Hanfstroh ist der wesentliche Input beim Hanffaseraufschluss elektrischer Strom, der aus dem öffentlichen Netz entnommen wird. Der befragte Anlagenbetreiber gab für das Jahr 2016 einen spezifischen Stromverbrauch von 480 kWh/t FM Stroh an. Die Fasern werden im Weiteren zu Vliesmatten weiterverarbeitet und die Schäben als Tiereinstreu vermarktet. Feinschäben, Staub und die landwirtschaftlichen Reststoffe werden auf die Anbauflächen zurückgeführt.

4.2.3 Hanfvlieslegung

Aufgrund von fehlenden Primärdaten zur Hanfvlieslegung wird auf Prozessdaten nach Zampori et al. (2013) zurückgegriffen. Demnach besteht das fertige Rohvlies zu 85 % aus Hanffasern und zu 15 % aus Polyesterfasern (massebezogen). Letztere werden als Stützfasern beigemischt (BMI 2018b). Das entstehende Rohvlies wird mit einem Flammschutzmittel überzogen. Im Rahmen der vorliegenden Bewertung wird angenommen, dass der Anlagenbetreiber Soda mit einer Menge von 4 % des Rohvliesgewichtes verwendet, was dem Stoff und den relativen Mengen laut ÖKOBAU-DAT (BMI 2018b) entspricht. Zampori et al. (2013) geben die gleichen relativen Mengen an Flammschutzmittel an, beziehen sich jedoch auf Borsalz. Soda wird auch in der Lebensmittelindustrie als Zusatzstoff verwendet (FNR 2016, 79) und gilt als umweltfreundliches Flammschutzmittel. Zampori et al. (2013) geben die spezifischen Energie- und Stoffströme bei der Vliesherstellung wie folgt an:

- Aufbereitung und Mischung der Fasern:
 - Strom: 0,0022 kWh/kg Faser
 - Wasser: 0,001 l H₂O/kg Faser
- Vlieslegung:
 - Strom: 0,16 kWh/kg Vlies
 - Erdgas: 2,043 MJ/kg Vlies

Die Angaben aus Zampori et al. (2013) enthalten keine Stoffverluste. Weiterführende Betrachtungen auf Basis von Primärdaten sollten diesen Punkt näher beleuchten. Die Umweltwirkungen aus der Bereitstellung der Energie- und Massenströme werden der Ecoinvent Datenbank entnommen und der Strommix für Deutschland für das Jahr 2016 abgebildet. Weiterhin werden die Emissionen aus der Erdgasverbrennung über einen generischen Verbrennungsprozess aus der Ecoinvent Datenbank berücksichtigt. Für den Wasserverbrauch ist in gleicher Höhe die Bildung von Abwasser und eine entsprechende Behandlung über Ecoinvent vorgesehen.

4.2.4 Abfallbehandlung

Mit Ausnahme der Nutzungsphase betrachtet die Ökobilanz den gesamten Lebensweg des Hanffaservlieses (Cradle-to-Grave). Somit ist die Abfallbehandlung nach der Nutzungsphase des Vlieses Teil der Bilanzierung. Für die Abfallbehandlung wird eine energetische Verwertung des Vlieses in einer Müllverbrennungsanlage angenommen. Jedoch sind die verbrennungstechnischen Eigenschaften des Hanffaservlieses nicht bekannt. Daher wird vereinfachend angenommen, dass die Umweltwirkungen aus der Verbrennung des Vlieses, bestehend aus Hanffasern (81,7 %) und Polyesterfasern (14,4 %), mit denen aus der Verbrennung eines Stoffgemischs aus Altholz und Polyethylenterephthalat vergleichbar sind. Der in der Hanffaser enthaltene biogene Kohlenstoff wird während der Verbrennung als CO₂ emittiert und entspricht der CO₂-Menge, die während der Anbauphase der Atmosphäre entnommen wurde. Insofern ist die biogene CO₂-Bilanz neutral. Zu den Verbrennungsprozessen von Altholz und Polyethylenterephthalat liegen generische Daten aus der

Ecoinvent Datenbank vor. Für die Abfallbehandlung von 1 t Hanffaservlies werden die Emissionen von 0,947 t Altholz⁵ und 0,144 t Polyethylenterephthalat hinterlegt. Hinzu kommen Gutschriften für die Bereitstellung von Strom und Wärme aus dem Verbrennungsprozess.

4.2.5 Transporte

Zur Bereitstellung des Hanffaservlieses sowie zur Verarbeitung der Nebenprodukte finden Transporte zwischen den Prozessabschnitten statt (s. Abb. 4.2). Die mittleren Transportdistanzen für den Anbau und den Faseraufschluss resultieren aus der Befragung der Landwirte und des Anlagenebetreibers. Die übrigen Distanzen wurden abgeschätzt. Alle Daten und Annahmen sind in Tab. 4.4 in Kapitel 4.3 dargestellt. Die Transporte werden über die Nutzung eines EURO 4 Lastwagens (3,5–7,5 t) sowie einem generischen Mülltransporter aus der Ecoinvent Datenbank abgebildet.

4.2.6 Umgang mit Nebenprodukten

Wie bereits erwähnt, handelt es sich beim Hanfanbau und beim Hanffaseraufschluss um Multi-Output-Prozesse. Methodisch erfolgt die Zuordnung der Umweltwirkungen zu den Haupt- und Nebenprodukten im Base Case mittels Gutschriften für substituierte Produkte.

Die Ernte beim Hanfanbau setzt sich aus den Produkten Hanfstroh und Hanfsamen zusammen. Der Samenertrag ist aus der Befragung der Landwirte bekannt. Um die Saatgutbereitstellung beim Anbau zu berücksichtigen, ist die zusätzliche Annahme, dass der Samenertrag aus der Ernte um die Menge der Saatgutbereitstellung vermindert ist.⁶ Die Samen zur Weiterverarbeitung werden zu 23,1 % zu Hanföl und zu 76,9 % zu Presskuchen weiterverarbeitet. Während der Hanfsamenpressung gibt es keinen nennenswerten Schwund im Prozess (Carus, et al. 2007). Für den Prozess wird ein generischer Datensatz zur Rapsamenpressung aus Ecoinvent verwendet und an den Massenoutput der Hanfsamenpressung angepasst. Als substituiertes Produkt für das produzierte Hanföl wird Rapsöl gewählt. In beiden Fällen handelt es sich um Lebensmittelöle, wobei in der Ökobilanz vernachlässigt wird, dass es sich bei Hanföl um ein hochwertiges Lebensmittelöl mit spezifischen ernährungsphysiologischen Eigenschaften handelt. Es wird ein Substitutionsverhältnis von 1:1 angenommen. Für den Presskuchen wird eine Substitution von Sojaschrot gewählt, das als eiweißreiches Tierfutter Verwendung findet. Das Substitutionsverhältnis ergibt sich aus dem Eiweißgehalt, der für Hanfschrot mit 30 % und für Sojaschrot mit 43 % angenommen wurde.

Ein weiteres Nebenprodukt sind Hanfschäben, die beim Faseraufschluss anfallen und häufig als besonders saugfähige Einstreu Verwendung finden (Carus 2017). Als solche substituieren sie z. B. Stroh. Gemäß den Angaben eines Einstreuhändlers werden zur Versorgung eines Pferdes für ein Jahr ca. 1,4 t Hanfschäben oder 3,7 t Stroh benötigt (Mein-Streu.de o.J.). Daraus ergibt sich ein Masseverhältnis von 1:2,64, das als Substitutionsverhältnis angenommen wird.

⁵ Die Altholzmenge ist über den Kohlenstoffgehalt der Hanfasern angepasst.

⁶ Beispiel: bei einer Ernte von 4 t TM Hanfstroh pro Hektar beträgt die Samenernte 800 kg pro Hektar. Vermindert um den Saatgutbedarf für den Anbau von 40 kg/ha, beträgt die Ernte zur Weiterverarbeitung 760 kg/ha.

4.2.7 Auswahl der Referenzprodukte

Die ausgewählten Referenzprodukte für die Screening-Ökobilanz sind Stein- und Glaswolle sowie Holzfaserplatten (Holzdämmstoffe), für die die Umweltwirkungen aus Umweltproduktdeklarationen (EPD) abgeschätzt wurden. Mit Hilfe der Umweltproduktdeklarationen soll kein Herstellervergleich, sondern eine Einordnung der Wirkungsabschätzung von Hanffaservlies ermöglicht werden.

Steinwolle besteht aus Gesteinen wie Diabas, Dolomit und Kalkstein sowie zu geringen Anteilen aus Zusatzstoffen zur Bindung, Staubminderung und Hydrophobierung. Das Gestein wird bei circa 1400 bis 1500 °C im Kupolofen geschmolzen und anschließend zerfasert und mit den Zusatzstoffen versetzt. Die entstandene Rohwolle wird im Anschluss in Sammelkammern auf ein Transportband geschichtet und in Tunnelöfen bei 200 bis 250 °C ausgehärtet, was der Wolle Stabilität verleiht. Darauf erfolgt der Zuschnitt und gegebenenfalls eine Beschichtung oder Kaschierung (vgl. BMI (2018a); Gellert et al. (2007, 21)). Für die Wirkungsabschätzung des Referenzproduktes Steinwolle wurden zwei EPD identifiziert. Die erste EPD beschreibt die Umweltwirkungen von Steinwolle im niedrigen Rohdichtebereich (Deutsche ROCKWOOL GmbH & Co. OHG 2018). Die zweite EPD beschreibt die Umweltwirkungen von Mehrzweck-Steinwolle (Knauf Insulation 2018). Beide EPD geben eine Deponierung für die Entsorgung an. Glaswolle besteht aus den Rohstoffen Glas, Quarzsand, kalkhaltigen Gesteinen und Sodaasche sowie Bindemitteln und Zusatzstoffen. Bei der Herstellung wird das Glas in einer Schmelzwanne bei circa 1400 °C geschmolzen und anschließend geschleudert. Die dabei entstehenden Fasern verfestigen sich in einem Heißluftstrom und werden durch einen Tunnelofen geführt (BMI 2018c). Zur Abschätzung der Umweltwirkungen von Glaswolle wurden ebenfalls zwei EPD identifiziert (SaintGobain ISOVER G+H AG 2016; Knauf Insulation 2014). Wie bei der Steinwolle findet am Lebenszyklusende eine Deponierung statt.

Für möglichst identische Systemgrenzen im Vergleich zum Hanffaservlies, werden die Abschnitte Einbau und Recyclingpotenziale der EPD der mineralischen Produkte nicht in der Gegenüberstellung der Umweltwirkungen berücksichtigt. Beim Einbau handelt es sich um anfallende Verpackungsmaterialien und Verschnitt auf der Baustelle. Beim Recyclingpotenzial handelt es sich teilweise um Gutschriften aus der Verbrennung der Verpackungsmaterialien.

Zur Herstellung von sogenannten Holzfaserplatten werden Nadelholzfaserplatten über thermische Prozesse aufgeschlossen und anschließend mit einem Flammschutzmittel versehen. Die Fasern werden anschließend getrocknet und separiert. Im Folgenden wird ein Verbund aus den Holzfasern und Bicofasern hergestellt. Letztere dienen zur Stützung des Dämmmaterials (Holzwerk Gebr. Schneider GmbH 2016). Am Lebenswegende steht eine Verbrennung des Dämmmaterials (sowie Verpackungsmaterialien) und entsprechende Gutschriften für Strom und Wärme. Diese werden für eine bessere Vergleichbarkeit mit dem Hanffaservlies berücksichtigt. Wie bei den mineralischen Dämmstoffen ist die Einbauphase nicht bei der Gegenüberstellung mit dem Hanfvlies enthalten.

Zur Abschätzung der Umweltwirkungen der Holzfaserplatten werden die Angaben des Herstellers STEICO SE (2016) herangezogen, der in einer EPD die Umweltwirkungen gemäß einer Durchschnittsbildung für sein Holzfaserdämmstoff-Produktportfolio deklariert. Insofern beziehen sich die Umweltwirkungen auf Holzfaserdämmstoffen im Allgemeinen und nicht auf Holzfaserplatten im Speziellen. Bei allen Produkten handelt es sich in der weiteren Gegenüberstellung um Lebenswege von der Wiege bis zur Bahre mit teilweise unterschiedlicher Berücksichtigung von Verpackungsmaterialien und einzelner Transportabschnitte, wobei von den Autor/innen angenommen wird, dass der Einfluss dieser auf die gesamten Umweltwirkungen gering ist.

Unterschiede können sich außerdem aus den Rahmendaten der Ökobilanzierung ergeben. So haben die vorliegenden EPD einen unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Bezug, was vor allem für die genutzten Energieträger von Relevanz ist (z. B. nationaler Strommix in einem bestimmten Jahr). Darüber hinaus beruhen die EPD auf unterschiedlichen Datenbanken und Softwaresystemen für die Modellierung (s. Tab. 4.3), was sich auf die Ergebnisse auswirken kann. Somit sind die EPD nicht nur zum Hanffaservlies, sondern auch untereinander nicht uneingeschränkt vergleichbar.

Tab. 4.3: Vergleich der Rahmendaten der Umweltproduktdeklarationen und der eigenen Ökobilanzierung

Quelle: Eigene Zusammenstellung IÖW mit Angaben aus EPD der Hersteller.

	Steinwolle Rockwool	Steinwolle Knauf	Glaswolle ISOVER	Glaswolle Knauf	Holzämm- stoffe	Hanffaserv- lies
Ausstellung	27.08.2018	31.01.2018	08.05.2014	22.09.2014	05.02.2016	-
Gültigkeit	26.08.2023	30.01.2023	08.05.2019	21.09.2019	04.02.2021	-
Zeitbezug Daten	2016	-	2010	2013	2013/14	i.W. 2016
Räuml. Be- zug	Deutschland	Slowenien, Kroatien, Slo- wakei	Österreich	Tschechi- sche Repub- lik, Frank- reich, Belgien	Frankreich	Deutschland
Software	GaBi 8.5	GaBi 8	SimaPro 7.3.3	GaBi 6	Ohne An- gabe	SimaPro 8.5
Datenbank	GaBi 8.7	GaBi 8	Ecoinvent v.2.2	GaBi 6	GaBi Profes- sional (6.108), Ecoinvent 2.2	Ecoinvent 3.4

Die deklarierten Umweltwirkungen der Referenzprodukte werden im Kapitel 4.4 den Umweltwirkungen des Hanffaservlieses gegenübergestellt.

4.3 Ergebnisse der Sachbilanz

Zunächst werden die Ergebnisse der Sachbilanz für die Bereitstellung von Hanffaservlies aufgezeigt, unterteilt in die Hanfbereitstellung, den Hanffaseraufschluss, die Hanffaservlieslegung, die Abfallbehandlung und die Transporte. Die angegebenen Werte resultieren aus den Szenarien, wie sie in Kapitel 4.1 beschrieben wurden. Tab. 4.4 stellt die Aufwendungen und Emissionen der Hanfbereitstellung dar. Die Werte beziehen sich auf eine Tonne Hanfstroh (Frischmasse).

Tab. 4.4: Aufwendungen und Emissionen der Hanfbereitstellung und des Transports

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, bezogen auf 1 t FM Hanfstroh

	Einheit	Base case/ min / max	Ökol. Anbau	Quelle
Saatgut	kg	8,69 / 7,24 / 10,86	10,00	Befragung Landwirte
Gärgülle	m ³	-	6,00	Befragung Landwirte
N-Dünger	kg N	21,72 / 18,1 / 27,15	-	Befragung Landwirte
P-Dünger	kg P	4,52 / 3,77 / 5,66	-	Befragung Landwirte
K-Dünger	kg	21,72 / 18,1 / 27,15	-	Befragung Landwirte
Feldemissionen				
NH ₃ (Luft)	kg NH ₃	0,53 / 0,44 / 0,66	9,38	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
N ₂ O (Luft)	kg N ₂ O	0,52 / 0,43 / 0,65	0,75	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
NO _x (Luft)	kg NO _x	0,11 / 0,09 / 0,14	0,16	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
CO ₂ (Luft)	kg CO ₂	-382,35 / -382,35 / -382,35	-369,17	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
NO ₃ (Wasser)	kg NO ₃	58,28 / 47,63 / 74,26	68,29	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
P _{gw} (Wasser)	kg P	0,01 / 0,01 / 0,02	0,02	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
P _{ro} (Wasser)	kg P	0,03 / 0,03 / 0,04	0,05	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
Landmaschinennutzung				
Dieserverbrauch	kg	12,24 / 10,20 / 15,29	13,52	Befragung Landwirte
Landmaschinennutzung	kg	1,15 / 0,96 / 1,44	1,27	Eigene Annahme i.V.m. Befragung Landwirte und Schweizer Bundesamt für Umwelt (O A 2018)
HC	g	34,9 / 29,1 / 43,7	38,6	Eigene Berechnung i.V.m. Befragung Landwirte und BAFU (O A 2018)
CO	g	173,0 / 144,2 / 216,3	191,2	Eigene Berechnung i.V.m. Befragung Landwirte und BAFU (O A 2018)
NO _x	g	284,2 / 236,8 / 355,3	314,1	Eigene Berechnung i.V.m. Befragung Landwirte und BAFU (O A 2018)
PM	g	26,3 / 21,9 / 32,9	29,1	Eigene Berechnung i.V.m. Befragung Landwirte und BAFU (O A 2018)
CO ₂	kg	38,54 / 32,12 / 48,18	42,5889	Eigene Berechnung i.V.m. Befragung Landwirte und BAFU (O A 2018)

	Einheit	Base case/ min / max	Ökol. Anbau	Quelle
CH ₄	g	0,8 / 0,7 / 1,0	0,9	Eigene Berechnung i.V.m. Befragung Landwirte und BAFU (O A 2018)
NMHC	g	34,1 / 28,4 / 42,6	37,7	Eigene Berechnung i.V.m. Befragung Landwirte und BAFU (O A 2018)
N ₂ O	g	1,6 / 1,3 / 2,0	1,8	Eigene Berechnung i.V.m. Befragung Landwirte und BAFU (O A 2018)
Weitere Outputs				
Hanfsamen (Netto-Ertrag)	kg	136,11 / 137,56 / 133,94	110,00	Befragung Landwirte
Rapsöl (Substitution durch Samen)	kg	31,44 / 31,78 / 30,94	25,41	Carus et al. (2007), eigene Annahme
Sojaschrot (Substitution durch Samen)	kg	73,02 / 73,80 / 71,86	59,02	Carus et al. (2007), eigene Annahme

Tab. 4.5 stellt die Aufwendungen und Emissionen des Hanffaseraufschlusses dar. Die Werte beziehen sich auf eine Tonne Hanfstroh.

Tab. 4.5: Aufwendungen und Emissionen des Hanffaseraufschlusses

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, bezogen auf 1 t FM Hanfstroh

	Einheit	Base Case / min / max	Quelle
Strom	kWh _{el}	480 / 384 / 576	basierend auf Befragung des Anlagenbetreibers und Abbildung über deutschen Strommix 2016
Outputs			
Fasern	t	0,24	basierend auf Befragung des Anlagenbetreibers
Schäben	t	0,53	basierend auf Befragung des Anlagenbetreibers
Reststoffe (Mineralisch)	t	0,05	basierend auf Befragung des Anlagenbetreibers
Reststoffe (pflanzlich)	t	0,17	basierend auf Befragung des Anlagenbetreibers
Weitere Outputs			
Stroh (Substitution durch Schäben)	t	1,39	Eigene Annahme basierend auf Mein-Streu.de (o.J.)

Tab. 4.6 stellt die Aufwendungen und Emissionen der Vlieslegung dar. Die Werte beziehen sich auf eine Tonne Hanffaservlies zur Verwendung als Dämmstoff.

Tab. 4.6: Aufwendungen und Emissionen der Hanffaservlieslegung

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, bezogen auf 1 t Hanffaservlies

	Einheit	Wert	Quelle
Hanffasern	t	0,82	BMI (2018b); eigene Berechnungen
Polyester	t	0,14	BMI (2018b)
Soda	t	0,04	BMI (2018b)
Erdgas zur Verbrennung	MJ	2043	Zampori et al. (2013)
Strom	kWh _{el}	161,8	Zampori et al. (2013); Abbildung über deutschen Strommix 2016
Wasser	l	0,82	Zampori et al. (2013)
Outputs			
Abwasser	l	0,82	Eigene Annahme basierend auf Zampori et al. (2013)

Tab. 4.7 stellt die Aufwendungen und Emissionen der Abfallbehandlung dar. Die Werte beziehen sich auf eine Tonne Hanffaservlies zur Verbrennung.

Tab. 4.7: Aufwendungen und Emissionen der Abfallbehandlung

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, bezogen auf 1 t Hanffaservlies

	Einheit	Wert	Quelle
Verbrennung Altholz	t	0,95	Eigene Annahme; Abbildung über Ecoinvent Datensätze und Skalierung der Holzmenge entsprechend des C-Gehalts
Verbrennung Polyethylenterephthalate	t	0,14	Eigene Annahme; Abbildung über Ecoinvent Datensätze
Weitere Outputs			
Strom	MWh	-0,58	Eigene Annahme auf Basis von Ecoinvent Datensätze
Wärme	GJ	-4,14	Eigene Annahme auf Basis von Ecoinvent Datensätze

Tab. 4.8 stellt die relevanten Transporte dar. Die Werte beziehen sich auf eine Tonne Hanffaservlies.

Tab. 4.8: Transport zwischen den Prozessschritten bei der Hanffaservliesherstellung

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, bezogen auf 1 t Hanffaservlies

	Einheit	Base Case / min / max	Quelle
Transport zu Faseraufschluss	tkm	204,33 / 102,16 / 306,49	Befragung Landwirte und Anlagenbetreiber
Transport zu Samenverarbeitung	tkm	15,93 / 7,97 / 23,90	Befragung Landwirte und Anlagenbetreiber
Transport zu Vlieslegung	tkm	53,13 / 26,56 / 79,69	Befragung Anlagenbetreiber
Transport Rückführung / Entsorgung	tkm	33,79 / 16,90 / 50,69	Eigene Annahme
Transport zu Schäbennutzung	tkm	57,76 / 28,88 / 86,64	Eigene Annahme
Transport Vlieseinbau	tkm	200,00 / 100,00 / 300,00	Eigene Annahme
Transport Vliesentsorgung	tkm	50,00 / 25,00 / 75,00	Eigene Annahme

Tab. 4.9 gibt die Annahmen zur ökonomischen Allokation der Aufwendungen und Umweltwirkungen wider.

Tab. 4.9: Annahmen zur ökonomischen Allokation

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung

	Einheit	Hanfbereitstellung Stroh / Samen	Hanffaseraufschluss Fasern / Schäben	Quelle
Preis	€/t	100 / 1100	630 / 350	Befragung Landwirte und Hanffaser Uckermark eG (2018) sowie Tagungsunterlagen zur Veranstaltung von LLH (2018)
Masseanteil	%	87,3 / 12,7	26,0 / 52,5	Eigene Berechnung
Allokationsfaktor	%	38,6 / 61,4	47,1 / 52,9	Eigene Berechnung

4.4 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Die Darstellung und Diskussion der Wirkungsabschätzung erfolgt je Wirkungskategorie. Dabei werden die Ergebnisse für die Szenarien der Hanffaservlieskette (Base Case, Min, Max, „Ökon. Allokation“, „Ökol. Anbau“) zusammen mit den Umweltwirkungen der Referenzprodukte analysiert und die wesentlichen Prozessschritte und Emissionen betrachtet. Darüber hinaus werden die Ergebnisse mit Bezug auf das Ziel und den Untersuchungsrahmen der Ökobilanz interpretiert. Alle absoluten Werte, die in diesem Zusammenhang diskutiert werden, beziehen sich, soweit nicht anders angegeben, auf die funktionelle Einheit von einem Quadratmeter gedämmter Wandfläche.

Abb. 4.3 zeigt zunächst die Ergebnisse nach Normierung der Wirkungen für das Hanffaservlies im Base Case. Die höchsten Umweltwirkungen werden demnach in den Kategorien ADPE, ADPF, GWP sowie beim AP und EP verursacht. Das ODP verursacht im Verhältnis hierzu nur sehr geringe Wirkungen und wird daher in der Ergebnisdiskussion nicht weiter betrachtet.

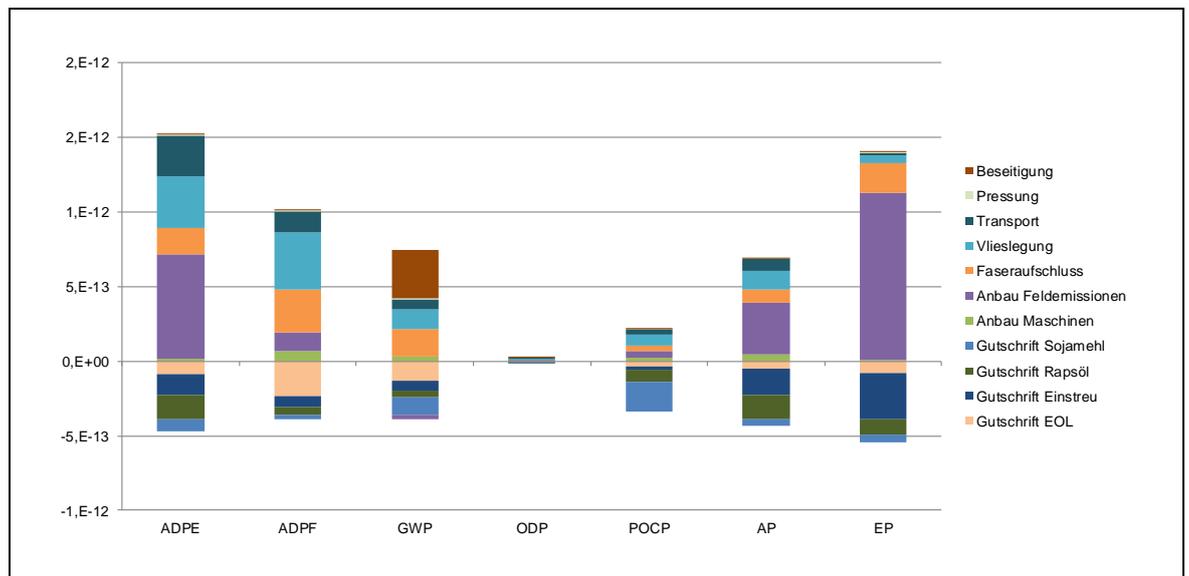


Abb. 4.3: Normierte Emissionen und Aufwendungen des Hanffaservlieses (1 kg, Base-Case-Szenario)

Erläuterung: zur Erläuterung der Abkürzungen siehe Abkürzungsverzeichnis auf S.

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung

Welche Prozesse jeweils für den Großteil der Emissionen verantwortlich sind, unterscheidet sich zwischen den Wirkungskategorien (s. Abb. 4.4). Die Feldemissionen aus dem Anbau verursachen vergleichsweise hohe Emissionen beim Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen (ADPE, 35 %), beim Versauerungspotenzial (AP, 31 %) und dem Eutrophierungspotenzial (EP, 57 %). Leicht negative Emissionen werden durch die CO₂-Aufnahme aus der Luft hingegen beim Treibhausgaspotenzial (GWP, -2,5 %) erzielt. Die Landmaschinennutzung ist in den Wirkungskategorien für vergleichsweise geringe Emissionen mit Anteilen von 0,5 bis 4,6 % verantwortlich. Am relevantesten sind hier die Wirkungen beim Potenzial für die Verknappung fossiler Ressourcen (ADPF). Der Faseraufschluss ist mit 7,2 % (POCP) bis 20,6 % (ADPF) an den Wirkungen beteiligt.

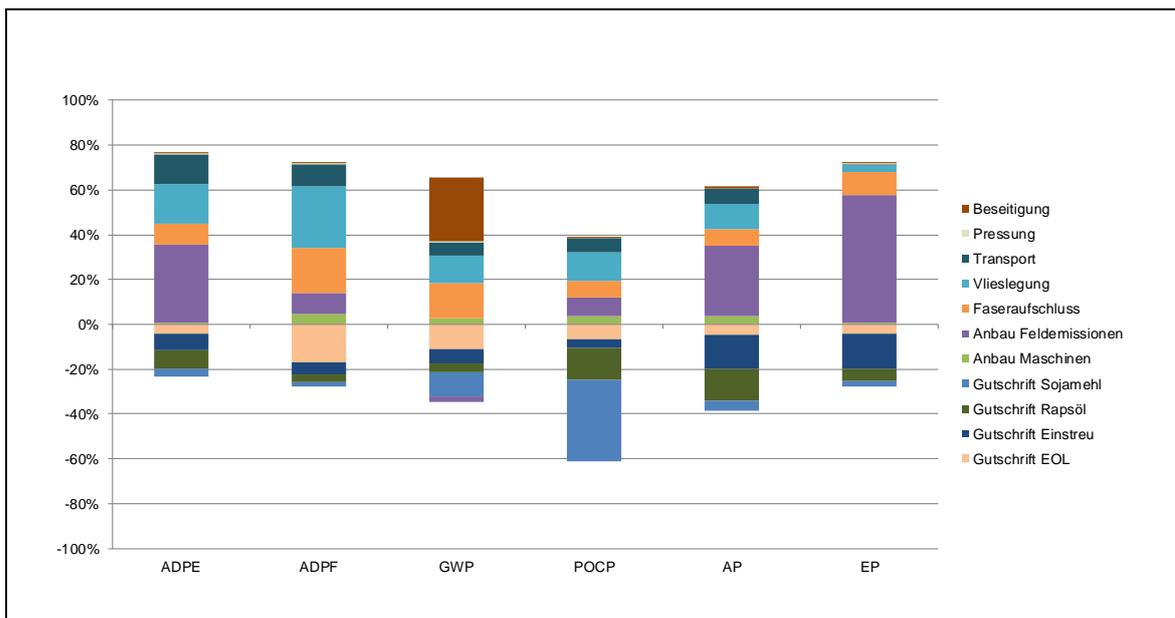


Abb. 4.4: Aufteilung der Emissionen und Aufwendungen des Hanffaservlieses in verschiedene Prozessschritte pro Wirkungskategorie (Base Case)

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 4.4 bis Tab. 4.9

Mit Ausnahme des Eutrophierungspotenzials ist die Vlieslegung in allen Kategorien mit wesentlichen Anteilen an den Wirkungen von 11 % (AP) bis zu 27 % (ADPF) vertreten. Auch die Transporte zwischen den Prozessschritten fallen in diesen Wirkungskategorien mit signifikanten Anteilen von bis zu 13 % (ADPE) auf. Die Pressung der Hanfsamen nimmt in der Ökobilanzierung mit maximal 0,4 % der Wirkungen eine untergeordnete Rolle ein. Die Beseitigung des Vlieses verursacht vor allem treibhausgasrelevante Emissionen (GWP) mit einem Anteil von 28,6 %.

Die Gutschriften der Koppel- und Nebenprodukte sowie aus der Beseitigung haben einen wesentlichen Einfluss auf die Ergebnisse. Die Gutschrift für Sojamehl, welche für die bereitgestellten Hanfsamen bestimmt wurde, reduziert vor allem das Treibhauspotenzial (-11 %) und das Potenzial zur photochemischen Ozonbildung (-36 %). Auch die zweite Gutschrift für die Samenbereitstellung (Rapsöl) reduziert wesentlich das Potenzial zur photochemischen Ozonbildung (-14 %) und das Versauerungspotenzial (-14 %). Weiterhin vermindert die Gutschrift für Einstreu, die durch die anfallenden Hanfschäben beim Aufschluss entsteht, vor allem das Versauerungspotenzial (-16 %) und das Eutrophierungspotenzial (-16 %). Die Gutschrift, die am Lebenszyklusende durch die Verbrennung des Vlieses entsteht, wirkt sich im Wesentlichen mit Negativemissionen auf das Potenzial für die Verknappung fossiler Ressourcen (-17 %) und das Treibhauspotenzial (-11 %) aus.

Aus den Ergebnissen wird deutlich, dass die Feldemissionen, der Faseraufschluss und die Vlieslegung sowie die Transporte in fast allen Wirkungskategorien wesentliche Anteile an den Gesamtwerten haben. Somit tragen mit Ausnahme des Maschineneinsatzes zum Anbau des Hanfes und der Pressung alle Teilprozesse nennenswert zum ökologischen Impact des Produktes bei. Die Identifizierung von Ansatzpunkten zur Verbesserung der Wirkungen betrifft daher den gesamten Lebensweg vom Anbau über die Weiterverarbeitungsstufen bis zur Beseitigung.

Die Negativwerte durch die Gutschriften haben ebenfalls einen wesentlichen Einfluss auf die Gesamtergebnisse. Das verdeutlicht, dass die betrachtete, regionalorientierte Wertschöpfungskette Koppelprodukte bereitstellt, die andere, umweltrelevante Produkte substituieren können, die zum

Teil zu importieren sind. Darüber hinaus wird der Einfluss der Auswahl und Mengenbestimmung der entsprechenden Gutschriften auf die Ökobilanzergebnisse verdeutlicht.

Mittels der Ergebnisse des Szenarios „Ökon. Allokation“ lässt sich abschätzen, wie sich die Umweltwirkungen auf die verwertbaren Produkte der Wertschöpfungskette verteilen. Pro Kilogramm Vlies werden 1,65 kg Schäben und 0,46 kg Samen bereitgestellt. Abb. 4.5 zeigt, dass kein Produkt weniger als 12 % oder mehr als 65 % an den Umweltwirkungen ausmacht. Das Vlies verursacht in allen Kategorien mit Ausnahme des EP die höchste Umweltlast.

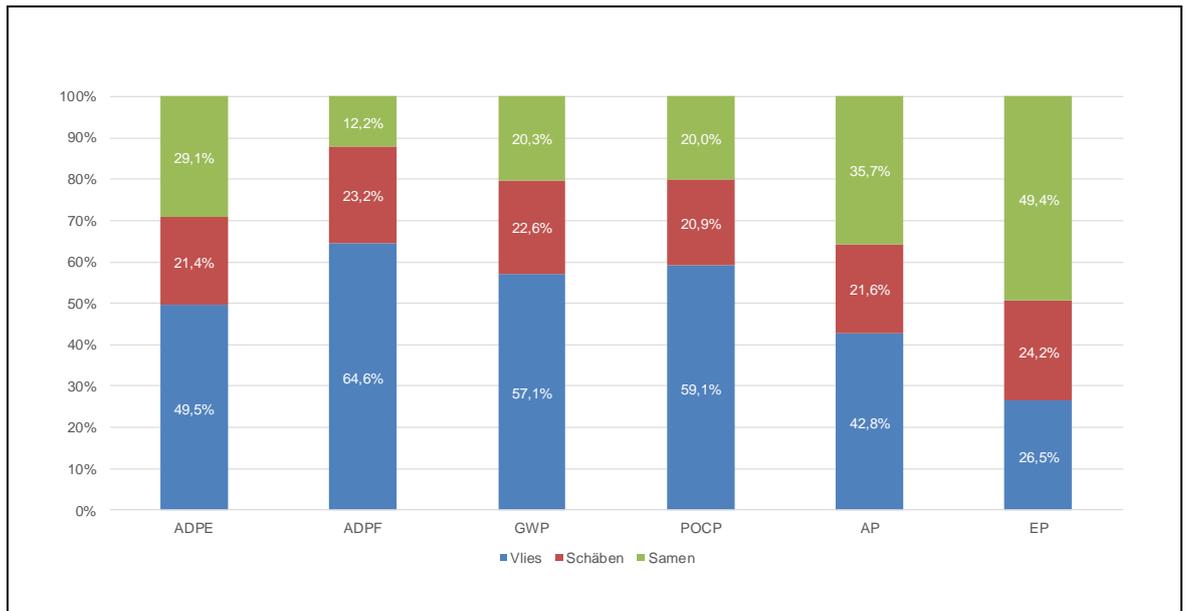


Abb. 4.5: Aufteilung der Emissionen und Aufwendungen in die Haupt- und Nebenprodukte im Szenario „Ökon. Allokation“

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 4.4 bis Tab. 4.9

Der Vergleich verdeutlicht, dass in dem methodischen Szenario alle Produkte mit wesentlichen Anteilen an den Umweltwirkungen beteiligt sind. Hintergrund ist, dass die verschiedenen Produktfraktionen einen nennenswerten monetären Wert für die beteiligten Unternehmen mit sich bringen.

4.4.1 Treibhauspotenzial

Das auf der vorab beschriebenen Datengrundlage berechnete Treibhauspotenzial von Hanffaserdämmstoffen beträgt bei den mittleren Aufwendungen 7,0 kg CO_{2eq} pro Quadratmeter gedämmte Wandfläche. Der Bereich, der über die minimalen und maximalen Aufwendungen aufgespannt wird, liegt zwischen 4,8 und 9,5 kg CO_{2eq} pro Quadratmeter gedämmte Wandfläche (s. Abb. 4.6). Die Szenarien „Ökon. Allokation“ und „Ökol. Landbau“ führen zu Netto-Emissionen in Höhe von 8,1 und 5,6 kg CO_{2eq} und liegen damit innerhalb der Min/Max-Bandbreite.

Der Großteil der positiven Treibhausgasemissionen entsteht beim Base Case während des Aufschlusses (3,6 kg CO_{2eq}⁷) und der Vlieslegung (2,7 kg CO_{2eq}) sowie bei der Freisetzung des gebundenen CO₂ während der Beseitigung (6,5 kg CO_{2eq}⁸). Die Netto-Treibhausgasemissionen aus den Feldemissionen während der Bereitstellung ist mit -0,6 kg CO_{2eq} somit deutlich geringer als der Treibhausgaseintrag während der Beseitigung. Gründe hierfür sind unter anderem die Feldemissionen in Form von Lachgas und der Einfluss der Verbrennung der Kunststofffasern bei der Beseitigung, die in der Summe einen Netto-Treibhausgaseintrag nach sich ziehen.

Die Netto-Treibhausgasemissionen teilen sich im Base Case vor allem auf Kohlenstoffdioxid (70 %) und Lachgas (26 %) auf. Kohlenstoffdioxid wird einerseits in größeren Mengen beim Anbau (-3,6 kg CO_{2eq}, netto) der Atmosphäre entzogen und zusätzlich durch die Gutschrift Sojamehl reduziert (-2,2 kg CO_{2eq}). Andererseits erfolgen wesentliche Treibhausgaseinträge durch CO₂-Emissionen in Höhe von 6,4 kg CO_{2eq} bei der Beseitigung und von 2,4 kg CO_{2eq} bei der Vlieslegung sowie durch Lachgasemissionen aus dem Anbau in Höhe von 3,0 kg CO_{2eq}.

Die Netto-Emissionen des Vlieses übersteigen im Base Case die Netto-Emissionen der Glaswolle (1,7 bis 2,9 kg CO_{2eq}) und der Holzfasermatte (-3,3 kg CO_{2eq}). Gegenüber der Steinwolle (max. 4,9 bis 7,9 kg CO_{2eq}) können sich Vorteile bei den Szenarien „Ökol. Anbau“ und „Min“ ergeben.

Der Vergleich zu den Referenzprodukten verdeutlicht, dass bezüglich des Treibhauspotenzials bei dem modellierten Prozessdesign zur Vliesherstellung und -beseitigung überwiegend höhere ökologische Lasten feststellbar sind. Gemessen an den Emissionen, ist für eine Verringerung der Umweltwirkung vor allem bei der Beseitigung anzusetzen. Maßnahmen könnten die Verwendung von biogenen statt fossilen Stützfasern sein, sodass eine Verbrennung zu geringeren Netto-Emissionen führt oder auch die verstärkte stoffliche Nutzung am Ende des Lebenszyklus ermöglicht wird, sodass der gespeicherte biogene Kohlenstoff nicht durch die Verbrennung freigesetzt wird. Ohne Beseitigung belaufen sich die Emissionen auf lediglich 3,1 kg CO_{2eq} im Base Case. Im Min-Szenario sind ohne Beseitigung Emissionen in Höhe von -0,9 kg CO_{2eq} zu beobachten. Auch innovative Verfahren für die Reststoffverwertung wie die Pyrolyse/Karbonisierung bieten mögliche Ansätze, um die Wirkungen am Lebenszyklusende zu verringern.

Darüber hinaus gibt das Min-Szenario Hinweise darauf, dass eine effizientere Prozessgestaltung des Faseraufschlusses sowie eine Verkürzung der Transportdistanzen und verbesserte Ertragsbedingungen um 31,4 % geringere Treibhausgasemissionen mit sich bringen. Das Szenario „Ökol. Anbau“ zeichnet sich durch die Verwendung von Gärgülle anstatt von mineralischem Dünger wie im Base Case aus. Die Nutzung von Gärgülle in Verbindung mit der Ausbringtechnik und der Ausbringzeit laut des befragten Landwirtes verursacht höhere NH₃-N-Emissionen (siehe hierzu die Ergebnisse und Diskussion zum Versauerungspotenzial in Kapitel 4.4.5), welche wiederum Eingang in die Formeln zur Bestimmung der Lachgasemissionen finden (s. Anhang A und Nemecek und Schnetzer (2012)). Die in Kapitel 4.4.5 beschriebene Optimierung der Gärgülleausbringung würde mit dem angewandten Modell die treibhausgasrelevanten Emissionen aus dem Anbau von -2,0 auf -2,4 kg CO_{2eq} reduzieren und mit Bezug zum Vlies das Treibhauspotenzial um -5,9 % reduzieren.

⁷ Diese Menge stammt primär aus dem Stromverbrauch beim Faseraufschluss. Zu beachten ist, dass die Menge an CO₂-Äquivalenten im direkten Zusammenhang mit dem Anteil der Hanffasern am Endprodukt (82 %) steht.

⁸ Von den 2,7 kg CO_{2eq} gehen 1,7 kg CO_{2eq} auf die Bereitstellung von Polyester zurück.

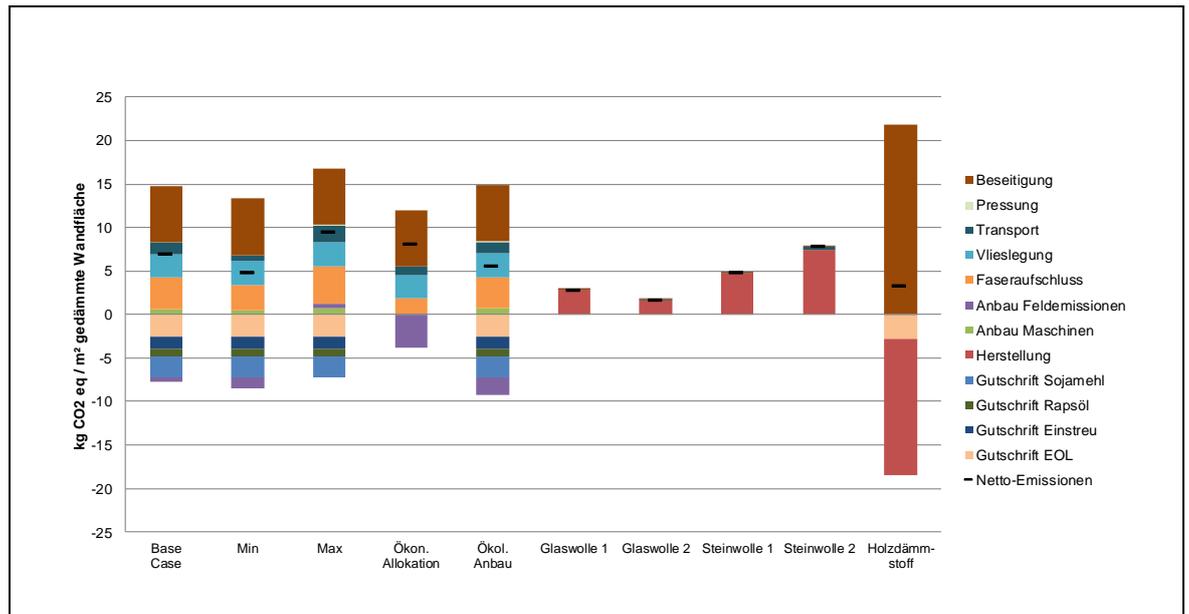


Abb. 4.6: Treibhauspotenzial des Hanffaservlieses und der Referenzprodukte

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 4.4 bis Tab. 4.9; Werte zu den Referenzprodukten aus den EPDs der Hersteller, s. Tab. 4.3

4.4.2 Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern

Das Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern von Hanffaservliesen liegt im Min- und Max-Szenario bei 61,7 beziehungsweise 106,9 MJ pro Quadratmeter gedämmte Wandfläche. Das Potenzial bei mittleren Aufwendungen und Emissionen beträgt 83,2 MJ (s. Abb. 4.7). Dem stehen etwas geringere Werte bei einem ökologischen Landbau in Höhe von 67,0 MJ gegenüber.

Der größte Beitrag zum Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern stammt im Base Case aus der Vlieslegung (50,9 MJ), bei der fossile Energieträger energetisch und stofflich verwendet werden. Alleine die Bereitstellung der Polyesterfasern verursacht ein Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern von 36,4 MJ. Weitere hohe Anteile resultieren aus dem Faseraufschluss (38,7 MJ) in Form von Stromnutzung und den Transporten (19,0 MJ). Nennenswert sind außerdem die Gutschriften aus der Verbrennung (-31,6 MJ) und die für Einstreu (-10,1 MJ). Die Netto-Nutzung fossiler Energieträger beruht im Base Case auf Erdöl (49 %), Kohle (30 %) und Gas (20 %). Bei Erdöl und Gas ist die Vlieslegung der Haupttreiber für die Ressourcenutzung und der Faseraufschluss für die Kohlenutzung.

Die Wirkungen der Referenzprodukte liegen bis auf das Steinwolleprodukt 2 (108,2 MJ) mit Werten von -28,0 bis 45,0 MJ unter dem Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern des Hanffaservlieses. Das liegt daran, dass die Bereitstellung von Hanffaservlies relativ energieintensiv ist und dass die Bereitstellung der Energie und der Stoffe wesentlich auf fossilen Energieträgern beruht. Somit sind für diese Prozesse (Faseraufschluss, Vlieslegung, Transport) sowohl Bestrebungen zur energieeffizienteren Gestaltung der Prozesse als auch ein Wechsel auf umweltfreundlichere (Treib-)Stoffe mögliche Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltwirkungen. Insbesondere der relativ alte Anlagenbestand des Betreibers der Faseraufschlussanlage lässt Effizienzpotenziale vermuten. Eine Umgestaltung der verwendeten Strommengen in den Prozessen ergibt sich über die Zeit durch den stetigen Ausbau der Erneuerbaren Energien in der deutschen Stromversorgung.

Für die Wärmebedarfe aus der Vlieslegung könnte außerdem die Nutzung von Abwärme geprüft werden, wobei diese Maßnahme vorwiegend für Anlagenneubauten von Bedeutung wäre. Auch die

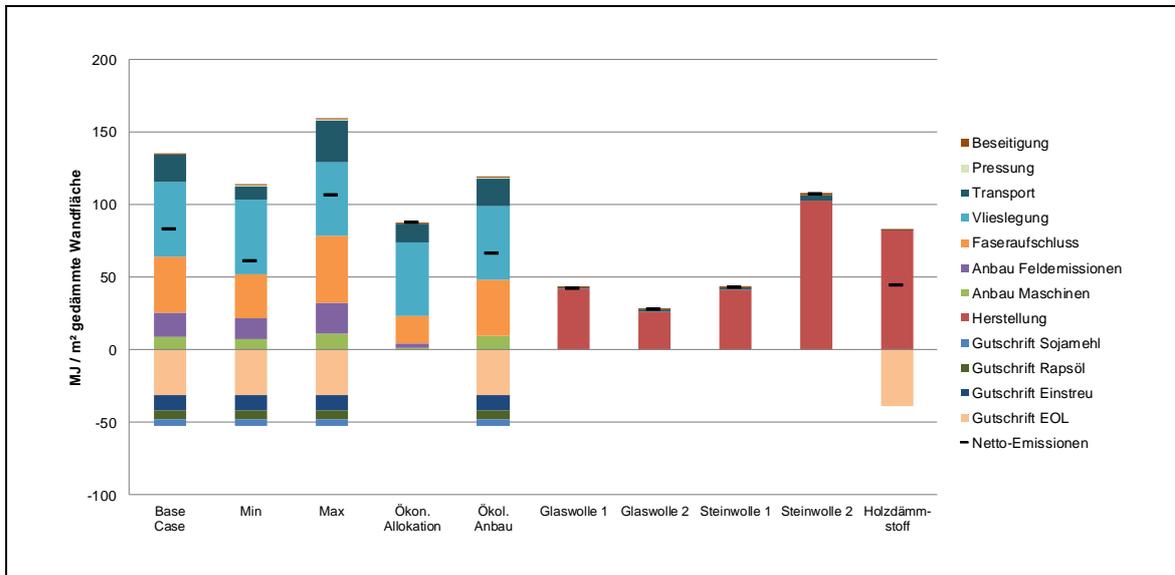


Abb. 4.7: Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger des Hanffaservlieses und der Referenzprodukte

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 4.4 bis Tab. 4.9; Werte zu den Referenzprodukten aus den EPDs der Hersteller, s. Tab. 4.3

stoffliche Substitution der fossilen Polyesterfasern durch Fasern, die aus nachwachsenden Rohstoffen bestehen, bietet Möglichkeiten zur Verringerung der Umweltwirkungen der Vlieslegung und ermöglicht zugleich bei vollständiger Substitution eine stoffliche Verwertung des Hanffaservlieses am Lebenszyklusende. Denk

bar wäre hier unter anderem die Kompostierung oder auch die Karbonisierung der anfallenden Reststoffe.

4.4.3 Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen

Das Potenzial für die Verknappung von nicht fossilen Ressourcen von Hanffaservliesen liegt im Min- und Max-Szenario bei $1,8 \cdot 10^{-5}$ beziehungsweise $3,2 \cdot 10^{-5}$ kg Sb_{eq} pro Quadratmeter gedämmter Wandfläche. Das Potenzial bei mittleren Aufwendungen und Emissionen beträgt $2,4 \cdot 10^{-5}$ kg Sb_{eq} (s. Abb. 4.8). Zu deutlich geringeren Werten führt der ökologische Landbau. Das ADPE beträgt in diesem Szenario $0,8 \cdot 10^{-5}$ kg Sb_{eq} .

Die wesentlich zum Potenzial für die Verknappung von nicht fossilen Ressourcen beitragenden Prozessabschnitte sind im Base Case der Anbau (Abschnitt Feldemissionen) mit $1,6$ kg Sb_{eq} sowie die Vlieslegung mit $0,8 \cdot 10^{-5}$ kg Sb_{eq} und die Transporte mit $0,6 \cdot 10^{-5}$ kg Sb_{eq} . Negative Werte gehen mit der Gutschrift Rapsöl ($-0,4 \cdot 10^{-5}$ kg Sb_{eq}) und der Gutschrift Einstreu ($-0,3 \cdot 10^{-5}$ kg Sb_{eq}) einher. Die am höchsten beanspruchten Stoffe sind Gold (36 %), Cadmium (18 %) und Blei (11 %). Vor allem die Nutzung und Bereitstellung von Transportmedien (Lkw, Traktoren) sind für den Verbrauch von Gold und Cadmium verantwortlich. Gold wird beispielsweise als Katalysator eingesetzt. Cadmium ist ein Nebenprodukt der Blei- und Kupfergewinnung, beides Rohstoffe, die im Fahrzeugbau verwendet werden.

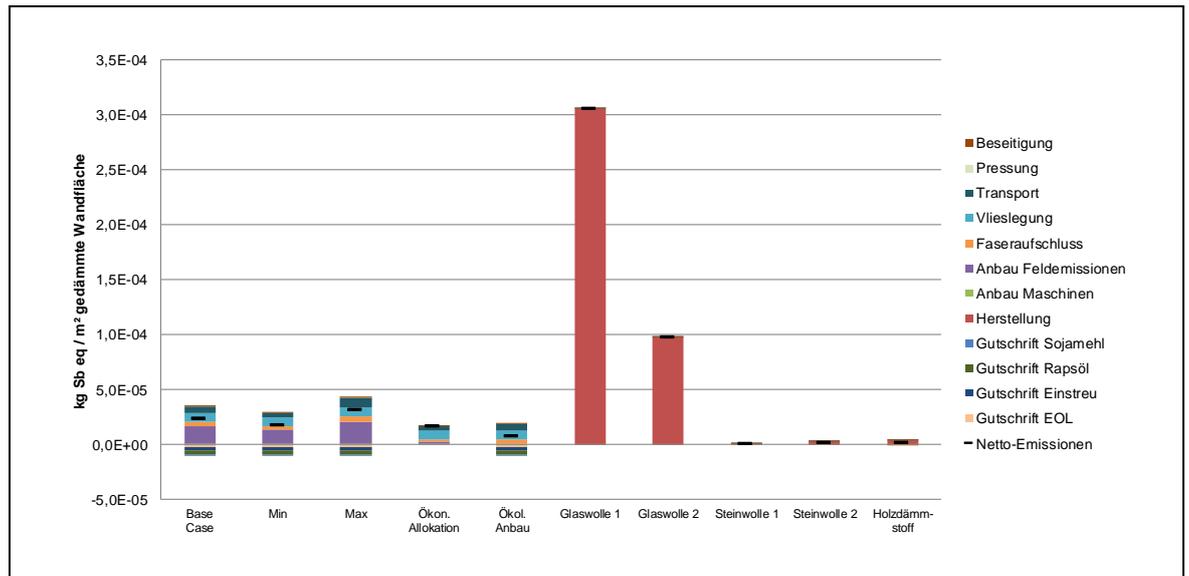


Abb. 4.8: Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen des Hanffaservlieses und der Referenzprodukte

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 4.4 bis Tab. 4.9; Werte zu den Referenzprodukten aus den EPDs der Hersteller, s. Tab. 4.3

Gegenüber dem Base Case weisen die Glaswolleprodukte deutlich höhere Werte auf ($9,8$ und $30,6 \cdot 10^{-5}$ kg Sb_{eq}/m² gedämmte Wandfläche). Die Wirkungen der übrigen Referenzprodukte sind deutlich unter denen des Hanffaservlieses ($0,0$ bis $0,3 \cdot 10^{-5}$ kg Sb_{eq}/m² gedämmte Wandfläche).

4.4.4 Potenzial zur photochemischen Ozonbildung

Das Potenzial zur photochemischen Ozonbildung von Hanffaservliesen liegt in den Min- und Max-Szenarien zwischen $-1,1 \cdot 10^{-3}$ und $-0,5 \cdot 10^{-3}$ kg C₂H_{4eq} pro Quadratmeter gedämmter Wandfläche. Das Potenzial bei mittleren Aufwendungen und Emissionen zur Herstellung beträgt $-0,8 \cdot 10^{-3}$ kg C₂H_{4eq} (s. Abb. 4.9). Die Emissionen aus dem ökologischen Landbau weisen ähnliche Wirkungen auf ($-1,1 \cdot 10^{-3}$ kg C₂H_{4eq}). Das methodische Szenario „Ökon. Allokation“ ergibt hingegen einen positiven Wert in Höhe von $0,8 \cdot 10^{-3}$ kg C₂H_{4eq}, da hier die Gutschriften entfallen, welche in den übrigen Szenarien Negativwerte verursachen.

Im Base Case gehen die Positivwerte vor allem auf die Vlieslegung ($0,5 \cdot 10^{-3}$ kg C₂H_{4eq}), die Feldemissionen ($0,3 \cdot 10^{-3}$ kg C₂H_{4eq}) und die Transporte zurück ($0,2 \cdot 10^{-3}$ kg C₂H_{4eq}). Die Negativwerte werden hingegen stark von der Gutschrift Sojamehl ($-1,3 \cdot 10^{-3}$ kg C₂H_{4eq}) und der Gutschrift Rapsöl ($-0,5 \cdot 10^{-3}$ kg C₂H_{4eq}) bestimmt, also von der jeweiligen vermiedenen Nahrungs- und Futtermittelbereitstellung. Positive Einträge erfolgen insbesondere in Form von Schwefeldioxid, Stickstoffmonoxid und Methan. Die Negativwerte gehen auf Hexane, Ethen und Formaldehyde zurück.

Die Referenzprodukte weisen höhere Netto-Emissionen gegenüber dem Base Case auf. Für die Wirkungen ist jeweils vor allem die Herstellungsphase verantwortlich.

Insbesondere durch die Auswirkungen der Gutschriften für die Koppelprodukte ergibt sich ein ökologischer Vorteil des Hanffaservlieses gegenüber den anderen betrachteten Dämmstoffen beim

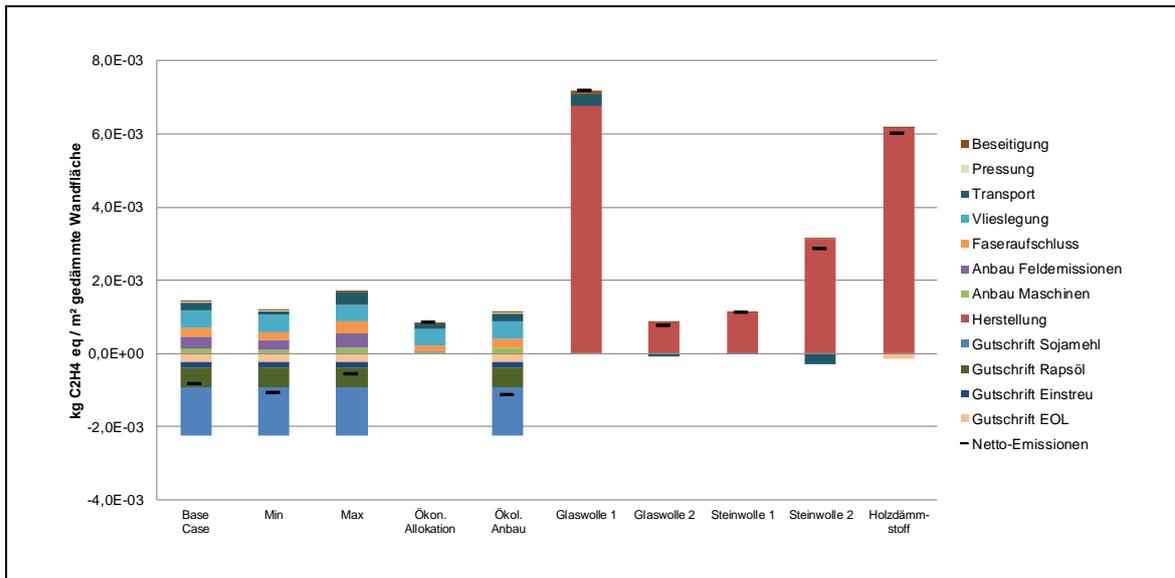


Abb. 4.9: Potenzial zur Photochemischen Ozonbildung des Hanffaservlieses und der Referenzprodukte

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 4.4 bis Tab. 4.9; Werte zu den Referenzprodukten aus den EPDs der Hersteller, s. Tab. 4.3

Potenzial zur photochemischen Ozonbildung. Wird wie im Szenario „Ökon. Allokation“ eine ökonomische Allokation zur Aufteilung der Sachbilanz unterstellt, ergeben sich im Vergleich zum Na-waRo-Dämmstoff der Holzfasermatte keine Vorteile. Somit weist das Ergebnis einerseits auf die Umweltrelevanz der substituierten Produkte hin und andererseits auf die potenzielle Vorteilhaftigkeit, die sich durch eine (stoffliche) Verwertung der Hanf-Koppelprodukte ergeben kann. Ohne diese Verwertung würde das Potenzial zur photochemischen Ozonbildung am unteren Ende der Bandbreite der Referenzprodukte liegen.

4.4.5 Versauerungspotenzial

Das Netto-Versauerungspotenzial von Hanffaservlies liegt in den Min- und Max-Szenarien in einer Bandbreite von $0,9 \cdot 10^{-2}$ bis $2,7 \cdot 10^{-2}$ kg SO_{2eq} pro Quadratmeter gedämmte Wandfläche (s. Abb. 4.10). Das Versauerungspotenzial bei mittleren Aufwendungen und Emissionen zur Herstellung beträgt $1,7 \cdot 10^{-2}$ kg SO_{2eq}. Ein deutlich höheres Versauerungspotenzial weist das Szenario „Ökol. Anbau“ auf ($17,6 \cdot 10^{-2}$ kg SO_{2eq}).

Ausgehend vom Base Case zeigt sich vor allem eine Relevanz bei den Feldemissionen aus dem Hanfanbau ($2,2 \cdot 10^{-2}$ kg SO_{2eq}), der Vlieslegung ($0,8 \cdot 10^{-2}$ kg SO_{2eq}) sowie den Transporten und dem Faseraufschluss ($0,5$ und $0,6 \cdot 10^{-2}$ kg SO_{2eq}). Auch die Gutschriften beeinflussen wesentlich das Gesamtergebnis des AP. Hier sind vor allem die Gutschrift Einstreu ($-1,1 \cdot 10^{-2}$ kg SO_{2eq}) und die Gutschrift Rapsöl ($-1,0 \cdot 10^{-2}$ kg SO_{2eq}) zu nennen.

Auf Emissionsebene wirken vor allem Schwefeldioxid (68 %) und Stickoxide (35 %) auf das Ergebnis ein. Ammoniakemissionen aus dem Anbau werden durch die Gutschriften kompensiert.

Die Umweltwirkungen des Hanfvlieses bewegen sich in den Szenarien mit konventionellem Biomasseanbau in etwa in der Bandbreite der Referenzprodukte. Das Versauerungspotenzial im Szenario „Ökol. Anbau“ übersteigt die Werte der Referenzprodukte deutlich.

Die auffällig hohen Emissionen im Szenario „Ökol. Anbau“ gehen unter anderem auf die Verwendung von Gärgülle anstelle von mineralischem Dünger zurück. Die Gärgülle verursacht im Vergleich zum mineralischen Dünger höhere Ammoniakemissionen. Darüber hinaus wird der organische Dünger von dem befragten Hanfanbauer über einen Schleppschlauch in der Zeit von Juni bis August sowie gelegentlich an Tagen bei über 17 °C ausgebracht. Bei der genutzten Modellierung der Feldemissionen ergeben sich mit diesen Annahmen Ammoniakemissionen von 9,4 kg NH₃ pro t Hanfstroh. Bei einer zeitlichen Verlagerung der Gülleausbringung auf September bis Mai, Tagen unter 18 °C und Nutzung von Injektionstechnik sind die Modellergebnisse auf 1,3 kg NH₃ pro t Hanfstroh reduzierbar. Die Optimierung würde das AP des Vlieses um 88 % auf $2,1 \cdot 10^{-2}$ kg SO_{2eq} reduzieren. Dies verdeutlicht einerseits die Kritikalität der Modellierung, aber auch den Einfluss einer umweltschonenden Flächenbewirtschaftung.

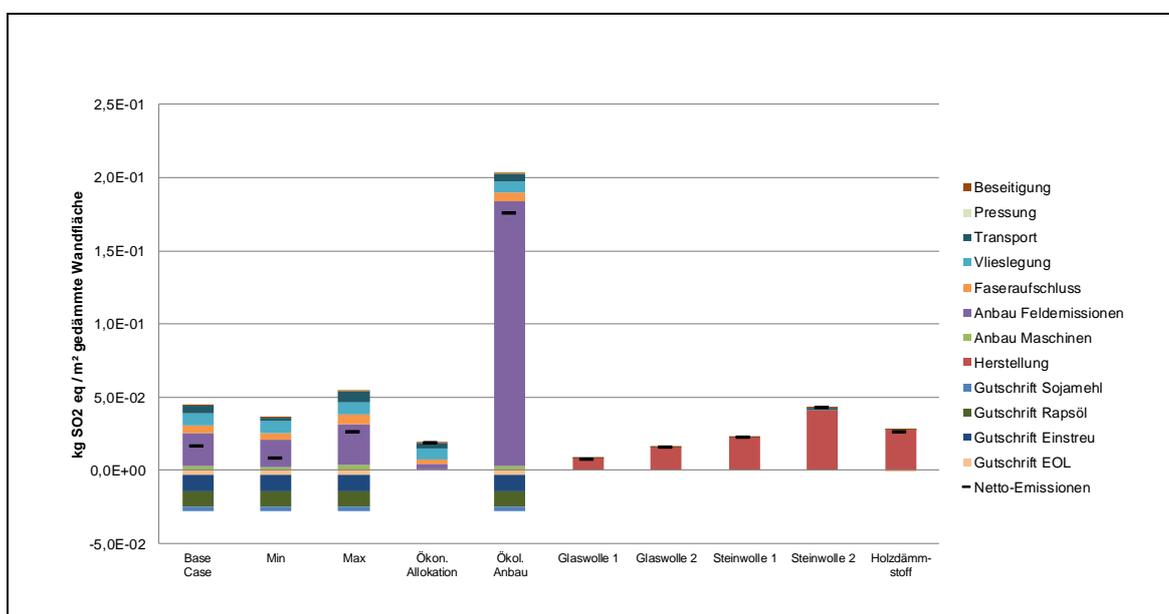


Abb. 4.10: Versauerungspotenzial des Hanffaservlieses und der Referenzprodukte

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 4.4 bis Tab. 4.9; Werte zu den Referenzprodukten aus den EPDs der Hersteller, s. Tab. 4.3

Eindeutige und robuste ökologische Vor- oder Nachteile sind beim AP im Vergleich zu den Referenzdämmstoffen nicht zu bestimmen. Gemessen an den Umweltwirkungen der Prozessabschnitte sollten sich Ansatzpunkte zur Verbesserung des AP auf den Anbau und die Vlieslegung konzentrieren. Für den Anbau ist vor allem eine Kalkung der Flächen in Erwägung zu ziehen.

4.4.6 Eutrophierungspotenzial

Das Eutrophierungspotenzial von Hanffaservlies liegt in den Min- und Max-Szenarien in einer Bandbreite von $4,3 \cdot 10^{-2}$ bis $8,6 \cdot 10^{-2}$ kg PO₄³⁻eq pro Quadratmeter gedämmter Wandfläche (s. Abb. 4.11). Die mittleren Aufwendungen und Emissionen verursachen ein Potenzial in Höhe von

$6,1 \cdot 10^{-2}$ kg $\text{PO}_4^{3-\text{eq}}$. In dem methodischen Szenario „Ökon. Allokation“ fällt das Eutrophierungspotenzial mit $2,6 \cdot 10^{-2}$ kg $\text{PO}_4^{3-\text{eq}}$ aufgrund der ökonomischen Relevanz der Hanfsamen für den Anbau am geringsten aus. Die höchsten Werte sind in dem Szenario „Ökol. Anbau“ festzustellen ($10,7 \cdot 10^{-2}$ kg $\text{PO}_4^{3-\text{eq}}$).

Beim Hanffaservlies entsteht der Großteil der Emissionen im Base Case während des Anbaus durch die Feldemissionen und den Faseraufschluss. Dem wirken vor allem die Gutschriften für Einstreu, Rapsöl und die Verbrennung am Lebenswegende entgegen. Die relevantesten Emissionen, die im Zusammenhang mit dem EP stehen, beruhen auf dem Eintrag von Nitraten (76 %) und Phosphaten (18 %). Insbesondere der Anbau ist durch Nitratemissionen ins Wasser und Ammoniakemissionen in die Luft gekennzeichnet.

Das Eutrophierungspotenzial bei den Referenzprodukten ist im Vergleich zu dem des Hanffaservlieses deutlich geringer ($0,3$ bis $0,7 \cdot 10^{-2}$ kg $\text{PO}_4^{3-\text{eq}}$). Das höhere Eutrophierungspotenzial des Hanffaservlieses ist unter anderem damit zu begründen, dass es sich bei dem wesentlichen Rohstoff (Hanf) um landwirtschaftliche Biomasse handelt, für deren Wachstum und zur Nährstoffversorgung der Böden Dünger eingesetzt werden. Die Bereitstellung landwirtschaftlicher Anbau-Biomasse geht wegen der Stickstoffbedarfe mit höheren Nitratbelastungen gegenüber den Referenzprodukten einher. Insofern ist der Produktvergleich in der vorliegenden Ökobilanz wichtig, er beantwortet aber nicht die Frage, ob die landwirtschaftliche Fläche ökologisch sinnvoll eingesetzt wird und er vernachlässigt weitere umweltrelevante Aspekte des Hanfanbaus. So schreiben Müller-Sämann et al. (2003, 220) dem Hanfanbau tendenziell positive Eigenschaften auf die Artenvielfalt zu und begrüßen aus ökologischen Gesichtspunkten einen höheren Flächenanteil von Hanf in der Landwirtschaft. Solche Beiträge können von den Referenzprodukten nicht geleistet werden. Nichtsdestotrotz sollte die Anwendung eines umweltschonenden Düngermanagements im Fokus stehen, um das Eutrophierungspotenzial möglichst gering zu halten.

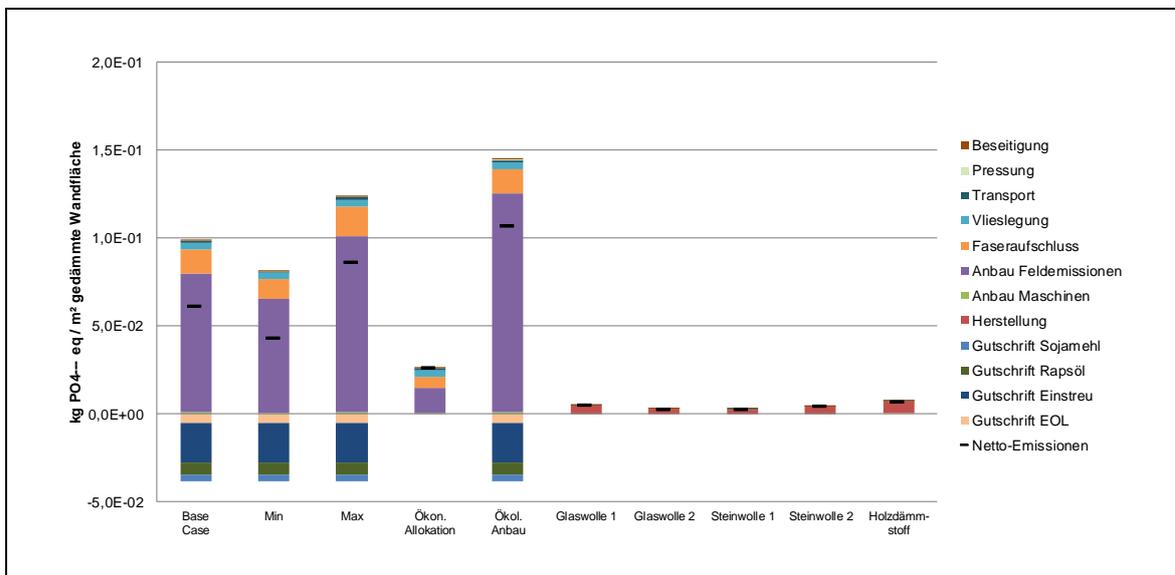


Abb. 4.11: Eutrophierungspotenzial des Hanffaservlieses und der Referenzprodukte

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 4.4 bis Tab. 4.9; Werte zu den Referenzprodukten aus den EPDs der Hersteller, s. Tab. 4.3

4.4.7 Flächen- und Wasserbedarf

Eine nennenswerte Flächenbelegung ist vor allem beim Anbau des Hanfs zu erwarten. Die Autor/innen gehen davon aus, dass der Flächenbedarf durch die Hintergrundsysteme im Verhältnis dazu vernachlässigbar ist. Aufgrund unvollständiger und/oder nicht plausibel erscheinender Daten zum Flächenbedarf bei den Substitutionsprodukten (Sojaschrot und Rapsöl) in der Ecoinvent Datenbank, erfolgt die Ermittlung des Flächenbedarfs ausschließlich mittels ökonomischer Allokation auf Haupt- und Nebenprodukte. Auch für die Referenzprodukte stehen keine geeigneten und plausiblen Daten zur Verfügung, sodass eine Gegenüberstellung an dieser Stelle ausbleibt. Somit weicht das Vorgehen im Vergleich zu den zuvor diskutierten Wirkungskategorien ab. Grundsätzlich ist aber davon auszugehen, dass der Flächenbedarf der Referenzprodukte im Vergleich zur Anbau-Biomasse von landwirtschaftlichen Flächen geringer ausfällt, sodass für Hanffaservlies im Vergleich zu den Referenzprodukten mit einer höheren Flächenbelegung zu rechnen ist.

Tab. 4.10 stellt die Ergebnisse zum Flächenbedarf dar. Aufgrund der Unterschiede im Gesamtertrag (Samen + Stroh) gegenüber dem Base Case (0,16 ha/t) fällt der Flächenbedarf durch den Anbau im Min-Szenario geringer (-16,7 %) und im Max-Szenario höher (+25,0 %) aus. Ein höherer Flächenbedarf von +12,9 % ist auch im Szenario „Ökol. Anbau“ aufgrund von geringeren Flächenerträgen erkennbar. Die weitere Aufteilung erfolgt gemäß den relativen Umsätzen für das jeweilige Haupt- und Nebenprodukt. Dadurch ergeben sich abweichende Verteilungsschlüssel beim Szenario „Ökol. Anbau“ im Vergleich zu den übrigen Szenarien. Der Verteilungsschlüssel für den Faseraufschluss ist für alle Fälle identisch. Bezogen auf die erforderliche Dämmstoffmenge beträgt der Flächenbedarf für Hanffaservlies 0,90 m² im Base Case. Die Flächeninanspruchnahme für das Szenario „Ökol. Anbau“ fällt mit 0,77 m² im Vergleich zum Base Case um 13,9 % geringer aus.

Tab. 4.10: Flächeninanspruchnahme für Hanffaservlies

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung

Prozessabschnitt	Einheit	Base Case / Ökon. Allokation	Min	Max	Ökol. Anbau
Anbau	ha/t Gesamtertrag	0,158	0,132	0,198	0,179
- Hanfsamen	ha/t	0,097	0,081	0,121	0,126
- Hanfstroh	ha/t	0,061	0,051	0,076	0,053
Faseraufschluss	ha/t	0,061	0,051	0,076	0,053
- Schäben	ha/t	0,032	0,027	0,040	0,028
- Fasern	ha/t	0,029	0,024	0,036	0,025
Hanffaservlies	ha/t	0,023	0,020	0,029	0,020
Hanffaservlies	m ² /Dämmstoffmenge	0,897	0,748	1,122	0,773

Die Autor/innen schätzen die Datenlage zum Wasserbedarf bei den genutzten Hintergrunddatensätzen aus der Ecoinvent Datenbank als unvollständig ein, sodass eine Gegenüberstellung des Hanffaservlieses zu den Referenzprodukten ausbleibt. Es kann jedoch darauf hingewiesen, dass sich kein künstlicher Bewässerungsbedarf beim Hanfanbau in Deutschland ergibt. Das geht aus den Fragebögen der befragten Landwirte und der gesichteten Literatur hervor. Das gleiche gilt für den Faseraufschluss. Lediglich für die Vlieslegung geben Zampori et al. (2013) einen Wasserverbrauch von 0,001 l/kg Hanffaser an. Bezogen auf die funktionelle Einheit ergibt sich daraus ein Wasserbedarf von 0,003 l/m² gedämmte Wandfläche. Der Wasserverbrauch der mineralischen Referenzprodukte wird, umgerechnet auf die funktionelle Einheit, in den EPD mit Werten von 0,004 bis 0,032 l/m² gedämmte Wandflächen angegeben. Für Holzdämmstoffe liegt er deutlich darüber mit einem Verbrauch von 21,5 l/m² gedämmte Wandfläche. Wie oben erwähnt, sind diese Werte aber nicht gleichzusetzen mit dem Wasserverbrauch der Vlieslegung des Hanfvlieses.

4.5 Zusammenfassung und Fazit Hanffaservlies

Die Screening-Ökobilanz untersucht die Umweltwirkungen von Hanffaservlies in fünf Szenarien und vergleicht sie mit denen von mineralischen Dämmstoffen (Steinwolle und Glaswolle) sowie Holzfaserplatten. Funktionelle Einheit ist ein Quadratmeter gedämmte Außenwandfläche mit einem U-Wert von $U = 0,24 \text{ W}/(\text{m}^2 \text{ K})$. Ausgeblendet sind Eigenschaften wie Schallschutz, Wasseraufnahmefähigkeit oder auch die entsprechende Brandschutzklasse des jeweiligen Stoffes.

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung zeigen, dass der modellierte Lebenszyklus von Hanffaservlies innerhalb der fünf Szenarien in einigen Wirkungskategorien mit ähnlichen Umweltwirkungen verbunden ist und in anderen Kategorien mit unterschiedlichen Wirkungen einhergeht. Das Szenario „Ökon. Allokation“ und das Szenario „Ökol. Anbau“ führen zu abweichenden Werten, sowohl in positiver als auch in negativer Richtung. Im Szenario „Ökon. Allokation“ gehen die Unterschiede auf die ökonomische Bedeutung der Nebenprodukte beim Anbau und dem Faseraufschluss zurück und im Szenario „Ökol. Anbau“ auf die Nutzung von organischem Wirtschaftsdünger (Gärgülle) statt mineralischem Dünger in der Anbauphase.

Ökologische Vorteile des Hanfvlieses gegenüber den Referenzprodukten sind in der Kategorie Potenzial zur photochemischen Ozonbildung zu beobachten, ähnliche Umweltwirkungen in den Kategorien Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen und Versauerungspotenzial und tendenziell bis deutlich nachteilige Wirkungen in den Kategorien Treibhauspotenzial, Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger und Eutrophierungspotenzial. Eine richtungssichere Empfehlung für oder wider den Einsatz von Hanffaservlies ist aus ökologischer Sicht bei dem modellierten Lebenszyklus somit ohne Priorisierung der Wirkungen nicht eindeutig möglich.

Die tiefere Befassung mit den einzelnen Prozessabschnitten des Hanfvlieses und den Szenarien lässt es zu, gemäß des formulierten Ziels der Ökobilanz auf mögliche Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltwirkungen des Produktes hinzuweisen, wie sie in Tab. 4.11 aufgelistet sind.

Tab. 4.11: Mögliche Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltwirkungen der Bereitstellung von Hanffaservlies

Quelle: Eigene Zusammenstellung und Darstellung

Prozessabschnitt	Kritische Wirkungskategorien (Anteil >15 % an positiven Gesamtemissionen)	Mögliche Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltwirkungen
Anbau Feldemissionen	ADPE, AP, EP	<ul style="list-style-type: none"> • Nutzung von flachen Injektionsverfahren bei Gülleausbringung, • Gülleausbringung v.a. von September bis Mai und möglichst nicht an warmen Tagen (>16 °C) • Gülleausbringung in den Abendstunden • Umweltschonendes Düngermanagement • Kalkung der Anbauflächen
Faseraufschluss	ADPF, GWP	<ul style="list-style-type: none"> • Stärkere Verwertung der Reststofffraktion und damit Verringerung der Abfallmenge, • Nutzung stromeffizienterer Maschinen, • wenn möglich Nutzung von Fasern in Form von Stopfwole ohne Weiterverarbeitung
Vlieslegung	ADPE, ADPF, GWP, POCP	<ul style="list-style-type: none"> • Verringerung des Anteils fossiler Stützfasern, • Nutzung biogener statt fossiler Stützfasern, • Verringerung des (fossilen) Energiebedarfs, • Nutzung von lokal verfügbaren Wärmequellen
Beseitigung	GWP	<ul style="list-style-type: none"> • Erhöhung der stofflichen statt thermischer Nutzung, z. B. durch Kompostierung oder Karbonisierung unter der Voraussetzung, dass biogene Stützfasern in der Vlieslegung verwendet werden
Transporte	ADPE	<ul style="list-style-type: none"> • Verringerung der Distanzen zwischen Verarbeitungsstufen durch Weiterverarbeitungsprozesse in der Nähe zu den Vorstufen • Vermeidung von Leerfahrten • Transport durch LKW mit höherer Gewichtsklasse

Neben den aufgeführten punktuellen Ansätzen können integrierte Konzepte die Umweltwirkungen des Lebenszyklus verringern, welche die vor- und nachgelagerten Prozessabschnitte sowie parallele Produktionssysteme miteinander verknüpfen. Ein Beispiel hierfür wäre die Nutzung von Strom und Wärme aus Biogasanlagen, die in einem räumlichen Zusammenhang mit dem Faseraufschluss oder der Vlieslegung stehen und somit den Einsatz erneuerbarer Energien erhöhen und

Transporte vermeiden. Solche integrierten Lösungen würden zudem die regionale Wertschöpfung im Sinne einer ländlichen Bioökonomie unterstützen.

Gemessen an den „Zielen und Leitgedanken für eine nachhaltige Bioökonomie“ des BMEL (2014) sind aus einer politischen beziehungsweise bioökonomischen Perspektive verschiedene Punkte für die Produktion und Verwendung von Hanffaservlies hervorzuheben. Hanfvlies stellt ein Produkt vorwiegend auf Basis von NawaRo mit verschiedenen Koppelprodukten dar, das im Wesentlichen von heimischen Flächen bereitgestellt werden kann. Somit kann für die daraus hergestellten Produkte ein Beitrag für eine langfristige, gesicherte Versorgung mit NawaRo gewährleistet werden. Dabei wird der ökologische Nutzen des Hanfanbaus für die Anbauflächen tendenziell positiv bewertet. Darüber hinaus kommt der Hanfanbau weitestgehend ohne Pflanzenschutzmittel aus und er erweitert die Möglichkeiten der Fruchtfolge. Diese ökologischen und landwirtschaftlichen Mehrwerte aus Sicht der Landwirtschaft werden durch die vorliegende Ökobilanz nicht erfasst.

Bei der Herstellung von Hanffaservlies handelt es sich um eine stoffliche Verwertung von Biomasse. Es werden jedoch durch den Hanfanbau die Koppelprodukte Samen beziehungsweise Hanföl und Hanfpresskuchen bereitgestellt. Sie stellen hochwertige Produkte sowohl für die menschliche als auch tierische Ernährung bereit, die auf heimischen landwirtschaftlichen Flächen bereitgestellt werden können. Konkurrenzen zur Lebensmittelbereitstellung können geringgehalten werden, wenn Hanf auf Grenzertragsflächen angebaut wird.

Das ADPF zeigt, dass der Einsatz fossiler Rohstoffe bei Hanfvlies vergleichsweise hoch ist und ohne weitere Maßnahmen nicht zwangsläufig mit einer Substitution fossiler Rohstoffe durch nachwachsende Rohstoff zu rechnen ist. Das liegt zum einen an der Energieversorgung der Prozesse, die sich im Zuge der Umsetzung der Energiewende wandelt, als auch an der stofflichen Verwendung fossilbasierter Materialien (Polyester). Letztere können durch biogene Stützfasern (z. B. basierend auf Maisstärke) ersetzt werden (siehe FNR (2016, 43). Darüber hinaus bietet Hanf ein Fasermaterial, das für weitere Produkte im Bau sowie der Automobilindustrie oder dem Papiergewerbe verwendet werden kann (FNR 2016, 43; Carus 2017). Hanfvlies ist zudem eine Alternative zu holzfaserbasierten Dämmstoffen. Das Netto-GWP von Hanfvlies ist bei dem modellierten Prozessdesign mit einem Treibhausgasbeitrag verbunden, sodass ohne weitere Prozessverbesserung kein wesentlicher Klimaschutzbeitrag zu erwarten ist. Mehrere Ansatzpunkte zur Verringerung des GWP sind aber möglich (insbesondere die stoffliche statt der thermischen Verwertung) sowie die Verwertung von Hanffasern zu anderen Produkten mit womöglich höherem Klimaschutzpotenzial.

Die Verwendung von Hanffasern im Allgemeinen und von Hanfvlies im Speziellen bietet sowohl national als auch international Wachstumspotenziale vor dem Hintergrund einer biobasierten Wirtschaftsweise. Das gilt sowohl für Technologien als auch Produkte. Zu berücksichtigen ist, dass Hanf aus ökonomischer Sicht eine relativ geringe Transportwürdigkeit aufweist. Daher ist tendenziell die Bildung von dezentralen Wertschöpfungsketten zu erwarten. Zur Stimulierung eines Einsatzes von Dämmmaterialien auf Basis von NawaRo sind Maßnahmen zu erwägen, die verbrauchs- und / oder angebotsseitig greifen, da ohne unterstützende Maßnahmen nicht von maßgeblich steigenden Marktanteilen solcher Dämmmaterialien ausgegangen werden kann.

5 Grasfaserpellets

5.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Die dritte Wertschöpfungskette umfasst die Herstellung von Grasfaserpellets für die Papier- und Kartonagenherstellung. Die ökologische Bewertung erfolgt in Form einer Screening-Ökobilanz. Ziel der Ökobilanzierung ist es, die potenziellen Umweltwirkungen von Grasfaserpellets zu ermitteln und denen von marktüblichen Sulfatfasern gegenüberzustellen. Der Fokus liegt dabei auf der Untersuchung und Gegenüberstellung verschiedener Grasanbausysteme. Ein weiteres Ziel der Untersuchung ist es, Hinweise zu besonders kritischen Prozessschritten oder Umweltwirkungen zu erhalten, um Ansatzpunkte zur Minderung der unerwünschten Umweltwirkungen ableiten zu können.

Für die Herstellung von Grasfaserpellets und für auf Grasfaserpellets basierende Papier- oder Pappenprodukte konnten drei Umweltbewertungsstudien identifiziert werden. Wellenreuther (2013) untersuchte zwei Anbauszenarien für den Rohstoff Gras (konventioneller Anbau und Anbau ohne

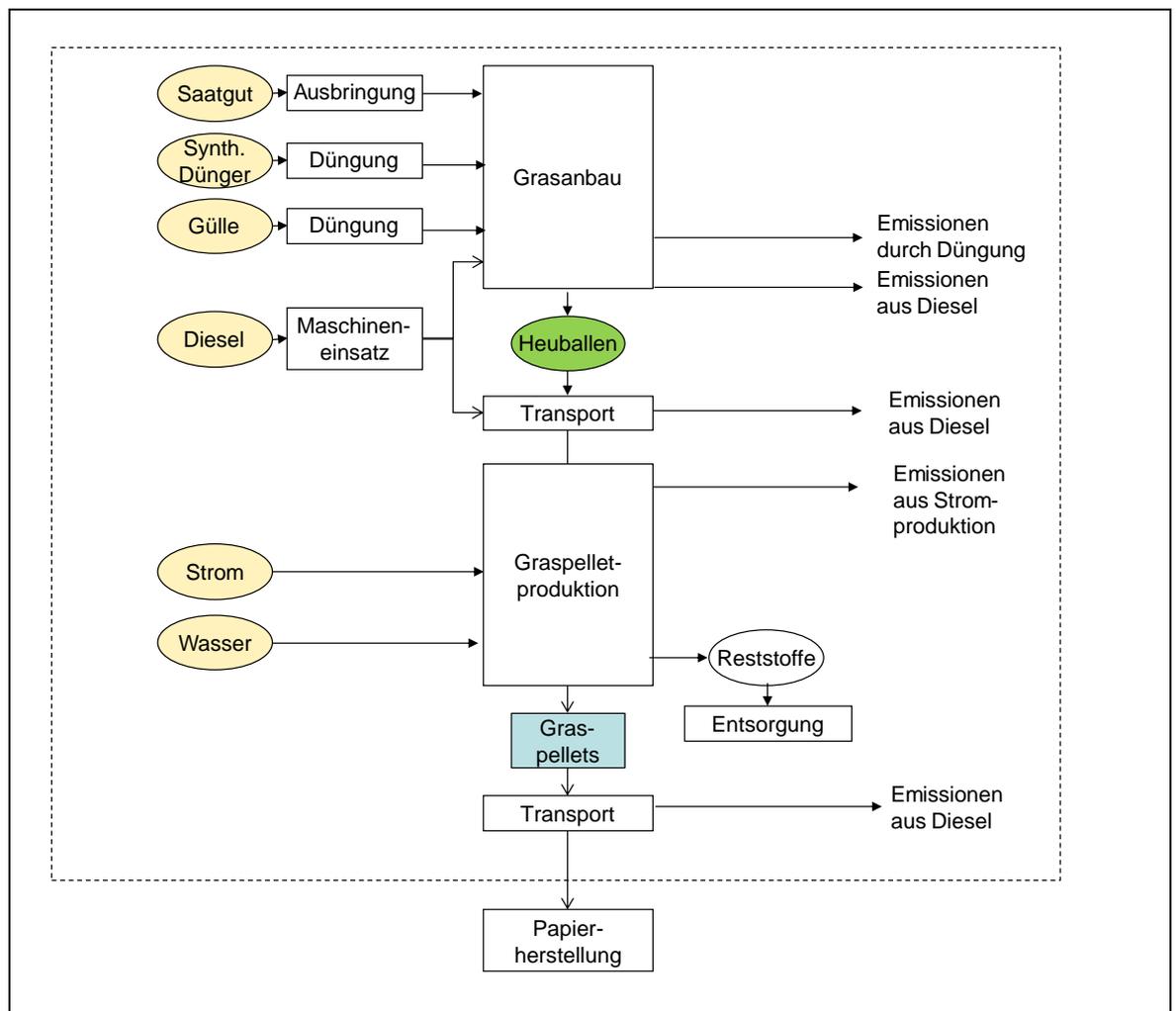


Abb. 5.1: Schematische Darstellung der Prozesskette für Grasfaserpellets

Quelle: Eigene Darstellung IÖW

Düngung). Ein Vergleich der Grasfaserpellets erfolgte mit einem nicht näher bestimmtem Primärzellstoff und Recyclingfasern. In der Studie wird die Sachbilanz nicht dokumentiert, zudem liegt keine Ergebnisdiskussion vor. Dietz et al. (2015) untersuchten den Einsatz von Graspellets zur Herstellung von Faltschachtelkarton bei unterschiedlichen Anteilen von Altpapier, Holzschliff und Gras. Der zugrunde gelegte Anbauprozess für Gras ist nicht näher beschrieben. Bei dieser Studie konnte ebenfalls keine transparente Darstellung der verwendeten Sachbilanzdaten und eine tiefergehende Diskussion der Wirkungsabschätzung gefunden werden. Terlau et al. (2017) untersuchten die Umweltwirkungen der Papierrohstoffe Sulfatzellstoff, Altpapierstoff und grasbasierter Zellstoff. Die modellierte Gewinnung des Grasses stammt ausschließlich von kontrolliert biologisch, extensiv bewirtschafteten Flächen. Die Wirkungsabschätzung beschränkt sich auf die Diskussion von Treibhauseffekt, Energieverbrauch, Versauerung und Wasserverbrauch. In Abgrenzung zu den genannten Veröffentlichungen untersucht die vorliegende Ökobilanz vor allem den Einfluss verschiedener Grasanbausysteme auf die Umweltwirkungen der Grasfaserpellets, wobei die verwendeten Sachbilanzdaten und die Diskussion der Wirkungsabschätzung umfangreich dargestellt werden.

Die Bezugsgröße für alle Massen- und Energieströme (funktionelle Einheit) der Untersuchung ist 1 t Faserrohstoff (Frischmasse) zur Verwendung in der Papier- und Kartonagenherstellung in einer deutschen Papierfabrik. Abb. 5.1 veranschaulicht die betrachtete Prozesskette der Bereitstellung von Grasfaserpellets und die entsprechenden Systemgrenzen. Die prozessspezifischen Annahmen und Datengrundlagen sind im Kapitel 5.2 detailliert beschrieben.

Die Sachbilanz der ökologischen Bewertung erstreckt sich von der Bereitstellung des Grasses bis zur Graspelletierung. Die Bilanzierung schließt die Transporte zwischen den Prozessschritten und bis zur Papierfabrik ein. Somit handelt es sich um einen sogenannten Cradle-to-Gate-Ansatz. Wie in Abb. 5.1 dargestellt, fallen in der betrachteten Prozesskette keine Nebenprodukte an. Die biogene CO₂-Bilanz über den gesamten Lebenszyklus wird als neutral angenommen (Aufnahme während des Anbaus entspricht Abgabe am Lebenszyklusende). Die biogene CO₂-Aufnahme während des Anbaus wird nicht ausgewiesen. Nach Planung der Firma Creapaper, einem Hersteller von Primärfaserstoff auf Grasbasis für die Papierproduktion, soll der Rohstoff Gras von Ausgleichsflächen oder von aus der Nutzung fallenden Flächen der Milchviehhaltung bereitgestellt werden (CREAPAPER GmbH 2018a; GLS Crowdfunding GmbH 2018). Grundsätzlich kann das Gras aber über unterschiedliche Anbausysteme mit variierender Bewirtschaftungsintensität produziert werden. Um den Einfluss des Anbausystems auf die Umweltbewertung der Graspellets besser verstehen zu können, betrachtet die vorliegende Ökobilanz drei Szenarien für den Grasanbau (s. Tab. 5.1).

Tab. 5.1: Untersuchte Szenarien und Parametervariationen für Grasfaserpellets

Quelle: Eigene Zusammenstellung und Darstellung

Prozessabschnitt	Base Case, kbA gedüngt	konventionell	kbA ungedüngt
Grasbereitstellung	Kontrolliert biologischer Anbau mit Düngung gemäß KTBL (2018)	Konventioneller, intensiver Anbau mit Düngung gemäß KTBL (2018)	Kontrolliert biologischer Anbau ohne Düngung aus Ecoinvent
Pelletierung	Gemäß Herstellerangaben aus Terlau et al. (2017) und CREAPAPER GmbH (2018b)		
Transporte	Basierend auf eigenen Annahmen und Terlau et al. (2017)		

Das Szenario „Base Case“ nimmt einen kontrolliert biologischen Grasanbau mit organischer Düngung an. Das zweite Szenario „konventionell“ untersucht die Auswirkungen eines konventionellen Grasanbaus mit mineralischer und organischer Düngung. Das dritte Szenario „kbA ungedüngt“ geht von einem biologischen Grasanbau ohne Düngung aus. Für die Prozessabschnitte Pelletierung und Transport werden in allen Szenarien die gleichen Daten und Annahmen verwendet.

Die in dieser Ökobilanz verwendeten Sachbilanzdaten stammen aus unterschiedlichen Quellen. Die masse- und energiebezogenen Inputdaten zur Grasbereitstellung basieren auf Planungsdaten der „Leistungs-Kostenrechnung“ Pflanzenbau der KTBL und einem Ecoinvent 3.4 Datensatz zum kontrolliert ökologischen Grasanbau ohne Düngereinsatz. Informationen zur Graspelletierung und zu Transportentfernungen basieren auf der Ökobilanz nach Terlau et al. (2017) und öffentlich verfügbaren Herstellerangaben der Firma Creapaper. Weitere fehlende Daten werden auf Basis einer Literaturlauswertung ergänzt. Bei der Auswahl der Sekundärquellen wurde auf eine möglichst hohe Aktualität der Daten geachtet. So wurden die verwendeten Literaturquellen alle nach dem Jahr 2010 veröffentlicht. Datensätze zu Hintergrundsystemen (Landmaschinenbereitstellung, Düngemittelherstellung etc.) wurden der Schweizer Datenbank Ecoinvent entnommen, wobei ebenfalls auf Aktualität geachtet wurde. Der deutsche Strommix wurde für das Jahr 2016 abgebildet und in SimaPro auf Grundlage der vorhandenen Datensätze zu den einzelnen Technologien modelliert. Bei der Berechnung der Feldemissionen kommen Standardemissionsfaktoren zum Einsatz, die zwar die Genauigkeit der Ergebnisse einschränken, aber dem Stand der Wissenschaft entsprechen und zur Vergleichbarkeit mit anderen Studien beitragen.

Mit Blick auf die Datenqualität ist darauf hinzuweisen, dass sich die verwendeten Daten zur Pelletierung auf Angaben eines Pilotanlagenbetreibers beziehen. Die Verallgemeinerbarkeit der Ergebnisse zum Produkt Grasfaserpellets ist damit eingeschränkt.

5.2 Sachbilanz

5.2.1 Grasbereitstellung

Für den Grasanbau werden Plandaten aus der „Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau“ des KTBL (2018) und aus der Ecoinvent Datenbank verwendet. Die Angaben zu Erträgen, Düngemittelinput, Arbeitsstundeneinsatz und Dieselbedarf bilden die Grundlage zur Bestimmung der Feldemissionen durch die Düngung und der Emissionen aus der Landmaschinennutzung.

5.2.1.1 Feldemissionen durch Düngung

Die Feldemissionen werden gemäß den Methoden und Formeln nach Nemecek und Schnetzer (2012) bestimmt (für eine Erläuterung der Formeln und der Parametrisierung s. Anhang A). Die wesentlichen Inputs für die drei Anbauszenarien werden aus den Datensätzen der „Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau“ des KTBL entnommen sowie der Ecoinvent 3.4 Datenbank. Folgende Datensätze werden für die Rechnungen verwendet:

- Base Case, kbA gedüngt (aus KTBL): Dauergrünland, kleebetont – Bodenheu, Ballen, ökologisch, Schlaggröße 20 ha, 67 kW Mechanisierung, Hof-Feld-Entfernung 2 km, Ertragsniveau mittel (7,50 t FM/ha), mittlerer Boden, 30 m³ Gülle pro Hektar (69,0 kg N/ha)⁹
- Konventioneller Anbau (aus KTBL): Dauergrünland, grasbetont – Bodenheu, Ballen, konventionell / integriert, Schlaggröße 20 ha, 67-kW Mechanisierung, Hof-Feld-Entfernung 2 km, Ertragsniveau mittel (9,32 t FM/ha), mittlerer Boden, 20 m³ Gülle pro Hektar (46,0 kg N/ha), 113,4 kg N/ha aus mineralischem Dünger
- kbA, ungedüngt (aus Ecoinvent 3.4): extensiver Anbau auf Dauergrünland (3,53 t FM/ha)

Alle Ertragsangaben beziehen sich auf eine Tonne Frischmasse mit einem Wassergehalt von 14 % (KTBL Daten) beziehungsweise 15 % (Ecoinvent Daten). Alle wesentlichen Parameter zur Bestimmung der Emissionen aus dem Grasanbau sind in Anhang A zu finden. Eine Besonderheit besteht bei der Bestimmung der Nitratauswaschungen ins Grundwasser, die nicht auf den Formeln von Nemecek und Schnetzer (2012) basieren. In Anlehnung an die Vorgehensweise zur Bestimmung der Emissionen bei den Gärrestfasern (s. Kapitel 3.2.2.1) wird die Nitratfracht für die Szenarien „kbA gedüngt“ und „konventionell“ konservativ auf 30 kg NO₃-N pro Hektar abgeschätzt. Für das Szenario „kbA ungedüngt“ findet aufgrund der fehlenden Düngung keine Nitratauswaschung statt. Bei der Ergebnisinterpretation ist dieses pauschale Vorgehen zu berücksichtigen.

Im Vergleich zu der Grasbereitstellung aus Dauergrünland für die Biogasproduktion liegen insbesondere die Ammoniakemissionen in der vorliegenden Prozesskette höher. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in der „Gärrestkette“ eine Düngung ausschließlich mit mineralischen Düngemitteln unterstellt ist und für den Einsatz von Rindergülle höhere Standardemissionsfaktoren gelten.

5.2.1.2 Landmaschinennutzung

Während des Grasanbaus fallen Dieselverbräuche bei den folgenden Prozessschritten an: Bodenprobe nehmen, Gülle ausbringen, Mineraldünger ausbringen, Übersaat, Mähen, Wenden, Schwaden, Bodenheu pressen und Ballentransport. Laut KTBL und Ecoinvent beträgt der gesamte Dieselbedarf beim Grasanbau zwischen 22,1 und 94,5 l/ha (u.a. KTBL 2018). Daraus ergibt sich ein durchschnittlicher Verbrauch von 6,3 bis 12,6 l Diesel pro t FM Netto-Ertrag. Die Luftemissionen aus der Dieselpverbrennung lassen sich mit Hilfe von Angaben zur Traktornutzung aus der Non-road-Datenbank des Schweizer Bundesamtes für Umwelt bestimmen. Hinzu kommt die Bereitstellung der verwendeten Landmaschinen, die der Ecoinvent Datenbank entnommen sind. Unterstellt wird eine Lebensdauer des Traktors für den Anbau in Höhe von 7000 Stunden und ein Gewicht von 3000 kg. In Verbindung mit den Angaben aus der Non-road-Datenbank kann eine spezifische Maschinennutzung von 0,5 kg/t FM bis 1,0 kg/t FM bestimmt werden.

5.2.2 Grasfaserpelletierung

Die wesentlichen Inputs für die Grasfaserpelletierung sind Gras und Strom sowie geringere Mengen Wasser. Auf Basis von Daten nach Terlau et al. (2017) werden Strom und Wassermenge mit

⁹ Die Verwendung von kleebetontem Dauergrünland für die Grasfaserbereitstellung ist nicht unproblematisch, da es sich bei Klee um kürzere und brüchigere Fasern handelt. Aufgrund des Fehlens eines äquivalenten Datensatzes zu grasbetontem Dauergrünland im „Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau“ des KTBL wird der kleebetonte Anbau trotzdem zur Abschätzung der Auswirkung eines ökologischen Landbaus verwendet.

134 kWh und 2 l pro Tonne Graspellets festgelegt. Auf das Verhältnis von Masseinput zu Masseoutput bei der Pelletierung wird in der genannten Studie nicht eingegangen. Der Firma Creapaper zufolge liegt „die Ausbeute im Sichtungsprozess von Gras bei nahezu 100%“ (CREAPAPER GmbH 2018b). Auf diese Grundalge wird geschätzt, dass 0,95 t Pellets aus 1 t Gras bereitgestellt werden können. Die verbleibenden 0,05 t fallen als Reststoffe und Störstoffe zur Beseitigung im Prozess an. Es wird angenommen, dass es sich dabei um biogene Abfälle zur Verbrennung handelt und der Transport von der Pelletieranlage zur Müllverbrennungsanlage über ein Müllfahrzeug realisiert wird. Aufgrund fehlender Daten zum Störstoffstrom und zum Zwecke einer konservativen Abschätzung wird keine Gutschrift für die die Energie aus dem Verbrennungsprozess vergeben.

5.2.3 Transporte

Im Lebenszyklus der Graspellets finden drei relevante Transporte statt:

- Transport I: ab Grasanbau zu Pelletierung
- Transport II: ab Pelletierung zu Abfallbehandlung
- Transport III: ab Pelletierung zu Papierfabrik

Alle Transportdistanzen wurden geschätzt. Sie betragen für Transport I und III 50 km und werden über die Nutzung eines EURO 4 Lastwagens (16–32 t) aus der Ecoinvent Datenbank abgebildet. Die Schätzung für die Transportdistanz II beträgt 25 km und wird über einen generischen Datensatz für ein Müllfahrzeug aus der Ecoinvent Datenbank modelliert.

5.2.4 Auswahl des Referenzsystems

Aufgrund von Verknappungen der herkömmlichen Papierrohstoffe (Cruse et al. 2015, 90) und technischer Grenzen des Altpapiereinsatzes (Friedrich und Kappen 2012) können Grasfasern eine interessante Alternative zu den herkömmlichen Papierrohstoffen sein.

Die grundsätzliche Einsatzfähigkeit von Grasfasern als Ersatz von Papierrohstoffen sowie die Recyclingfähigkeit wurde bereits technisch nachgewiesen (Cruse et al. 2015; Seidemann und Dietz 2014). Weitere Untersuchungen haben gezeigt, dass die Festigkeitswerte von Papieren mit Grasanteilen „durchaus mit klassischen Zellstoffen konkurrieren können“ (Dietz et al. 2014). So können Grasfasern prinzipiell Altpapier, Zellstoff und Holzschliff anteilig ersetzen (Cruse et al. 2015, 93). Beispielsweise wurde die Produktion von Papieren und Kartonagen mit einem Grasanteil von 10 bis 50 % bereits realisiert (CREAPAPER GmbH 2018c). Unterschiede in der Verarbeitung ergeben sich vor allem durch eine erhöhte CSB-Belastung der Abwässer in der Papierproduktion (Cruse et al. 2015, S. 36 f.). Der Belastung kann durch eine angeschlossene Biogasanlage und Fermentation der wasserlöslichen Bestandteile begegnet werden (Dietz et al. 2015). Die hergestellten Papiere und Pappen fallen durch eine Färbung und einen Heugeruch auf, sodass sich die Verwendung auf solche Produkte und Bereiche beschränkt, in denen diese Eigenschaften eine untergeordnete (z. B. Pappen) oder eine explizit gewollte Rolle (z. B. „grüne“ grafische Papiere) spielen (Cruse et al. 2015, S. 10 ff.). Der wichtigste eingesetzte Primärzellstoff zur Herstellung von Papier, Karton- und Pappenproduktion war im Jahr 2017 Sulfatzellstoff mit einer Menge von 3,9 Mio. t und einem Anteil von 85 % am eingesetzten Primärzellstoff. Darüber hinaus wurden vor allem Altpapier (17,1 Mio. t) und Holzstoff (1,0 Mio. t) in Deutschland eingesetzt (VDP 2018).

Analog zu Terlau et al. (2017) wird für den anstehenden ökologischen Vergleich von Grasfaserpellets Sulfatzellstoff ausgewählt, der sowohl in gebleichter als auch ungebleichter (bräunlicher) Form

zum Einsatz kommen kann. Beim sogenannten Sulfat- oder Kraftverfahren werden Holzschnitzel mit alkalischen Lösungen im Druckkocher gekocht. Das im Holz enthaltene Lignin wird bis auf kleinere Restmengen dabei entfernt (VDW 2018). Somit sind darüberhinausgehende Papierrohstoffe wie andere Zellstoffe (z. B. Sulfitfasern), Holzschliff, Halbzellstoff und Altpapier nicht Teil des Produktvergleiches. Bis auf Altpapier haben diese Rohstoffe eine geringere Marktrelevanz als Sulfatfasern und sind nach einer Abschätzung auf Basis der aktualisierten Ecoinvent 3.5 Datenbank mit höheren Umweltbelastungen in allen hier untersuchten Wirkungskategorien verbunden. Bei Altpapier ist ebenfalls von höheren Wirkungen gegenüber der ungebleichten Sulfatfaser auszugehen. Die Umweltwirkungen der Rohstoffe chemisch-thermo-mechanische Fasern, Steinschliff Fasern, chlorfreie gebleichte Sulfatfasern und thermomechanische Fasern fallen in allen untersuchten Kategorien höher aus als die Wirkungen von gebleichten und ungebleichten Sulfatfasern. Die Umweltwirkungen von Altpapierfasern („deinked pulp“) liegen in allen Kategorien über den Umweltwirkungen von ungebleichten Sulfatfasern und über den Umweltwirkungen von gebleichten Sulfatfasern in den Kategorien GWP und EP, ansonsten darunter. Daher bietet die Sulfatfaser aus Sicht der Autor/innen einen robusten Benchmark für die Frage, ob der Einsatz von Grasfaserpellets als Drop-in-Lösung für Rohstoffe in der Papier- und Pappenindustrie ökologisch vorteilhaft sein kann.

Für die weitere Betrachtung wird analog zu Wellenreuther (2013) ein Substitutionsverhältnis von 1:1 zwischen Gras- und Sulfatfasern angenommen. Cruse et al. (2015, S. 47) geben ebenfalls an, dass „Gras klassisch zur Volumenbildung eingesetzten Holzstoff in gleicher Menge ersetzen“ kann. Die Referenzdaten für die Sulfatfasern stammen aus Ecoinvent 3.5. Die Daten wurden für die neue Datenbankversion grundlegend aktualisiert, standen aber zum Zeitpunkt der Ökobilanzerstellung noch nicht in der Anwendungssoftware SimaPro 8.5 zur Verfügung. Daher greifen die Autor/innen auf die bereits aktualisierte Wirkungsabschätzung der Ecoinvent Online-Datenbank zurück, die gemäß der CML 2001 Methode berechnet wurde. In den Wirkungskategorien können sich geringe Abweichungen zur in der Ökobilanz-Studie verwendeten CML-IA baseline Methode ergeben. Darüber hinaus ist nach CML 2001 nur eine gemeinsame Wirkungsabschätzung für das ADPE und das ADPF vorhanden (ADP). Um eine getrennte Wirkungsabschätzung vornehmen zu können, wird der kumulierte fossile Energieverbrauch der Ecoinvent 3.5 Datenbank dem ADPF gleichgesetzt (s. Giegrich et al. (2018, S. 62)) und das ADPE auf Basis von Literaturdaten eingeordnet.

Tab. 5.2: Wirkungsabschätzung für die Referenzprodukte

Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von Angaben aus Ecoinvent 3.5, bezogen auf 1 t.

Wirkungskategorie	Einheit	Sulfatfaser, gebleicht	Sulfatfaser, ungebleicht
GWP	kg CO _{2eq}	381	173
AP	kg SO _{2eq}	2,9	1,3
EP	kg PO ₄ ³⁻ eq	1,2	0,5
ADPE	kg Sb _{eq}	4,5–17,8 * 10 ⁻⁴	
ADPF	MJ	5.554	2.240

Die Umweltwirkungen der Referenzprodukte werden den Umweltwirkungen von Grasfaserpellets gegenübergestellt.

5.3 Ergebnisse der Sachbilanz

Zunächst werden die Ergebnisse der Sachbilanz für die Bereitstellung von Grasfaserpellets aufgezeigt, unterteilt in die Grasbereitstellung, die Pelletierung und die Transporte. Die angegebenen Werte resultieren aus den Szenarien, wie sie in Tab. 5.1 beschrieben wurden. Tab. 5.3 stellt die Aufwendungen und Emissionen der Grasbereitstellung dar. Die Werte beziehen sich auf eine Tonne Gras (Frischmasse).

Tab. 5.3: Aufwendungen und Emissionen der Grasbereitstellung

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, bezogen auf 1 t FM Gras

	Einheit	Base case, kba gedüngt	konventionell	kbA unge-düngt	Quelle
Saatgut	kg	0,80	0,64	-	KTBL, Ecoinvent
Gülle (Rind)	m ³	4,00	2,15	-	KTBL, Ecoinvent
N-Dünger	kg N	-	12,17	-	KTBL, Ecoinvent
P-Dünger	kg P	-	2,58	-	KTBL, Ecoinvent
K-Dünger	kg	-	14,81	-	KTBL, Ecoinvent
Feldemissionen					
NH ₃ (Luft)	kg NH ₃	3,39	2,44	0,00	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
N ₂ O (Luft)	kg N ₂ O	0,31	0,38	0,00	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
NO _x (Luft)	kg NO _x	0,07	0,08	0,00	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
NO ₃ (Wasser)	kg NO ₃	17,71	14,26	0,00	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
P _{gw} (Wasser)	kg P	0,01	0,01	0,02	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
P _{ro} (Wasser)	kg P	0,05	0,04	0,04	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
P _{er} (Wasser)	kg P	0,00	0,00	0,00	Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012)
Landmaschinennutzung					
Dieserverbrauch	kg	10,64	8,47	5,30	KTBL
Landmaschinen-nutzung	kg	1,00	0,80	0,49	Eigene Berechnung i.V.m. KTBL und BAFU (O A 2018)
HC	g	30,4	24,2	15,1	Eigene Berechnung i.V.m. KTBL und BAFU (O A 2018)
CO	g	150,4	119,8	74,9	Eigene Berechnung i.V.m. KTBL und BAFU (O A 2018)
NOx	g	247,1	196,8	123,0	Eigene Berechnung i.V.m. KTBL und BAFU (O A 2018)

	Ein- heit	Base case, kba gedüngt	konventionell	kbA unge- düngt	Quelle
PM	g	22,9	18,2	11,4	Eigene Berechnung i.V.m. KTBL und BAFU (O A 2018)
CO2	kg	33,50	26,69	16,68	Eigene Berechnung i.V.m. KTBL und BAFU (O A 2018)
CH4	g	0,7	0,6	0,3	Eigene Berechnung i.V.m. KTBL und BAFU (O A 2018)
NMHC	g	29,7	23,6	14,8	Eigene Berechnung i.V.m. KTBL und BAFU (O A 2018)
N2O	g	1,4	1,1	0,7	Eigene Berechnung i.V.m. KTBL und BAFU (O A 2018)

Tab. 5.4 stellt die Aufwendungen und Emissionen der Pelletierung dar. Die Werte beziehen sich auf eine Tonne Grasfaserpellets (Frischmasse).

Tab. 5.4: Aufwendungen der Graspelletierung

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, bezogen auf 1 t Grasfaserpellets, Frischmasse

	Einheit	Werte	Quelle
Strom	kWh	134,00	Terlau et al. (2017)
Wasser	l	2,00	Terlau et al. (2017)
Abfall/Reststoffe	t	0,053	Eigene Annahme basierend auf CREAPAPER GmbH (2018b)

Tab. 5.5 stellt die relevanten Transporte dar. Die Werte beziehen sich auf eine Tonne Grasfaserpellets (Frischmasse).

Tab. 5.5: Transport zwischen den Prozessschritten bei der Grasfaserpellets Herstellung

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, bezogen auf 1 t Grasfaserpellets, Frischmasse

	Einheit	Werte	Quelle
ab Grasanbau zu Pelletierung	tkm	52,63	Eigene Annahme
ab Pelletierung zu Abfallbehandlung	tkm	1,32	Eigene Annahme
ab Pelletierung zu Papierfabrik	tkm	50,00	Eigene Annahme

5.4 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Die Darstellung und Diskussion der Wirkungsabschätzung erfolgt für jede Wirkungskategorie. Dabei werden die Ergebnisse für die Szenarien der Grasfaserkette („Base Case (kbA gedüngt)“, „konventionell“ und „kbA ungedüngt“) gemeinsam mit den Umweltwirkungen der Referenzprodukte analysiert und die wesentlichen Prozessschritte und Emissionen betrachtet. Darüber hinaus werden die Ergebnisse mit Bezug zum Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Ökobilanz interpretiert. Alle absoluten Werte, die in diesem Zusammenhang diskutiert werden, beziehen sich, soweit nicht anders angegeben, auf die funktionelle Einheit von einer Tonne Fasern.

Abb. 5.2 zeigt zunächst die Ergebnisse nach Normierung der Wirkungen für die Grasfaserpellets im Base Case. Die höchsten Werte weisen die Wirkungskategorien Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen, Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger, Treibhauspotenzial sowie Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial auf. Die Werte in den Wirkungskategorien Potenzial für den Ozonabbau und Potenzial zu photochemischen Ozonbildung sind im Verhältnis hierzu sehr gering. Daher beschränkt sich die Ergebnisdiskussion auf die erstgenannten Wirkungskategorien.

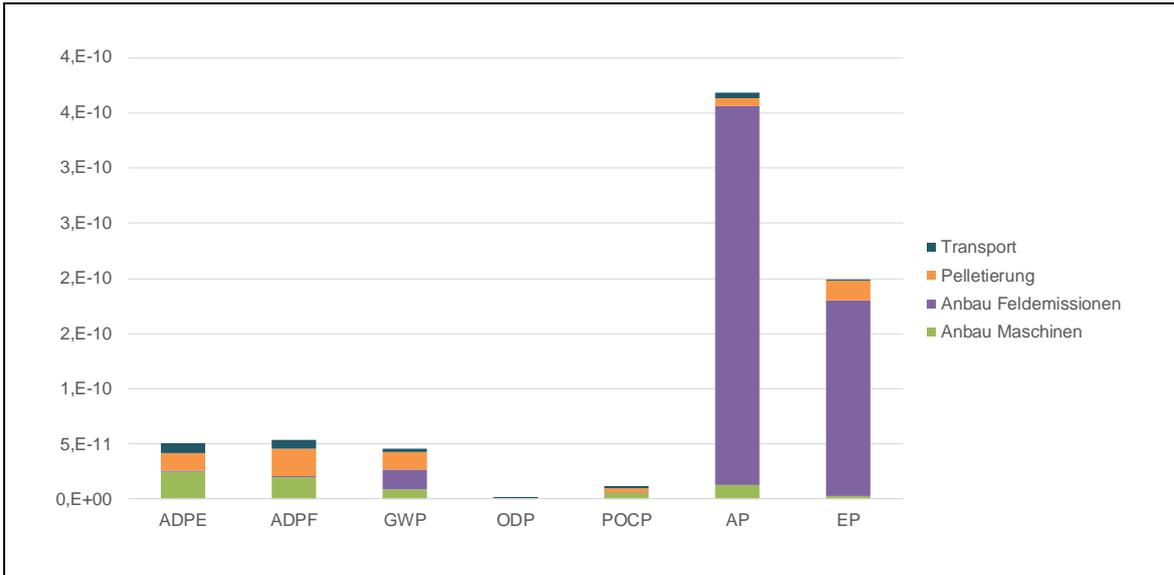


Abb. 5.2: Normierte Emissionen und Aufwendungen von Grasfaserpellets (1 t FM Base-Case-Szenario)

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 5.3 bis Tab. 5.5

Welche Prozesse jeweils zu hohen Werten beitragen, unterscheidet sich zwischen den Wirkungskategorien (s. Abb. 4.3). Die Feldemissionen aus dem Anbau verursachen vergleichsweise hohe Wirkungen beim Treibhauspotenzial (37 %), Versauerungspotenzial (93 %) und Eutrophierungspotenzial (89 %). Die Maschinennutzung im Anbau ist durch hohe Anteile beim Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen (49 %) und beim Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger (37 %) gekennzeichnet. Die Pelletierung fällt durch relativ hohe Anteile beim Potenzial für

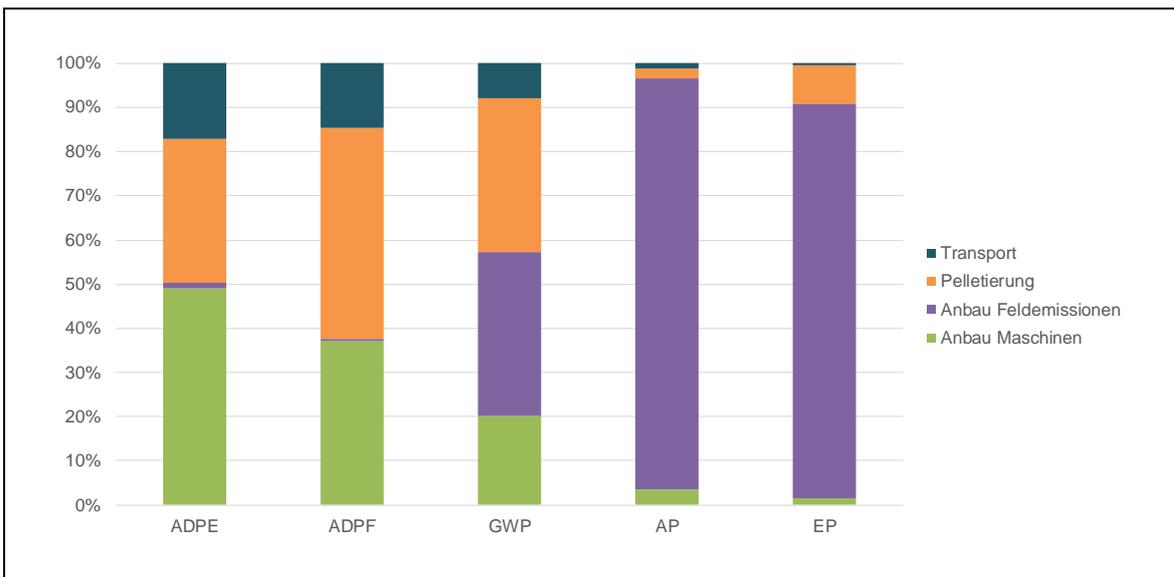


Abb. 5.3: Aufteilung der Emissionen und Aufwendungen von Grasfaserpellets in verschiedene Prozessschritte (Base-Case-Szenario)

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 5.3 bis Tab. 5.5

die Verknappung nicht fossiler Ressourcen (33 %), beim Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger (48 %) und beim Treibhauspotenzial (35 %) auf. Die Transporte verursachen in allen Kategorien Wirkungen von 17 % oder weniger. Die Diskussion zu ökologischen Verbesserungspotenzialen des Produktes Grasfaserpellets konzentriert sich gemäß diesem Ergebnis vor allem auf den Anbau (Feldemissionen und Maschinennutzung) und die Pelletierung.

5.4.1 Treibhauspotenzial

Das auf der vorab beschriebenen Datengrundlage berechnete Treibhauspotenzial von Grasfaserpellets beträgt im Base Case 240 kg CO_{2eq}/t Faser (s. Abb. 5.4). Die Szenarien „konventionell“ und „kbA ungedüngt“ führen zu Emissionen in Höhe von 361 und 127 kg CO_{2eq}. Der Großteil der Treibhausgasemissionen geht beim Base Case auf die Feldemissionen während des Anbaus (89 kg CO_{2eq}) und die Pelletierung (84 kg CO_{2eq}) zurück. Die Emissionen aus Maschinennutzung und Transporte betragen 48 und 19 kg CO_{2eq}. Die Emissionen teilen sich im Base Case vor allem auf Kohlenstoffdioxid (144 kg CO_{2eq}) und Lachgas (89 kg CO_{2eq}) auf. Kleinere Anteile werden durch Methanemissionen (5,8 kg CO_{2eq}) verursacht.

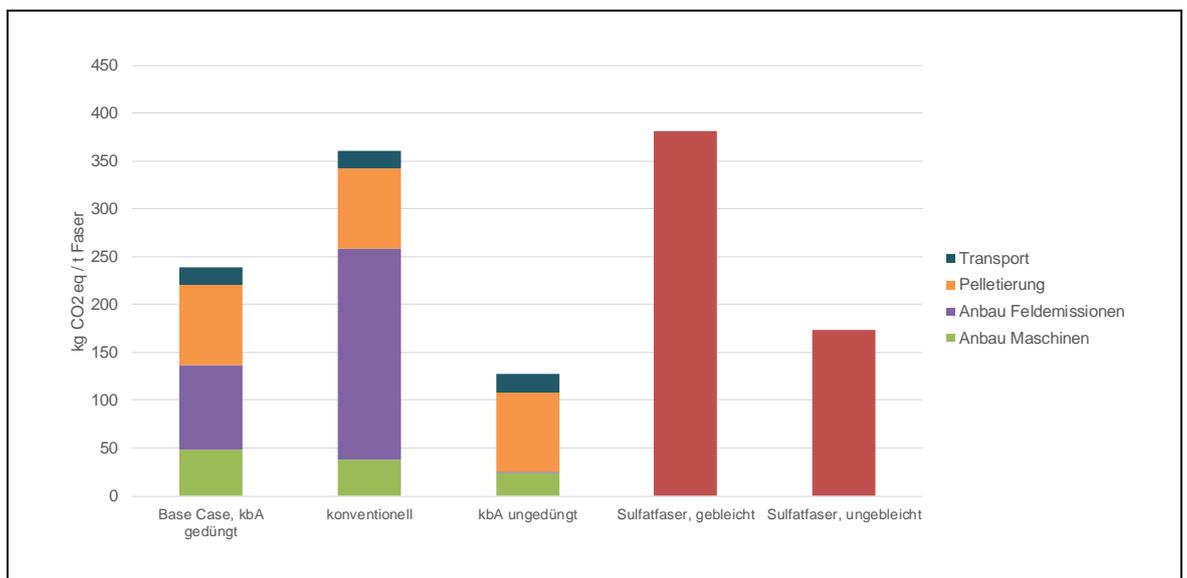


Abb. 5.4: Treibhauspotenzial von Grasfaserpellets und Sulfatfasern

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 5.3 bis Tab. 5.5; Ecoinvent

Das Treibhauspotenzial der drei Szenarien für die Grasfaserpellets verbleibt unter den Werten der gebleichten Sulfatfaser (381 kg CO_{2eq}). Gegenüber der ungebleichten Sulfatfaser (173 kg CO_{2eq}) führen der Base Case und das Szenario „konventionell“ zu höheren Werten. Nur das Szenario „kbA ungedüngt“ erzielt geringere Emissionen gegenüber der ungebleichten Referenzfaser.

Die Ergebnisse zum Treibhauspotenzial verdeutlichen, dass bei den beiden Szenarien mit kontrolliert biologischem Anbau ökologische Vorteile gegenüber der gebleichten Sulfatfaser bestehen. Unter Berücksichtigung der gegebenen Datenunsicherheiten lässt das tendenziell niedrigere Treibhauspotenzial keine robuste Aussage zur Vorteilhaftigkeit zu. Gegenüber der ungebleichten Sulfatfaser liegen die Werte der Grasfaserpellets abhängig vom Anbausystem niedriger oder höher. Der

Wert des Base Case liegt über dem Treibhauspotenzial des Referenzproduktes, der Wert des Szenarios „kbA ungedüngt“ leicht darunter. Demnach wäre aus ökologischer Sicht vor allem die Substitution von gebleichten Sulfatfasern durch Graspellets von (insbesondere ungedüngten) Flächen mit kontrolliert biologischem Anbau zu präferieren.

5.4.2 Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern

Im Base Case liegt das Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern für Graspellets bei 1.890 MJ/t Faser. Für das Szenario „konventionell“ liegt es bei 2539 MJ und für das Szenario „kbA ungedüngt“ bei 1.527 MJ (s. Abb. 5.5).

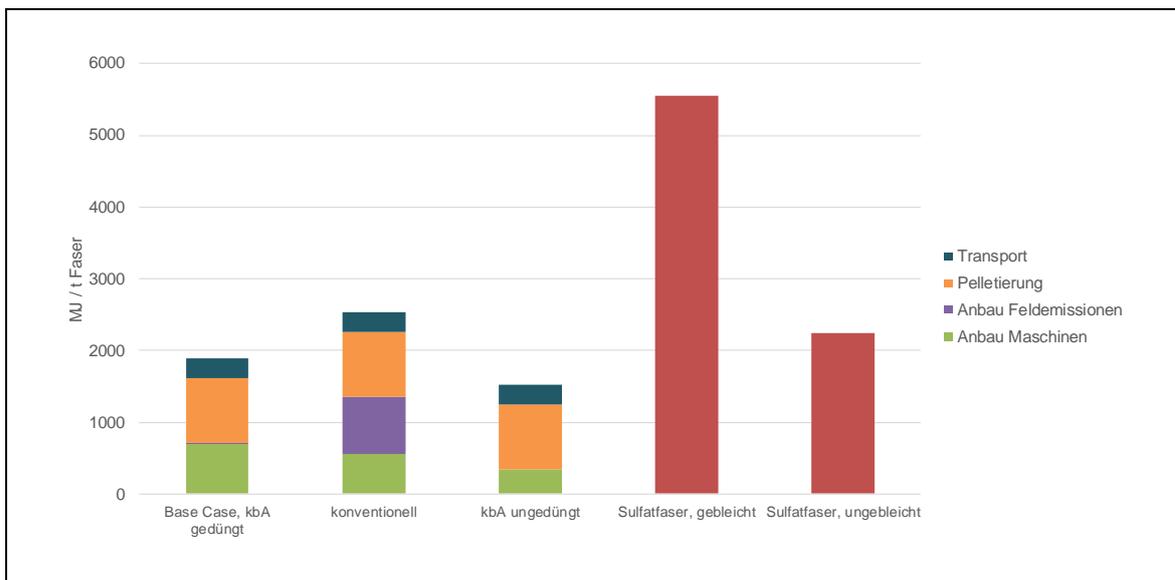


Abb. 5.5: Potenzial für die Verknappung fossiler Energieträger von Graspellets und Sulfatfasern

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 5.3 bis Tab. 5.5; Ecoinvent

Mit Ausnahme der Feldemissionen aus dem Anbau sind alle Prozessabschnitte mit wesentlichen Anteilen am Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern beteiligt. Vor allem die Pelletierung (901 MJ) und der Maschineneinsatz beim Anbau (702 MJ) sind ausschlaggebend für die Ressourcenbeanspruchung. Im Szenario „konventionell“ resultieren außerdem relevante Aufwendungen aus der Bereitstellung der mineralischen Dünger (802 MJ) (zugeordnet dem Prozessschritt Feldemissionen). Die wichtigsten fossilen Ressourcen, die zum Einsatz kommen sind im Base Case Mineralöl (995 MJ), Kohle (665 MJ) und Erdgas (223 MJ).

Im Verhältnis zur gebleichten Sulfatfaser (5.289 MJ) ist die Ressourcenbeanspruchung der drei Szenarien für die Graspellets durchweg geringer. Im Vergleich zu ungebleichten Sulfatfaser (2.134 MJ) trifft das nur in geringem Ausmaß für den Base Case und mit einem größeren Abstand für das Szenario „kbA ungedüngt“ zu.

Aus Sicht der fossilen Ressourcenbeanspruchung sind somit ökologische Vorteile gegenüber den Referenzprodukten feststellbar. Auf den Einsatz von synthetischen Düngern sollte möglichst verzichtet werden, um Vorteile gegenüber der ungebleichten Sulfatfaser zu erreichen.

5.4.3 Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen

Das Potenzial für die Verknappung von nicht fossilen Ressourcen von Graspellets liegt im Base Case bei $3,0 \cdot 10^{-4}$ kg Sb_{eq} pro t Faser. Das Potenzial für die Verknappung von nicht fossilen Ressourcen im Szenario „konventionell“ beträgt $10,1 \cdot 10^{-4}$ kg Sb_{eq} und im Szenario „kbA ungedüngt“ $2,2 \cdot 10^{-4}$ kg Sb_{eq} . Für das Potenzial für die Verknappung von nicht fossilen Ressourcen wesentliche Prozessabschnitte sind im Base Case die Maschinennutzung beim Anbau ($1,5 \cdot 10^{-4}$ kg Sb_{eq}) und die Pelletierung ($1,0 \cdot 10^{-4}$ kg Sb_{eq}). Im Szenario „konventionell“ ist ein sehr hoher Wert bei den Feldemissionen aus dem Anbau ($7,4 \cdot 10^{-4}$ kg Sb_{eq}) zu erkennen (s. Abb. 5.6). Grund hierfür ist der Einsatz mineralischer Dünger.

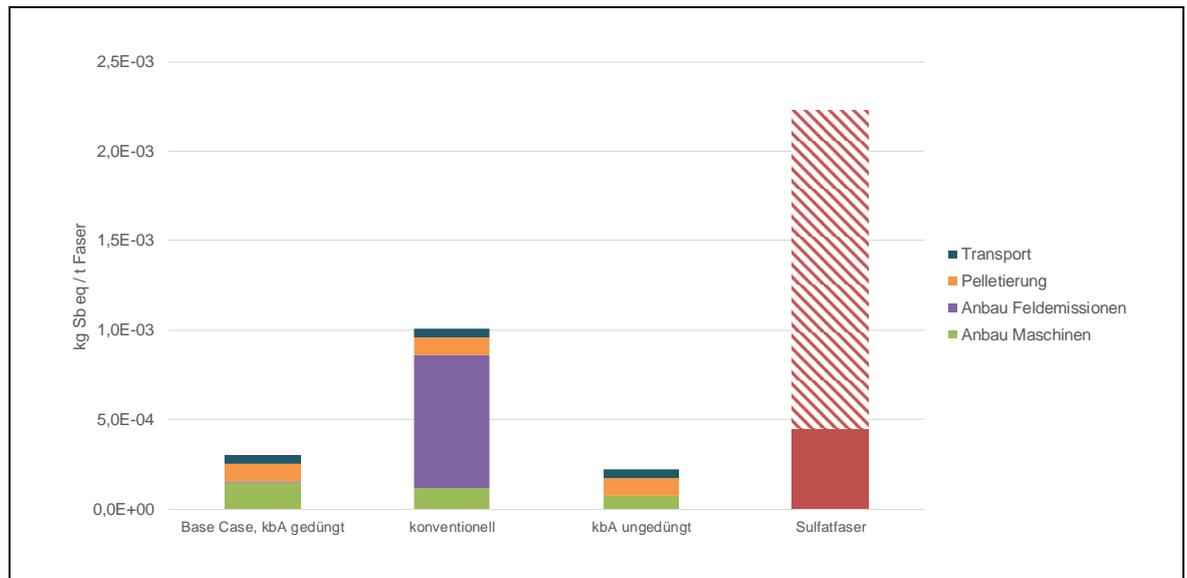


Abb. 5.6: Potenzial für die Verknappung nicht fossiler Ressourcen von Graspellets und Sulfatfasern

Für Sulfatfasern wird eine Bandbreite auf Basis der gesichteten Literatur dargestellt.

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 5.3 bis Tab. 5.5; Ecoinvent

Die am höchsten beanspruchten Stoffe sind über alle Abschnitte hinweg Blei ($0,9 \cdot 10^{-4}$ kg Sb_{eq}), Cadmium ($0,5 \cdot 10^{-4}$ kg Sb_{eq}) und Tellurium ($0,5 \cdot 10^{-4}$ kg Sb_{eq}).¹⁰

Da die Wirkungsabschätzung der Ecoinvent 3.5 Datenbank zum Zeitpunkt der Ökobilanzerstellung nur auf Basis der CML 2001 Methode vorliegt, kann keine Angabe zum Potenzial für die Verknappung von nicht fossilen Ressourcen der genutzten Datensätze für die Sulfatfasern gemacht werden. Werden Ecoinvent 3.4 Daten herangezogen, beläuft sich das Potenzial für die Verknappung von nicht fossilen Ressourcen auf $17,9 \cdot 10^{-4}$ kg Sb_{eq} bis $22,3 \cdot 10^{-4}$ kg Sb_{eq} für ungebleichte und gebleichte Sulfatfasern. In einer anderen Quelle wird für Sulfatfasern und -papier ein Potenzial für die Verknappung von nicht fossilen Ressourcen von $4,5 \cdot 10^{-4}$ kg Sb_{eq} (BMI 2018d) angegeben. Aufgrund der Unsicherheiten lässt sich keine eindeutige und robuste Aussage zur Vorteilhaftigkeit

¹⁰ Zu den Verbräuchen von Blei und Cadmium siehe auch Kapitel 3.4.2 und 4.4.3.

von Grasfasern gegenüber Sulfatfasern treffen. Wird von einem Potenzial für die Verknappung von nicht fossilen Ressourcen der Sulfatfasern am unteren Ende der dargestellten Bandbreite ausgegangen, ist ein ähnlicher Ressourcenverbrauch bei den Szenarien des kontrolliert biologischen Anbaus zu erwarten. Das Szenario „kbA ungedüngt“ ist aus ökologischer Perspektive zu bevorzugen.

5.4.4 Versauerungspotenzial

Das Versauerungspotenzial von Grasfaserpellets beträgt im Base Case 6,2 kg SO_{2eq}/t Faser. Die Werte der Szenarien „konventionell“ und „kbA ungedüngt“ belaufen sich auf 5,1 kg SO_{2eq} und 0,3 kg SO_{2eq} (s. Abb. 5.7). Auf Emissionsebene dominieren Ammoniakemissionen (5,7 kg SO_{2eq}) das Gesamtergebnis des Base Cases. Schwefeldioxyde und Stickoxide tragen im Base Case nur in geringem Maße zum kumulierten Versauerungspotenzial bei (0,2 und 0,3 kg SO_{2eq}).

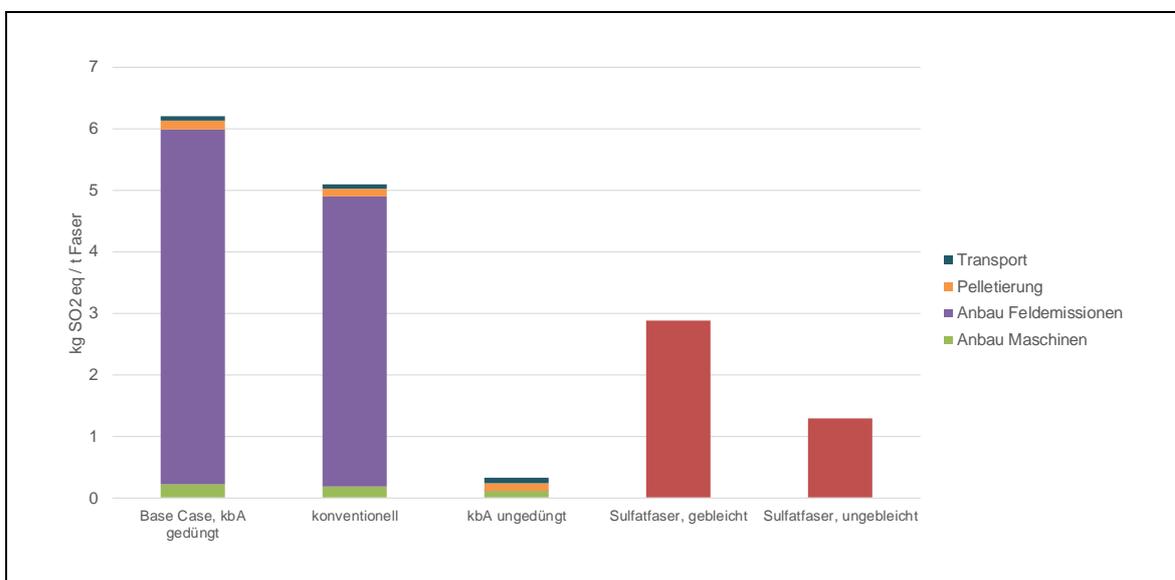


Abb. 5.7: Versauerungspotenzial von Grasfaserpellets und Sulfatfasern

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 5.3 bis Tab. 5.5; Ecoinvent

Die SO_{2eq}-Emissionen im Base Case und im Szenario „konventionell“ stammen vornehmlich aus den Feldemissionen beim Grasanbau (5,8 kg SO_{2eq}). Im Verhältnis dazu tragen die übrigen Prozessabschnitten kaum zum Versauerungspotenzial bei (0,1 bis 0,2 kg SO_{2eq}). Es sind auch die Feldemissionen, die in den anderen Szenarien zu einem Unterschied in der Höhe des kumulierten Versauerungspotenzials führen. So beträgt das Versauerungspotenzial aus den Feldemissionen im Szenario „konventionell“ 4,7 kg SO_{2eq} und im Szenario „kbA ungedüngt“ ist es im Verhältnis hierzu vernachlässigbar. Grund für das geringere Versauerungspotenzial im Fall des konventionellen Grasanbaus im Vergleich zum Base Case ist, dass mineralische Dünger und dafür geringere Mengen an organischen Düngern eingesetzt werden. Für die mineralischen Dünger gelten niedrigere Standardemissionsfaktoren, die in die Modellrechnungen nach Nemecek und Schnetzer (2012) eingehen und bei gleicher N-Menge zu geringeren Ammoniakemissionen führen aus.

Im Verhältnis zum Base Case fallen die Werte der gebleichten Sulfatfaser (2,9 kg SO_{2eq}) und der ungebleichten Sulfatfaser (1,3 kg SO_{2eq}) deutlich geringer aus. Lediglich im Szenario „kbA ungedüngt“ ist gegenüber den Referenzprodukten von geringeren Umweltbelastungen auszugehen.

Wie bereits beim Hanfanbau dargestellt, ist das Versauerungspotenzial wesentlich von der Düngertart und im Fall der organischen Düngung von der Ausbringtechnik abhängig (s. Kapitel 4.4.5). Im Fall einer optimierten Ausbringung (s. Kapitel 4.4.5) verringert sich das Versauerungspotenzial des Base Case der Modellrechnung zufolge deutlich auf 1,9 kg SO_{2eq}, ein ökologischer Vorteil ergibt sich dadurch aber nur gegenüber der gebleichten Sulfatfaser. Die Ergebnisse zum Versauerungspotenzial verdeutlichen den strukturellen Unterschied von Anbau-Biomasse von landwirtschaftlichen gedüngten Flächen im Vergleich zu forstwirtschaftlichen Flächen. Nur durch einen Verzicht auf Düngung können für das Versauerungspotenzial relevante Emissionen in größeren Mengen vermieden und ein eindeutiger ökologischer Vorteil von Grasfasern gegenüber beiden Sulfatfasern erzielt werden.

5.4.5 Eutrophierungspotenzial

Das Eutrophierungspotenzial von Grasfaserpellets beläuft sich im Base Case auf 3,7 kg PO₄^{3-eq} pro t Faser. In den Szenarien „konventionell“ und „kbA gedüngt“ liegt es mit 3,2 und 0,4 kg PO₄^{3-eq} darunter. Der überwiegende Anteil des Eutrophierungspotenzials stammt im Base Case aus den Feldemissionen des Anbaus (3,3 kg PO₄^{3-eq}). Dies gilt auch für das Szenario „konventionell“ (2,8 kg PO₄^{3-eq}). Im Szenario „kbA ungedüngt“ liegt der Anteil deutlich darunter (0,1 kg PO₄^{3-eq}). Das Eutrophierungspotenzial aus der Pelletierung ist für alle Szenarien mit 0,3 kg PO₄^{3-eq} gleich.

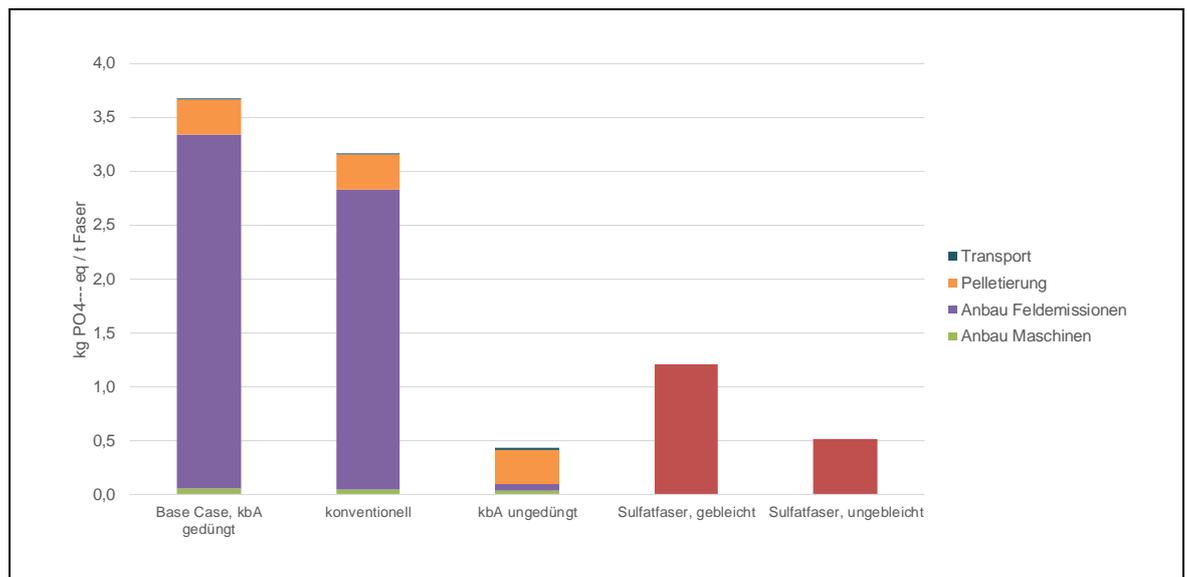


Abb. 5.8: Eutrophierungspotenzial von Grasfaserpellets und Sulfatfasern

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, Inputdaten s. Tab. 5.3 bis Tab. 5.5; Ecoinvent

Die wesentlichen Stoffe, die das Eutrophierungspotenzial verursachen, sind im Base Case Nitratemissionen ins Wasser (1,9 kg PO₄^{3-eq}) und Ammoniakemissionen in die Luft (1,3 kg PO₄^{3-eq}). Die Referenzprodukte weisen mit 1,2 kg PO₄^{3-eq} (gebleicht) und 0,5 kg PO₄^{3-eq} (ungebleicht) geringere Werte beim Eutrophierungspotenzial auf als der Base Case und das Szenario „konventionell“ und deutlich höhere Werte als das Szenario „kbA ungedüngt“. Um für das Eutrophierungspotenzial relevante Emissionen zu vermeiden und eine ökologische Vorteilhaftigkeit von Grasfaserpellets zu erzielen, ist auf Düngung beim Grasanbau möglichst zu verzichten. Eine optimierte Gülleausbringung im Base Case (s. Kapitel 5.4.4) würde die Ammoniakemissionen ebenfalls deutlich reduzieren und

das Eutrophierungspotenzial auf insgesamt 2,7 kg PO₄^{3-eq} senken. Trotz dieser deutlichen Reduktion des Eutrophierungspotenzials wäre das Ergebnis im Vergleich zu den Referenzprodukten nicht eindeutig, sondern abhängig davon, welches Produkt tatsächlich substituiert wird.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die NO₃-N-Emissionen aus der Düngung konservativ abgeschätzt wurden (s. Kapitel 5.2.1.1). Bei einer genaueren Bestimmung der NO₃-N-Emissionen ist mit einem tendenziell geringeren Eutrophierungspotenzial zu rechnen. Allerdings ermittelt auch Wellenreuther (2013) ein strukturell höheres Eutrophierungspotenzial gegenüber Primärzellstoff.

5.4.6 Flächen- und Wasserbedarf

Aufgrund unvollständiger und / oder nicht plausibel erscheinender Datenlage zum Flächenbedarf bei den Referenzprodukten bleibt eine Gegenüberstellung der Grasfaserpellets mit den Referenzprodukten Sulfatfaser gebleicht und ungebleicht an dieser Stelle aus. Die Autor/innen nehmen an, dass eine relevante Flächenbelegung vor allem beim Grasanbau erfolgt und der weitere Flächenbedarf durch die Hintergrundsysteme im Verhältnis dazu vernachlässigbar ist. Unter Berücksichtigung der Masseverluste während der Pelletierung ergibt sich ein Flächenbedarf von 0,13 ha/t Faser im Base Case. Entsprechend der Hektarerträge liegt der Flächenbedarf des Szenarios „konventionell“ (0,11 ha/t Faser) unter dem Base Case und der des Szenarios „kbA ungedüngt“ (0,27 ha/t Faser) darüber. Im Verhältnis hierzu gibt Wellenreuther (2013) für einen undefinierten Primärzellstoff eine Naturraumbeanspruchung zwischen 0,6 und 0,7 ha/t Faser an. Diesen Werten nach gehen die Graspellets mit einem geringeren Flächenbedarf einher. Mit Bezug zum Flächenbedarf der Pellets ist außerdem darauf hinzuweisen, dass nach Planung der Firma Creapaper der Rohstoff Gras von Ausgleichsflächen oder von aus der Nutzung fallenden Flächen der Milchviehhaltung bereitgestellt werden soll (CREAPAPER GmbH 2018a; GLS Crowdfunding GmbH 2018).

Die Autor/innen schätzen die Datenlage zum Wasserbedarf bei den genutzten Hintergrunddatensätzen aus der Ecoinvent Datenbank als unvollständig ein, sodass eine Gegenüberstellung der Grasfaserpellets zu den Referenzprodukten wie beim Flächenbedarf ausbleibt. Es kann jedoch darauf hingewiesen werden, dass sich laut den KTBL-Daten kein künstlicher Bewässerungsbedarf für den Grasanbau in Deutschland ergibt. Lediglich bei der Pelletierung ist mit einem Wasserverbrauch von 2,0 l/t Faser zu rechnen (Terlau et al. 2017). Terlau et al. (2017) geben demgegenüber einen Wasserbedarf von 32.000 l/t Papier auf Basis von Primärholz und 9.000 l/t Papier auf Basis von Altpapier an¹¹. Die Papierherstellung selbst ist nicht Teil dieser Werte. Wellenreuther (2013) bestimmen für Primärzellstoff einen kumulierten Wasserverbrauch von 45.000 bis 50.000 l/t Faserzellstoff und 5.000 bis 10.000 l/t Faserzellstoff für Recyclingfasern¹². Demnach wäre bei der Nutzung von Graspellets vom einem deutlich geringeren Wasserverbrauch auszugehen.

¹¹ Die Werte beziehen sich nach Terlau et al. (2017) auf die Produktionsprozesse und nicht auf die natürliche Bewässerung während des Anbaus: „Der hier berücksichtigte Wasserverbrauch ergibt sich direkt aus der Zellstoffherstellung für die Weiterverarbeitung zu Papierprodukten. Der Wasserverbrauch in weiteren Prozessschritten, wie z. B. als Kühlwasser für Maschinen, wurde nicht berücksichtigt.“

¹² Bei Wellenreuther (2013) ist unklar, ob es sich hierbei ausschließlich um den Wasserverbrauch aus den Produktionsprozessen oder auch um die natürliche Bewässerung aus der Biomassebereitstellung handelt.

5.5 Zusammenfassung und Fazit Grasfaserpellets

Die vorliegende Screening-Ökobilanz untersucht die Umweltwirkungen von Grasfaserpellets als Papier- und Pappenrohstoff in drei Szenarien und vergleicht sie mit denen von gebleichter und ungebleichter Sulfatfasern. Ein besonderer Fokus liegt auf der Untersuchung des Einflusses verschiedener Anbausysteme auf die Umweltbewertung der Grasfaserpellets.

Funktionelle Einheit der Untersuchung ist eine Tonne Fasern (Frischmasse). Ausgeblendet sind bei der Cradle-to-Gate-Betrachtung Einflüsse der Verwendung von Grasfaserpellets in der Papier- und Pappenherstellung, wie eine erhöhte CSB-Belastung der Fabrikabwässer. Altpapier und Halbzellstoffe sind bei dem Produktvergleich nicht berücksichtigt. Die Wirkungsabschätzung zeigt, dass mit der Verwendung von Graspellets szenarien- und referenzproduktabhängige Umweltvor- oder Nachteile verbunden sind. Beim Szenario „kbA ungedüngt“ konnten gegenüber beiden Referenzprodukten in allen betrachteten Wirkungskategorien leichte bis sehr deutliche Umweltvorteile festgestellt werden. Für die beiden Szenarien „kbA gedüngt“ und „konventionell“ sind die Ergebnisse nicht eindeutig. Insbesondere in den stark von Düngermengen beeinflussten Wirkungskategorien Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial, sind bei den modellierten Ausbringzeiten und -methoden höhere Umweltbelastungen im Vergleich zu den Referenzprodukten zu erwarten.

Daher ist anbauseitig eine Flächenbewirtschaftung ohne Düngung vorzuziehen und ansonsten eine Reduzierung der Düngermengen sowie Optimierung der Ausbringung zu empfehlen. Verwendungsseitig führt die Substitution von gebleichten Sulfatfasern eher zu ökologischen Vorteilen. Daher sollten soweit wie möglich gebleichte von ungebleichten Sulfatfasern ersetzt werden. Das Potenzial zur Substitution wird dabei allerdings durch die Anforderungen an optische Eigenschaften der Papier- und Pappenprodukte begrenzt. Tab. 5.6 führt einige Ansatzpunkte zur Reduktion der Umweltwirkungen, die in Verbindung mit der Grasfaserpelletproduktion stehen, auf.

Der Szenarienvergleich verdeutlicht zunächst direkte Verbesserungspotenziale für den Grasanbau. Für die Verarbeitung zu Pellets sind solche Ansatzpunkte nicht ohne Weiteres zu formulieren, da eine Umsetzung des Prozesses im industriellen Maßstab noch aussteht. Da der Strombedarf einen wesentlichen Einfluss auf die mechanischen Prozesse hat, ist an dieser Stelle auf einen effizienten Anlagenbetrieb und -nutzung zu achten. Ferner ist der Reststoffstrom aus der Pelletierung möglichst stofflich oder energetisch zu nutzen. Positiv wirken sich möglichst kurze Transportwege zwischen Anbau, Pelletierung und Einsatz in der Papierfabrik aus, sodass eine verarbeitungsnaher An siedlung angestrebt werden sollte. Für den weiteren Einsatz der Graspellets ist bekannt, dass die CSB-Belastung der Abwässer eine zusätzliche Umweltbelastung darstellt. Der Belastung kann durch eine angeschlossene Biogasanlage begegnet werden (Dietz et al. 2015), sodass durch die zusätzliche Energiebereitstellung ein ökologischer Nutzen entstehen kann. Daher ist der Einsatz von Graspellets vor allem in Papierfabriken mit angeschlossener Biogasanlagen sinnvoll. Gemessen an den „Zielen und Leitgedanken für eine nachhaltige Bioökonomie“ des BMEL (2014) ergeben sich aus einer politischen beziehungsweise bioökonomischen Perspektive durch die Verwendung von Grasfaserpellets in der Papier- und Pappenherstellung verschiedene Vorteile. Vorausgesetzt der Anbau konzentriert sich auf Ausgleichsflächen und Flächen die aus der Viehhaltung fallen, kann der nachwachsende Rohstoff Gras für eine stoffliche Verwertung ohne Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion erschlossen werden. Der Verzicht auf intensive Bewirtschaftung und Düngung kann sich außerdem positiv auf die Erhaltung der Biodiversität und der Bodenfruchtbarkeit auswirken. Darüber hinaus bietet die Fokussierung auf Ausgleichsflächen und Flächen, die aus der Viehhaltung fallen, dem ländlichen Raum Beschäftigungs- und Wertschöpfungspotenziale. Da es

sich bei der Graspelletierung um ein vergleichsweise neues, innovatives Verfahren handelt, sind Wachstumspotenziale in Deutschland und darüber hinaus für die Technologie gegeben.

Tab. 5.6: Mögliche Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltwirkungen der Bereitstellung von Graspellets

Quelle: Eigene Zusammenstellung und Darstellung

Prozessabschnitt	Kritische Wirkungskategorien (Anteil >25 % an Gesamtemissionen)	Mögliche Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltwirkungen
Anbau Feldemissionen	GWP, AP, EP	<ul style="list-style-type: none"> • Verzicht auf Düngung • Wenn organische Düngung, dann Optimierung der Gülleausbringung (s. Tab. 4.12) • Kalkung der Anbauflächen • Verzicht auf synthetische Dünger
Anbau Maschinen	ADPE, ADPF	<ul style="list-style-type: none"> • Spezifische Maschinenauswahl für den Zweck des Grasanbaus • Nutzung von Biokraftstoffen
Pelletierung	ADPE, ADPF, GWP	<ul style="list-style-type: none"> • Effiziente Stromnutzung • Nutzung von Strom aus Biogasanlage mit unmittelbarem räumlichem Bezug (z. B. von Papierfabrik) • Stoffliche und / oder thermische Nutzung der Reststoffe
Transporte	-	<ul style="list-style-type: none"> • Pelletierung in der Nähe zu den Anbauflächen und wenn möglich auf dem Gelände der weiterverarbeitenden Papierfabrik • Vermeidung von Leerfahrten

Graspellets können zu den Zielen des Klimaschutzes und der Substitution fossiler Rohstoffe durch nachwachsende Rohstoffe in der Papierindustrie beitragen, vor allem, wenn auf den Einsatz von mineralischen Düngemitteln verzichtet wird. Der Einsatz von Papier- und Pappenprodukten auf Graspelletbasis erscheint in solchen Bereichen, in denen die optischen Eigenschaften der Produkte keine oder eine geringe Relevanz haben (z. B. Verpackungsmaterialien, Kartonagen) oder die Verwendung von nachhaltigen Produkten auch optisch erkennbar sein soll (z. B. „grüne“ grafische Papiere), vergleichsweise einfach umsetzbar.

6 Zusammenfassung und Fazit

Bereits vor fünf Jahren hat die Bundesregierung die nationale Politikstrategie Bioökonomie beschlossen. Ziel dieser Strategie ist es, den Weg zu bereiten für ein zukunftsfähiges Wirtschaften, das zunehmend auf nachhaltig erzeugten und nachwachsenden Ressourcen sowie biogenen Rest- und Abfallstoffen beruht. Diese sogenannte wissensbasierte Bioökonomie soll dazu beitragen den Herausforderungen des 21. Jahrhunderts, der globalen Ernährungssicherung, dem Klimawandel und dem drohenden Verlust an Bodenfruchtbarkeit und Biodiversität, zu begegnen (BMEL 2014). Das durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) geförderte Forschungsvorhaben „**Potenzialfelder einer ländlichen Bioökonomie** – Analyse und Bewertung von Wertschöpfungsketten einer nachhaltigen Koppel- und Kaskadennutzung von nachwachsenden Rohstoffen“ verfolgt in diesem Zusammenhang das Ziel, Potenzialfelder einer ländlichen Bioökonomie in Deutschland unter Berücksichtigung technischer, ökonomischer und ökologischer Aspekte aufzuzeigen. Drei Wertschöpfungsketten wurden beispielhaft untersucht, um Empfehlungen für die Weiterentwicklung einer ländlichen Bioökonomie abzuleiten.

Der Begriff der ländlichen Bioökonomie verweist darauf, dass der ländliche Raum nicht nur als Rohstofflieferant für (industrielle) Bioökonomie-Konzepte betrachtet wird, sondern verstärkt selbst die Umsetzung von dezentralen Bioökonomie-Ansätzen vorantreibt. Aus der Vielzahl an Verwertungspfaden und Anwendungsbereichen einer gekoppelten stofflichen und energetischen Nutzung von Biomasse wählte das Projektteam zunächst drei Wertschöpfungsketten anhand verschiedener Kriterien wie Technologiereife, Rohstoff- und Marktpotenzial aus. Die untersuchten Verfahren sollten zudem geeignet sein für einen dezentralen Einsatz, sodass eine Umsetzung in ländlichen Regionen sinnvoll ist. Ausgeschlossen wurden Wertschöpfungsketten der reinen Nahrungsmittelproduktion, der ausschließlichen energetischen Nutzung sowie von forstwirtschaftlicher Biomasse. Auf Basis dieser Kriterien wurden die **drei Wertschöpfungsketten** ausgewählt:

- Nährstoffextrakte / Düngemittel und Gärrestfasern aus Biogasanlagen,
- Hanffaservlies zur Herstellung eines Faserdämmstoffs,
- Grasfaserpellets zur Herstellung von Papier und / oder Kartonagen.

Eine auf Biomasse basierende Ökonomie sollte nicht nur nach Gesichtspunkten der Versorgungssicherheit und der Wirtschaftlichkeit ausgerichtet werden, ebenso wichtig für eine nachhaltige, langfristige Gestaltung sind ökologische Aspekte. Eine Untersuchung der Umweltwirkungen, die mit einem Ausbau einer biobasierten Wirtschaft einhergehen, ist daher ein wichtiger Bestandteil der Entwicklung einer Bioökonomie. Ziel dieser Ökobilanz-Studie war es daher, zu erarbeiten, inwiefern und unter welchen Rahmenbedingungen der Einsatz der ausgewählten biobasierten Produkte mit ökologischen Nutzen im Vergleich zu potenziell substituierbaren Referenzprodukten und -systemen einhergeht. Ein weiteres **Ziel der Umweltbewertung** war es, zu untersuchen, welche Aspekte aus ökologischer Perspektive bei der Umsetzung dieser Wertschöpfungsketten zu beachten sind, z. B. auf welche Prozessschritte und auch Wirkungskategorien aufgrund großer Nutzen oder Lasten ein besonderes Augenmerk gelegt werden sollte. In diesem Zusammenhang sollten außerdem Maßnahmen zur Minderung negativer Umweltwirkungen identifiziert werden. Über die drei ausgewählten Wertschöpfungsketten hinaus, sollten zuletzt soweit möglich allgemeingültigere Aussagen getroffen, die auf andere biobasierte Verwertungspfade übertragbar sind.

Tab. 6.1 gibt zunächst einen Überblick über die drei untersuchten Wertschöpfungsketten, die eingesetzten Rohstoffe, die betrachteten Anbausysteme, die Produkte und Referenzprodukte sowie eine Zusammenfassung darüber, in welchen Wirkungskategorien die Produkte und Produktsysteme Vor- und Nachteile gegenüber den Referenzprodukten und -systemen aufweisen.

Tab. 6.1: Charakterisierung der drei untersuchten Wertschöpfungsketten

Quelle: eigene Darstellung

Wertschöpfungskette	Gärrestrestprodukte	Hanffaservlies	Grasfaserpellets
Art des Rohstoffs	Gärreste aus Biogas Substrate: Anbau-Biomasse (Mais, Getreide, Gras), Hühner-trockenkot	Hanf	Gras
Anbausysteme	konventionell	konventionell im Vergleich zu kontrolliert biologischem Anbau	konventionell im Vergleich zu kontrolliert biologischem Anbau (gedüngt und ungedüngt)
Weiterverarbeitung	Chemisch, mechanisch, thermisch	Mechanisch, thermisch	Mechanisch
Produkte und Verwendung	Hauptprodukte aus Biogas: Strom und Wärme Hauptprodukte aus Gärresten: Düngemittel, Fasern für die Holzverarbeitende Industrie	Hauptprodukt: Hanffaservlies als Dämmstoff in der Bauindustrie Nebenprodukte: Hanfsamen zur Weiterverarbeitung als Lebens- und Futtermittel; Hanfschäben als Einstreu	Grasfaserpellets als Papierrohstoff in der Papier- und Pappenindustrie
Referenzprodukt/-system	Strom und Wärme aus Biogasanlage ohne Einsatz von Hühner-trockenkot Fasern aus Industrieholz Ausgleich der Nährstoffbilanz über mineralische Dünger Ausgleich der Strombilanz über dt. Strommix	Mineral- und Glaswolle, Holzfaserdämmstoff	Gebleichte und ungebleichte Sulfatfaser

Die Wertschöpfungsketten unterscheiden sich in ihrer Komplexität, den eingesetzten Rohstoffen, den Produkten und den potenziell substituierbaren Referenzprodukten. An dieser Stelle werden die Ergebnisse der Ökobilanzierung in Kürze zusammengefasst, eine ausführlichere Darstellung und Diskussion findet sich in den jeweiligen Fazits der Kapitel 3, 4 und 5.

Gärreste aus Biogasanlagen sind mengenmäßig mit jährlich etwa 82 Mio. Tonnen Feuchtmasse ein relevanter Rohstoff. Sie enthalten wichtige Pflanzennährstoffe und werden daher meist als Düngemittel auf landwirtschaftlich genutzte Flächen ausgebracht. In landwirtschaftlichen Veredelungsregionen mit hoher Viehbesatzdichte bestehen jedoch Nährstoffüberschüsse, sodass Wirtschaftsdünger und Gärreste nicht in Gänze regional ausgebracht werden können. Eine Strategie zum Umgang mit regionalen Stickstoffüberschüssen ist die Erhöhung der Transportwürdigkeit von stickstoffreichen Frachten wie Wirtschaftsdünger und Gärresten. Das untersuchte zweistufige Verfahren zur Gärrestverwertung ermöglicht es in einer ersten Stufe, den im Gärrest gebundenen Stickstoff abzutrennen und in Form einer stickstoffreichen Ammonium-Sulfat-Düngelösung (ASL) zu konzentrieren, und in einer zweiten Stufe die im Gärrest enthaltenen Fasern so aufzubereiten, dass sie in der Holzverarbeitenden Industrie zur Herstellung von Faserplatten und Laminat genutzt werden und Industrieholz substituieren können. Der Stickstoffentzug aus dem Fermenter ermöglicht es zudem, Hühner trockenkot in größerem Umfang als Substrat in Biogasanlagen einzusetzen, ohne dass eine Ammoniakhemmung auftritt. Somit ergibt sich eine Option zur energetischen Verwertung für Hühner trockenkot, die ohne das Verfahren nicht in gleichem Umfang möglich wäre.

Aufgrund der Komplexität des Produktsystems, welches neben Strom und Wärme aus dem BHKW, die Produkte ASL, Kalkdünger und die Fasern aus dem Gärrest liefert, wird die Nutzenkorbmethode als Ansatz der Systemerweiterung gewählt. Als Referenzsystem dient eine Biogasanlage gleichen Volumens, die wegen der Gefahr der Ammoniakhemmung ausschließlich Anbau-Biomasse als Substrate einsetzt und Strom, Wärme und Gärreste als Produkte bereitstellt. Aus den Ökobilanzergebnissen, die sich zu einem Großteil auf Primärdaten einer Pilotanlage zur Düngemittelauskopplung und Faserherstellung stützen, lässt sich festhalten, dass das Produktsystem mit Gärrestverwertung in fast allen betrachteten Wirkungskategorien in der Summe geringere Lasten aufweist als das Referenzsystem (Ausnahme ist das Potenzial für die Verknappung abiotischer Ressourcen). In die Modellberechnungen gehen allerdings viele Annahmen ein, sodass die Unsicherheiten teilweise hoch sind. Eine eindeutige ökologische Vorteilhaftigkeit zeigt das Produktsystem mit Gärrestverwertung in den Wirkungskategorien Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial sowie dem Sachbilanz-Indikator Flächenbedarf. Dabei wirken die Prozessschritte Düngemittelauskopplung und Faserherstellung auf unterschiedliche Weise und in unterschiedlichem Ausmaß.

Ein wichtiger Grund für das bessere Abschneiden des Produktsystems mit Gärrestverwertung ist die Verwendung von Hühner trockenkot als Biogassubstrat. Dadurch wird weniger Anbau-Biomasse als Biogassubstrat benötigt und die Ausbringung des Hühner trockenkots auf landwirtschaftliche Flächen entfällt. Alle Umweltwirkungen, die in Bezug zum Biomasseanbau stehen (z. B. Treibhauspotenzial, Versauerung und Eutrophierung) erfahren daher in diesem Prozessschritt eine Entlastung. Zusätzlich können Emissionen aus der Lagerung und Ausbringung von Hühner trockenkot vermieden werden. Mit dem Einsatz des Hühner trockenkots als Substrat sind neben den ökologischen Nutzen aber auch etwas geringere Methan- und Stromerträge für den Anlagenbetreiber verbunden. Das Verfahren benötigt zudem Wärme, sodass das Produktsystem mit Gärrestverwertung weniger extern nutzbare Wärme bereitstellt als das Referenzsystem.

Aus Klimaschutzgründen zeigt der erste Verfahrensschritt der Düngemittelauskopplung Vorteile gegenüber dem Referenzsystem, wohingegen der Einsatz der zweiten Stufe zur Faserherstellung in den betrachteten Wirkungskategorien keine signifikanten ökologischen Vorteile zeigt. Das Gärrestverfahren und insbesondere die wärmeintensive Fasergewinnung ist außerdem nur dann sinnvoll, wenn am Ort der Biogasanlage keine Nutzungskonkurrenz um die Wärme besteht. Positiv formuliert, kann die Gärrestverwertung inklusive der Fasergewinnung eine sinnvolle Wärmenutzung an ländlichen Biogas-Standorten ermöglichen, wo andere geeignete Wärmeabnehmer fehlen.

Die Gärrestfasern, die als Substitut für Fasern aus Industrieholz bereitgestellt werden, erzielen durch die Substitution an sich keinen ökologischen Nutzen, da die ökologische Belastung der Fasern aus Industrieholz gering ist. Das in Deutschland insgesamt verfügbare Potenzial an stofflich nutzbarer Biomasse wird vielmehr durch die Gärrestfasern erhöht. Da das Holzaufkommen in Deutschland begrenzt und die Holznachfrage für die stoffliche und die energetische Verwertung hoch ist, ist eine Substitution für die Rohstoffversorgung durchaus interessant. Wie hoch die verfügbaren Potenziale an Gärresten zur stofflichen Verwertung unter Berücksichtigung möglicher Einschränkungen (z. B. geringer externer Wärmenutzungsgrad) sind, ist zu prüfen.

Ansatzpunkte zur Vermeidung oder Verringerung von Umweltwirkungen des Produktsystems mit Gärrestverwertung sind eine möglichst gasdichte Lagerung des Hühner trockenkots am Ort der Biogasanlage sowie Maßnahmen zur Rückgewinnung des Phosphors aus den Gärresten. Interessant wäre es darüber hinaus, den Anteil der Anbau-Biomasse im Substratmix weiter zu reduzieren und den Einsatz alternativer, faserreicher Roh- oder Reststoffe als Substrate zu prüfen. Darüber hinaus gelten die aus der Agrar- und Biogasforschung bekannten Empfehlungen wie ein umweltschonendes Dünger- und Gärrestmanagement, Minimierung der Silier- sowie der diffusen Gasverluste und die Einhaltung möglichst geringer Transportdistanzen. Aus Klimaschutzgründen sollte das Verfahren zur Gärrestverwertung außerdem nur an Standorten eingesetzt werden, an denen keine Nutzungskonkurrenz um die Wärme besteht. Abhängig davon, ob geeignete Wärmeabnehmer vorhanden sind, kann es unter Umständen auch sinnvoll sein, nur die erste Verfahrensstufe umzusetzen.

Die zweite Wertschöpfungskette umfasst die Herstellung von **Hanffaservliesdämmstoffen** (inklusive des Hanfanbaus, der Verarbeitung und der Entsorgung). Wegen der ähnlichen Installation können Hanffaserdämmstoffe am besten mit Mineralwolle (Gas- oder Steinwolle) verglichen werden. Des Weiteren erfolgt ein Vergleich mit einem Holzfaserdämmstoff. Die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz von Hanffaservlies zeigt, dass Hanffaservlies in einigen Wirkungskategorien günstigere Werte im Vergleich zu den Referenzprodukten aufweist (z. B. Potenzial zur photochemischen Ozonbildung). In den Wirkungskategorien Potenzial zur Verknappung nicht fossiler Ressourcen und Versauerungspotenzial liegen die Werte in ähnlicher Höhe. Nur im Szenario „Ökologischer Anbau“ ist das Versauerungspotenzial des Hanffaserdämmstoffes deutlich höher als das der Referenzprodukte. Nachteilige Wirkungen, das heißt höhere Werte, finden sich in den Kategorien Treibhauspotenzial, Potenzial zur Verknappung fossiler Ressourcen, Ozonerstörungspotenzial und Eutrophierungspotenzial. Eine richtungssichere Empfehlung für oder wider den Einsatz von Hanffaservlies ist aus ökologischer Sicht bei dem modellierten Lebenszyklus somit ohne Priorisierung nicht möglich. Außerdem ist zu beachten, dass es sich bei den verwendeten Daten, die der Ökobilanz zugrunde liegen, um Informationen von einzelnen Landwirten und Anlagenbetreibern handelt, sodass die Verallgemeinerbarkeit der Ergebnisse eingeschränkt ist.

Ansatzpunkte zur Vermeidung oder Verringerung von Umweltwirkungen betreffen vor allem aus der Agrarforschung bekannte Empfehlungen wie ein umweltschonendes Düngermanagement sowie einige verfahrenstechnische Aspekte (Verringerung der Reststofffraktion, Nutzung stromeffizienter Maschinen, Verringerung des Anteils fossiler Stützfasern oder Einsatz biogener Stützfasern). Darüber hinaus können integrierte Konzepte die Umweltwirkungen des Lebenszyklus verringern, welche die vor- und nachgelagerten Prozessabschnitte sowie parallele Produktionssysteme miteinander verknüpfen. Ein Beispiel hierfür wäre die Nutzung von Strom und Wärme aus Biogasanlagen, die in einem räumlichen Zusammenhang mit dem Faseraufschluss oder der Vlieslegung stehen und somit den Einsatz erneuerbarer Energien erhöhen und Transporte vermeiden. Solche integrierten Lösungen würden zudem die regionale Wertschöpfung im Sinne einer ländlichen Bioökonomie unterstützen. Der Hanfanbau kommt weitestgehend ohne Pflanzenschutzmittel aus und erweitert die Möglichkeiten der Fruchtfolge. Diese ökologischen und landwirtschaftlichen Mehrwerte

aus Sicht der Landwirtschaft wurden in der vorliegenden Ökobilanz nicht untersucht. Im Vergleich zu den Referenzprodukten werden für den Hanfanbau Agrarflächen benötigt, sodass grundsätzlich das Risiko von Flächennutzungskonkurrenzen in den Blick genommen werden sollte.

Die dritte Ökobilanz untersucht die **Grasfaserpellettherstellung** als Faserrohstoff für die Verwendung in der Papier- und Pappenherstellung in einer deutschen Papierfabrik. Als Referenzprodukte werden gebleichte und ungebleichte Sulfatfasern herangezogen. Der Fokus der Untersuchung lag dabei auf dem Einfluss verschiedener Anbausysteme auf die ökologische Bewertung der Graspellets. Funktionelle Einheit der Untersuchung ist eine Tonne Faser. Nicht in der Bilanz berücksichtigt sind Einflüsse der Verwendung von Grasfaserpellets in der Papier- und Pappenherstellung, wie eine erhöhte CSB-Belastung der Fabrikabwässer. Die Ergebnisse der Ökobilanz zeigen, dass das Bewertungsergebnis stark von dem Grasanbausystem abhängt.

Während der konventionelle Anbau und der kontrolliert biologische Anbau (gedüngt) in vielen Wirkungskategorien mit höheren oder ähnlich hohen Umweltwirkungen wie die Referenzprodukte einhergehen, führt der kontrolliert biologische Anbau (ungedüngt) in allen betrachteten Wirkungskategorien zu leicht oder deutlich geringeren Lasten als die Referenzprodukte. Die Anbausysteme mit Düngung führen insbesondere in den stark von Düngermengen beeinflussten Wirkungskategorien Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial zu höheren Umweltbelastungen im Vergleich zu den Referenzprodukten, wohingegen das Anbausystem ohne Düngung zu niedrigeren Werten führt. Bei dieser Wertschöpfungskette ist ebenfalls darauf hinzuweisen, dass sich insbesondere die verwendeten Daten zur Pelletierung auf Angaben eines Pilotanlagenbetreibers beziehen. Die Verallgemeinerbarkeit der Ergebnisse ist damit wie bei allen drei Ökobilanzen eingeschränkt.

Darüber hinaus entscheidet auch die Wahl des Referenzproduktes darüber, ob Grasfaserpellets besser oder schlechter als das Referenzprodukt bewertet werden. In vielen Wirkungskategorien liegen die Werte der gebleichten Sulfatfaser über und die der ungebleichten Sulfatfaser unter denen der Grasfaserpellets oder sie liegen gleich auf. Bei einem Vergleich mit der ungebleichten Sulfatfaser, erreichen Grasfaserpellets in den meisten Wirkungskategorien nur bei einem kontrolliert biologischen Anbausystem (ungedüngt) günstigere Werte). Anbauseitig ist daher eine Flächenbewirtschaftung ohne Düngung vorzuziehen. Weitere Ansätze zur Verringerung negativer Umweltwirkungen sind eine Reduktion der Düngermengen und Optimierung der Ausbringung.

Für die Bereitstellung von Gras für die Faserpellettherstellung bedarf es agrarwirtschaftlicher Flächen. Sofern sich der Anbau jedoch auf Ausgleichsflächen und Flächen, die aus der Viehhaltung fallen, konzentriert, könnte der nachwachsende Rohstoff Gras für eine stoffliche Verwertung ohne Konkurrenzen zur Nahrungsmittelproduktion erschlossen werden. Der Verzicht auf intensive Bewirtschaftung und Düngung können sich außerdem positiv auf die Erhaltung der Biodiversität und der Bodenfruchtbarkeit auswirken. Darüber hinaus bietet die Fokussierung auf Ausgleichsflächen und Flächen, die aus der Viehhaltung fallen, dem ländlichen Raum Beschäftigungs- und Wertschöpfungspotenziale.

Auf der Verwendungsseite ist anzumerken, dass das Potenzial zur Substitution von Sulfatfasern und anderen Papierrohstoffen durch die Anforderungen an die Eigenschaften der Papier- und Pappenprodukte (z. B. Optik) begrenzt ist. Ein Einsatz von Papier- und Pappenprodukten auf Graspelletbasis erscheint in Bereichen vergleichsweise einfach umsetzbar, in denen die optischen Eigenschaften der Produkte keine oder eine geringe Relevanz haben (z. B. Verpackungsmaterialien, Kartonagen) oder die Verwendung von nachhaltigen Produkten auch optisch erkennbar sein soll (z. B. „grüne“ grafische Papiere).

Eine abschließende ökologische Bewertung von Grasfaserpellets zur Herstellung von Papieren und Kartonagen ist erst möglich, wenn umfassende Primärdaten zur Papier- und Pappenherstellung vorliegen, sodass eine Cradle-to-Grave-Bewertung erfolgen kann. Durch den Einsatz von Grasfaserpellets ist zu erwarten, dass eine erhöhte CSB-Belastung der Fabrikabwässer auftritt, sodass Anpassungen im Betrieb erforderlich sind. Der Belastung kann beispielsweise durch eine angeschlossene Biogasanlage begegnet werden. Daher erscheint der Einsatz von Graspellets vor allem in Papierfabriken mit angeschlossener Biogasanlagen sinnvoll.

In der Summe zeigen die Ökobilanzen, dass eine Bioökonomie, die verstärkt auf den Einsatz von Biomasse setzt, nicht notwendigerweise über alle Wirkungskategorien und Umweltschutzgüter ökologische Vorteile aufweist. Abhängig vom verwendeten Rohstoff, dem Anbausystem, den Herstellungsverfahren, dem substituierten Referenzprodukt und der betrachteten Wirkungskategorie ist ein besseres oder schlechteres Abschneiden der betrachteten Produkte und Produktsysteme im Vergleich zu den Referenzprodukten und -systemen möglich. Verallgemeinerbare Aussagen, wie Produkte auf Basis nachwachsender Rohstoffe im Vergleich zu substituierten Produkten und Systemen aus ökologischer Sicht abschneiden, sind somit nicht möglich.

In manchen Wirkungskategorien wie dem Versauerungspotenzial ist von höheren Belastungen im Vergleich zu substituierten Produkten auszugehen, sofern Düngemittel zur Bereitstellung der landwirtschaftlichen Bioressourcen eingesetzt werden. Allerdings zeigt das Beispiel der Gärrestkette, dass durch eine Kaskaden- und Koppelnutzung in dieser Wirkungskategorie positive Effekte im Vergleich zum Status Quo erzielt werden können. Diese Wertschöpfungskette beschreibt somit beispielhaft die Verbesserungspotenziale innerhalb einer auf Bioressourcen basierenden Wirtschaft. Außerdem werden nicht alle Auswirkungen auf die landwirtschaftlichen Flächen mit den Ökobilanzen abgebildet (z. B. Fruchtfolgeeffekte, Beeinflussung von Biodiversität und Bodenfruchtbarkeit). Das punktuelle schlechtere Abschneiden in einigen Wirkungskategorien sollte daher nicht als grundsätzlicher Ausschluss der Wertschöpfungskette verstanden werden.

Wichtig ist es, die gegebenen Potenziale zur Reduktion der negativen Umweltwirkungen auszuschöpfen durch die Wahl umweltschonender Anbausysteme und Verfahren. Daher besteht zum jetzigen Zeitpunkt aus Sicht der Autor/innen ein Auftrag zur weitergehenden Untersuchung und Entwicklung der Verfahren, um langfristig die vorhandenen Rohstoffpotenziale möglichst umwelt- und klimaschonend heben zu können. Dies beinhaltet unter anderem die weiterführende Untersuchung alternativer Lebenswege und Nutzungspfade für die bereitgestellten Bioressourcen.

7 Literaturverzeichnis

- AEE [Agentur für Erneuerbare Energien] (2018): Förderal Erneuerbar. Bundesländer mit neuer Energie. Anzahl Biogasanlagen (2017). Website: <https://www.foederal-erneuerbar.de>.
- Agrammon Group (2009): Technical process description AGRAMMON – Draft.
- Barth, Martha und Michael Carus (2015): Carbon Footprint and Sustainability of Different Natural Fibres for Biocomposites and Insulation Material. <http://eiha.org/media/2017/01/15-04-Carbon-Footprint-of-Natural-Fibres-nova1.pdf>.
- Becker, Nico, Marina Mudersbach, Sebastian Spierling, Hannes Krieg, Stefan Albrecht und Hans-Josef Endres (2018): Handlungsempfehlungen für die Ökobilanzierung von biobasierten Kunststoffen. BiNa, Förderkennzeichen FKZ 01UT1430A.
- BGK (2013): Datengrundlagen zum Beitrag „Organische Dünger in der Landwirtschaft“: 1–3.
- BLE [Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung] (2018): Regionale Verteilung und Entwicklung der Tierbestände in Deutschland. Geflügel. <https://www.bzl-datenzentrum.de>.
- BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (2014): Nationale Politikstrategie Bioökonomie - Nachwachsende Ressourcen und biotechnologische Verfahren als Basis für Ernährung, Industrie und Energie. Berlin. http://www.bmbf.de/pubRD/Politikstrategie_Biooekonomie_barrierefrei.pdf.
- BMEL (2017): Durchschnittliche Einkaufspreise der Landwirtschaft für Futtermittel, Düngemittel und Energie.
- BMI [Bundesministeriums des Innern, für Bau und Heimat] (2018a): ÖKOBAUDAT – Steinwolle-Dämmstoffe im niedrigen Rohdichtebe- reich (de). Website: http://www.oekobaudat.de/OEKOBAU.DAT/datasetdetail/process.xhtml?uuid=40af303a-1c64-4e52-be39-db64cd457d12&stock=OBD_2017_I&lang=de (Zugriff: 2. Mai 2018).
- BMI [Bundesministeriums des Innern, für Bau und Heimat] (2018b): ÖKOBAUDAT – Prozess-Datensatz: Hanfvlies (de). Website: http://www.oekobaudat.de/OEKOBAU.DAT/datasetdetail/process.xhtml?uuid=5ef0c519-f5b2-4d45-809d-5f417f90e90b&stock=OBD_2017_I&lang=de (Zugriff: 2. Mai 2018).
- BMI [Bundesministeriums des Innern, für Bau und Heimat] (2018c): ÖKOBAUDAT – Prozess-Datensatz: Mineralwolle (Fassaden-Däm- mung) (de). Website: http://www.oekobaudat.de/OEKOBAU.DAT/datasetdetail/process.xhtml?uuid=f8afef87-5de3-4996-838c-1f2af9ef81df&stock=OBD_2017_I&lang=de (Zugriff: 17. September 2018).
- BMI [Bundesministeriums des Innern, für Bau und Heimat] (2018d): Prozess-Datensatz: Kraftpapier (de). Website: <https://www.oeko- baudat.de/OEKOBAU.DAT/datasetdetail/process.xhtml?lang=de&uuid=b1ea7c10-4471-4485-95bf-7dc0a00025b6> (Zugriff: 12. November 2018).
- Boulay, A.-M., J. Bare, L. Benini, M. Berger, M.J. Lathuillière, A. Manzardo, M. Margni, M. Motoshita, M. Núñez, A.V. Pastor, et al. (2018): TheWULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 23: 368–378.
- Büchter, M., M. Wachendorf und F. Taube (2001): Nitratauswaschung unter Silomais in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsform und der N-Düngungsintensität – Ergebnisse aus dem N-Projekt Karkendamm. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft für Grün- land und Futterbau* 3: 75–77.
- Bückner, Jürgen, Oliver Pieper, Jörg Hasener, Benjamin Seppke und Martin Ohlmeyer (2011): Faserinspektion zur Optimierung der Oberflächenqualität von Faserplatten. Vortrag für das 8. Fußbodenkolloquium 10./11. Nov. 2011.
- Bunne, I., C. Kluß, R. Loges, A. Herrmann und F. Taube (2015): Lachgasemission und Nitratauswaschung verschiedener Futterproduk- tionssysteme in Abhängigkeit von der Vornutzung. 13. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau.
- Carus, Michael, Hrsg. (2017): *The European Hemp Industry: Cultivation, processing and applications for fibres, shivs, seeds and flow- ers*. 26. März. http://eiha.org/media/2017/12/17-03_European_Hemp_Industry.pdf.
- Carus, Michael, Thomas Breuer und Florian Gerlach (2007): Prüfung von Hanföl hinsichtlich seiner Eignung als Kraftstoff für pflanzenöl- taugliche Motoren – Motivation, Zusammenfassung und Ausblick. August. http://nova-institut.de/pdf/08-03_hanfoel_als_kraftstoff_nova-tfz.pdf.
- CREAPAPER GmbH (2018a): GRASPAP® – das Pellet für die Papierindustrie. Website: <http://www.graspapier.de/graspap-news-das-pellet-fuer-die-papierindustrie/> (Zugriff: 20. November 2018).

- CREAPAPER GmbH (2018b): Noch Fragen – wir haben die Antworten für Sie. Website: <http://www.graspapier.de/faq/#1442834308586-3e09df3f-f8a2> (Zugriff: 29. Oktober 2018).
- CREAPAPER GmbH (2018c): 4 eindrucksvolle Projekte mit Partnern aus der Praxis. Website: <http://www.graspapier.de/anwendungen/> (Zugriff: 29. Oktober 2018).
- Cruse, F., W. Dietz, M. Höller und S. Szefera (2015): Entwicklung eines Verfahrens zur Gewinnung von Gras als Rohstoff und Verarbeitung für die Herstellung von Papierprodukten unter besonderer Berücksichtigung des Aufbaus einer nachhaltigen Wertschöpfungskette. Hg. v. Projektgesellschaft C+G Papier GmbH und Deutsche Bundessiftung Umwelt. Mai.
- DBFZ [Deutsches Biomasseforschungszentrum] (2011): Vergütungsrechner Biogas EEG 2012.
- Deutsche ROCKWOOL GmbH & Co. OHG (2018): Umwelt-Produktdeklaration nach /ISO 14025/ und /EN 15804/ – ROCKWOOL Steinwolle-Dämmstoffe im niedrigen Rohdichtebereich. <https://cdn01.rockwool.de/siteassets/rw-d/nachhaltigkeit-und-gebäude-zertifizierungen/umwelt-produktdeklarationen-epd/wu-umwelt-produktdeklaration-epd-niedrige-rd-rockwool.pdf?f=20180906093117>.
- Deutsche ROCKWOOL Mineralwoll GmbH & Co. OHG (2012): Umwelt-Produktdeklaration nach ISO 14025 und EN 15804 – Steinwolle-Dämmstoffe im niedrigen Rohdichtebereich. <https://static.rockwool.com/globalassets/rockwool-de/downloads/umwelt-produktdeklarationen-epds/wu-umwelt-produktdeklaration-epd-niedrige-rd-rockwool.pdf>.
- Dietz, Wolfram, René Peche und Thorsten Pitschke (2015): Prozessmodellierung und vergleichende Ökobilanz für grashaltigen Karton. http://www.graspapier.de/files/uploads/2015/09/Zertifikat_Oekobilanz_Karton_PTS-bifa_2015.pdf.
- Dietz, Wolfram, Laura Steger, Fokko Schütt und Steffen Schramm (2014): Ersatz klassischer Faserstoffe durch biogene Reststoffe – Teil 2. Wochenblatt für Papierfabrikation 2014, Nr. 5: 267–273.
- DIN EN ISO 14040ff Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen sowie Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen.
- Dunkelberg, E. (2014): A case-study approach to quantifying indirect land-use change due to expanding biofuels feedstock cultivation. Mensch und Buch Verlag.
- Dunkelberg, Elisa und Astrid Aretz (2013): Ökobilanzen technischer Optionen zur Bioenergiebereitstellung und -nutzung. Schriftenreihe des IÖW 203/13.
- DüV (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten, fachlichen Praxis beim Düngen (Düngemittelverordnung - DüV). Ausfertigungsdatum: 26.5.2017.
- DWD [Deutscher Wetterdienst] (2018): Mittlere jährliche Niederschlagshöhe in Deutschland 1881 bis 2017. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/384/bilder/dateien/2-bis-7_abb-tab_nsh_2018-05-09.xlsx.
- EEG 2017 Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz - EEG 2017). Ausfertigungsdatum: 21.07.2014.
- EnEV (2007): Verordnung über energiesparenden Wärmeschutz und energiesparende Anlagentechnik bei Gebäuden (Energieeinsparverordnung - EnEV).
- ESDAC [European Soil Data Centre] (2015): Topsoil physical properties for Europe (based on LUCAS topsoil data) – Clay (%). https://esdac.jrc.ec.europa.eu/public_path/clay.png.
- Europäische Kommission [European Commission] (2018): Product Environmental Footprint Category Rules Guidance. Version 6.3.
- EUWID [Europäischer Wirtschaftsdienst] (2017): Preise für Sägespäne und Hackschnitzel entwickeln sich wieder gegenläufig. EUWID Neue Energie, Nr. 19.2017.
- Fachverband Biogas (2016): Biogasbranche baut Wärmebereitstellung weiter aus. <https://www.biogas.org>.
- Faist Emmenegger, M., J. Reinhard und R. Zah (2009): Sustainability Quick Check for Biofuels - intermediate background report. Dübendorf: With contributions from T. Ziep, R. Weichbrodt, V. Wohlgemuth, FHTW Berlin and A. Roches, R. Freiermuth Knuche I, G. Gaillard, Agroscope Reckenholz-Tänikon.
- Fechter, Maximilian und Matthias Kraume (2017): GÄRWERT- GÄRprodukte ökologisch optimiert und WERTorientiert aufbereiten und vermarkten; Teilvorhaben 2: Großtechnische Messdatenerfassung und -evaluation.
- Finkbeiner, Matthias (2014): Indirect land use change – Help beyond the hype? Biomass and Bioenergy Volume 62: 218–221.
- FNR [Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.] (2010): Leitfaden Biogas. Von der Gewinnung zur Nutzung. Gülzow.

- FNR [Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe] (2014): Leitfaden Feste Biobrennstoffe. <http://www.fnr.de>.
- FNR [Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe] (2016): Marktübersicht - Dämmstoffe aus nachwachsenden Rohstoffen. http://www.fnr.de/fileadmin/allgemein/pdf/broschueren/Broschuere_Daemmstoffe_Nachdruck_2016_Web.pdf.
- FNR [Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.] (2017): Basisdaten Bioenergie Deutschland 2017. http://www.fnr.de/fileadmin/allgemein/pdf/broschueren/broschuere_basisdaten_bioenergie_2017_2.pdf.
- Friedrich, Stefan und Johannes Kappen (2012): „Aus alt mach neu“ – Wissenswertes rund um das Altpapier. LWF aktuell 2012, Nr. 89: 4–6.
- Gärtner, Sven, Gunnar Hienz, Heiko Keller und Maria Müller-Lindenlauf (2013): Gesamtökologische Bewertung der Kaskadennutzung von Holz - Umweltauswirkungen stofflicher und energetischer Holznutzungssysteme im Vergleich. Heidelberg: IFEU- Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg.
- Geldermann, Jutta, Meike Schmehl und Martina Hesse (2012): Ökobilanzielle Bewertung von Biogasanlagen unter Berücksichtigung der niedersächsischen Verhältnisse. Göttingen.
- Gellert, Roland, Margit Pfundstein, Alexander Rodolphi und Martin H. Spitzner [Google-Books-ID: TYrTAAAQBAJ] (2007): Dämmstoffe: Grundlagen, Materialien, Anwendungen. München: DETAIL.
- Giegrich, Jürgen, Regine Vogt, Claudia Kämper und Bernd Franke [Umweltbundesamt] (2018): Konzeption für eine Ressourcenverbrauchs-pflichtkennzeichnung für Produkte – Endbericht. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/2016-12-05_ressourcenverbrauchs-kennzeichnung_endbericht_final_002.pdf.
- GLS Crowdfunding GmbH (2018): GLS Crowdfunding GmbH. Website: <https://www.gls-crowd.de/creapaper> (Zugriff: 29. Oktober 2018).
- Görner, Klaus und Kurt Hübner (2002): Gasreinigung und Luftreinhaltung. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Hänel, Hans-Dieter, Claus Rösemann, Ulrich Dämmgen, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Annette Freibauer, Helmut Döhler, Carsten Schreiner und Bernhard Osterburg (2018): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2016. Thünen-Report 57. Braunschweig.
- Hanffaser Uckermark eG (2018): Hanfanbau. Website: <https://www.hanffaser.de/uckermark/index.php/hanfanbau>.
- Hans Engeli, Werner Edelmann, Urs Baier, Florian Rüschi und Sven Strebel (2013): Nachbereitung von Gärgut, Schlussbericht. Hg. v. Bundesamt für Energie. <http://www.bfe.admin.ch/php/modules/enet/stream-file.php?file=000000011188.pdf&name=000000290948>.
- Herbes, Carsten, Carola Pekrun, Johannes Dahlin, Sebastian Wulf, Ursula Roth, Matthias Kraume, Maximilian Fechter, Kurt Möller und Ioana Petrova (2017): Schlussbericht - Gemeinsamer Teil zum Thema GÄRWERT - GÄRprodukte ökologisch optimiert und WERTorientiert aufbereiten und vermarkten.
- Herrmann, A., E. Techow und F. Taube (2012): Biogasproduktion von Grünland- und Futterbauflächen in Norddeutschland.
- Hoekstra, A.J. (2017): Water Footprint Assessment: Evolvement of a New Research Field. *Water Resources Management* 31, Nr. 10: 3061–3081.
- Holzwerk Gebr. Schneider GmbH (2016): Umwelt-Produktdeklaration nach ISO 14025 und EN 15804 – Holzfaser-Dämmplatten best wood FLEX 50. https://www.schneider-holz.com/fileadmin/redaktion/pdf_DE/Holzfaser/Zertifikate/2016_06_03_FLEX_Holzfaser_D%C3%A4mmstoff.pdf.
- IFEU [Institut für Energie- und Umweltforschung] (2007): Biomasse und Effizienz. Vorschläge zur Erhöhung der Energieeffizienz von §8 und §7-Anlagen im Erneuerbare-Energien-Gesetz. http://www.ifeu.de/energie/pdf/Arbeitspapier1_%20Biomasse%20und%20Effizienzvorschlaege.pdf.
- IFEU [Institut für Energie- und Umweltforschung] (2008a): Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland. Endbericht mit Materialband. <http://www.ifeu.org/landwirtschaft/pdf/BMU-Biogasprojekt%202008-Gesamtband.pdf>.
- IFEU [Institut für Energie- und Umweltforschung] (2008b): Basisdaten zu THG-Bilanzen für Biogas-Prozessketten und Erstellung neuer THG-Bilanzen. http://www.ifeu.de/oekobilanzen/pdf/THG_Bilanzen_Bio_Erdgas.pdf.
- IPCC [Intergovernmental Panel on Climate Change] (2006): Guidelines for national greenhouse gas inventories, Volume 4, Agriculture, forestry and other land use. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>.

- IPCC [Intergovernmental Panel on Climate Change] (2014): Climate Change 2013 - The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.
- IPCC [Intergovernmental Panel on Climate Change] (2018): Global Warming of 1,5°C. Summary for Policymakers.
- ITKE [Institut für Tragkonstruktionen und konstruktives Entwerfen] (2015): Flexible HDF-Platte aus nachwachsenden Rohstoffen. Stuttgart.
- JRC-IES, (Joint Research Center, Institute for Environment and Sustainability (2010): International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Ispra, Italy.
- Jungbluth, N., M.F. Emmenegger, F. Dinkel, C. Stettler, G. Doka, M. Chudacoff, A. Dauriat, E. Gnansounou, M. Spielmann, J. Sutter, et al. (2007): Life Cycle Inventories of Bioenergy. Final report ecoinvent data v2.0 No 17. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Kaltschmitt, H., H. Hartmann und H. Hofbauer (2009): Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren. 2. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Kaltschmitt, M. und L. Schebek (2015): Umweltbewertung für Ingenieure. Methoden und Verfahren.
- Katrochan, K.-U., A. Elwert und M. Jakobs (2011): N-Verfügbarkeit von Gärrückständen aus der Biogasproduktion und Ertragswirkung bei Blumenkohl. Gülzow.
- Kirsch, Andreas (2009): Düngewirkung flüssiger Gärrückstände. H&K aktuell 04/09: 1–2.
- Klöpffer, Walter und Birgit Grahl (2009): Ökobilanz (LCA) – Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim: WILEY-VCH Verlag.
- Knauf Insulation (2014): Umwelt-Produktdeklaration nach ISO 14025 und EN 15804 – Glasmineralwolle 035 unbeschichtete Rollen TI 135U, KI Multifit 035, Naturoll 035, KI Fit 035, Classic 035, EXPERT LBR 035, EXPERT LRR 035, Easy LRR 035 U mit ECOSE®-Technologie.
- Knauf Insulation (2018): Environmental Product Declaration as per /ISO 14025/ and /EN 15804/ – DP7 - DP8 Multipurpose Rock mineral Wool insulation.
- Kornatz, Peter, Janine Müller, Klaus Dietz, Florian Gebser und Joachim Aurbacher (2014): Eine ökonomische Betrachtung der Gärrestausrückführung in Abhängigkeit der Ausbringungsentfernung anhand der Parzellenversuche des EVA-Verbundprojektes. Nährstoffmanagement von Wirtschaftsdüngern und Gärresten.
- Krug, Detlef (2010): Einfluss der Faserstoff-Aufschlussbedingungen und des Bindemittels auf die Eigenschaften von mitteldichten Faserplatten (MDF) für eine Verwendung im Feucht- und Außenbereich. Dresden.
- KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.] (2006a): Betriebsplanung Landwirtschaft 2006/07. 20. Auflage, Darmstadt. Darmstadt.
- KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.] (2006b): Energiepflanzen. Daten für die Planung des Energiepflanzenanbaus. Darmstadt.
- KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.] (2009): Faustzahlen Biogas. 2. Aufl. Darmstadt.
- KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.] (2013): Faustzahlen Biogas. 3. Auflage.
- KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.] (2017): Düngung mit Gärresten. Eigenschaften - Ausbringung - Kosten. KTBL-Heft 117. Darmstadt.
- KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft] (2018): Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau. Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau. Website: <https://daten.ktbl.de/dslkrpflanze/postHv.html#Auswahl> (Zugriff: 6. August 2018).
- Kupper, Thomas und Harald Menzi (2013): Technische Parameter Modell Agrammon – Tierkategorien, Stickstoffausscheidungen der Tiere, Emissionsraten, Korrekturfaktoren. <https://www.agrammon.ch/assets/Downloads/Technische-Parameter-20130814.pdf>.
- Laborde, David (2011): Assessing the land use change consequences of European biofuel policies. Washington, D.C.: International Food Policy Research Institute (IFPRI). http://trade.ec.europa.eu/doclib/docs/2011/october/tradoc_148289.pdf.
- Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (o.J.): Haupt-Nährstoffgehalte in Wirtschaftsdüngern (in kg/ t bzw. m³ Frischmasse). https://www.lksh.de/fileadmin/dokumente/Landwirtschaft/Pflanze/Teaser/Duengung/Naehrstoffgehalte_organischer_Duenger.pdf.

- LfL Bayern [Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft] (2018): Biogasausbeuten verschiedener Substrate. <http://www.lfl.bayern.de>.
- LFLUG [Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie] (2010): Unkrautbekämpfung im Mais - Pflanzenschutzversuchsbericht 2009. Dresden. http://www.smul.sachsen.de/landwirtschaft/download/Mais_Herb09.pdf.
- LLG [Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen Anhalt] (2002): Ordnungsgemäße Lagerung und Ausbringung von Geflügeltrockenkot und Geflügelmist. <https://llg.sachsen-anhalt.de>.
- LLH [Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen] (2018): Witzenhäuser Hanftagung – Neue Aspekte des Anbaus und innovative Verwertungsmöglichkeiten von Nutzhanf 19. Juni 2018. https://www.llh.hessen.de/wp-content/uploads/2018/04/F36_Hanftagung_180416_web.pdf.
- Lundie, Sven (2013): Ökobilanzierung und Entscheidungstheorie: Praxisorientierte Produktbewertung auf der Basis gesellschaftlicher Werthaltungen. Springer Verlag.
- LWK Niedersachsen [Landwirtschaftskammer Niedersachsen] (2017a): Endgültige Nmin-Richtwerte für alle Kulturen - Stand Mai 2017. <http://www.lwk-niedersachsen.de/>.
- LWK Niedersachsen [Landwirtschaftskammer Niedersachsen] (2017b): Nährstofftabellen für Grünlandstandorte. <http://www.lwk-niedersachsen.de/>.
- LWK Niedersachsen [Landwirtschaftskammer Niedersachsen] (2018): Empfehlungen zur Grunddüngung - (Stand Februar 2018). <http://www.lwk-niedersachsen.de/>.
- Mantau, Udo (2012): Holzrohstoffbilanz Deutschland - Entwicklungen und Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung von 1987 bis 2015. Hamburg.
- Mein-Streu.de (o.J.): Einstreuarten im Vergleich. Website: <https://mein-streu.de/Einstreuarten-im-Vergleich> (Zugriff: 2. Mai 2018).
- MUGV [Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz] (2012): Merkblatt zu den Anforderungen an die Feldrandzwischenlagerung von Festmist.
- Müller-Sämann, K.M., G. Reinhardt, R. Vetter und S. Gärtner (2003): Nachwachsende Rohstoffe in Baden-Württemberg: Identifizierung vorteilhafter Produktlinien zur stofflichen Nutzung unter besonderer Berücksichtigung umweltgerechter Anbauverfahren. <http://fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/40139/BWA20002SBer.pdf?command=downloadContent&filename=BWA20002SBer.pdf&FIS=199>.
- Nemecek, Thomas (2012): Ecoinvent V3: New and updated agricultural data. 48th LCA Discussion Forum, June 13th, 2012.
- Nemecek, Thomas und Julian Schnetzer (2012): Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station (ART).
- Neumann, Hinrich (2005): Wie aus Biogasgülle Wasser und Nährstoffe werden. top agrar 11/2005.
- Neumann, Hinrich (2011): Geflügelmist: Viel Gas, viele Risiken, Nr. Energiemagazin-Ausgabe 11/2011.
- nova-Institut (2015): Stoffliche Nutzung lignocellulosehaltiger Gärprodukte für Holzwerkstoffe aus Biogasanlagen. Projektbericht. Hürth.
- O A [Schweizer Bundesamt für Umwelt] (2018): Non-road-Datenbank. Website: <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/luft/zustand/non-road-datenbank.html>.
- Reick, M. und S. Palecki (o.J.): Auszug aus den Tabellen und Formeln der DIN EN ISO 6946. https://www.uni-due.de/ibpm/Aufgabensammlung/NeuNorm_A4.pdf.
- Reinhold, G. (2011): Restgaspotenzial in Biogasanlagen – Bedeutung verfahrenstechnischer Parameter, Präsentation der Biogas. Fachtagung Thüringen 1/ 2011 am 17. März 2011 in Böslleben, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft. Jena. <http://www.tll.de/ainfo/bbio0206/pdf/tbi20311.pdf>.
- Reinhold, G. und W. Zorn (2015): Wirtschaftsdünger und Gärprodukte - Eigenschaften im Kontext der Biogaserzeugung und Düngung. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft. <http://www.tll.de>.
- Ridoutt, B.G. und S. Pfister (2013): A new water footprint calculation method integrating consumptive and degradative water use into a single stand-alone weighted indicator. The International Journal of Life Cycle Assessment 18, Nr. 1: 204–207.
- Roth, Ursula und Sebastian Wulf (2017): GÄRWERT- GÄRprodukte ökologisch optimiert und WERTorientiert aufbereiten und vermarkten; Teilvorhaben 4: Energie- und Treibhausgasbilanzen. Darmstadt: KTBL.
- SaintGobain ISOVER G+H AG (2016): Umweltproduktdeklaration nach ISO 14025 und EN 15804 – Mineralische Dämmstoffe aus Glaswolle. http://www.bau-epd.at/wp-content/uploads/2014/10/EPD-AT_ISOVER_Ecoinvent_20140508-Deutsch.pdf.

- Scheffelowitz, Mattes, Nadja Rensberg, Velina Denysenko, Jaqueline Daniel-Gromke, Walter Stinner, Konrad Hillebrand, Karin Naumann, David Peetz, Christiane Hennig, Daniela Thrän, et al. (2015): Stromerzeugung aus Biomasse (Vorhaben Ila Biomasse) - Zwischenbericht Mai 2015. Leipzig und Kassel. https://www.dbfz.de/fileadmin/eeg_monitoring/berichte/01_Monitoring_ZB_Mai_2015.pdf.
- Searchinger, R., R. Heimlich, R. Houghton, F. Dong, A. Elobeid, J. Fabiosa, S. Tokgoz, D. Hayes und T. Yu (2008): Use of U.S. Croplands for biofuels increased greenhouse gases through land-use change. *Science* 319, Nr. 5867: 1238–1240.
- Seidemann, Constanze und Wolfram Dietz (2014): PTS-Bericht Nr. AB020202 – Auswirkungen von Graspappe auf das Papierrecycling. http://www.graspapier.de/files/uploads/2015/09/Zertifikat_Recycling_Graspappe_Bericht_PTS_2014.pdf.
- Small, E., T. Pockock und P. B. Cavers (2003): The biology of Canadian weeds. 119. *Cannabis sativa* L. *Canadian Journal of Plant Science* 83, Nr. 1: 217–237.
- STEICO SE (2016): Umwelt-Produktdeklaration nach ISO 14025 und EN 15804. https://www.steico.com/fileadmin/steico/content/pdf/Certificates_-_Documents/German/EPD_IBU/STEICO_EPD_STE_IBD1_DE.pdf.
- Svoboda, N., B. Wienforth, H. Mehrtens, H. Kage, F. Taube und A. Herrmann (2009): Grundwasserbelastung durch Biogas? *Mitt. AG Grünland Futterbau* 10: 113–116.
- Terlau, Wiltrud, Nicolas Fuchshofen und Johannes Klement (2017): Ökologischer Vergleich des Einsatzes von Sulfat-Zellstoff Altpapierstoff grasbasiertem Zellstoff in der deutschen Papierproduktion. http://graspapier.de/files/uploads/2018/09/%C3%96kobilanz_Creapaper-vers.-12.12.2017.pdf.
- THERMO NATUR GmbH (2017): Technisches Datenblatt THERMO HANF PREMIUM – Die Dämmmatte aus Hanffasern. Mai. http://www.thermo-natur.de/wp-content/uploads/170511_TDB_THERMO_HANF_PREMIUM.pdf.
- Thrän, Daniela und Diana Pfeiffer (2013): Methodenhandbuch Stoffstromorientierte Bilanzierung der Klimagaseffekte Methoden zur Bestimmung von Technologiekenwerten, Gestehungskosten und Klimagaseffekten von Vorhaben im Rahmen des BMU-Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“. Schriftenreihe des BMU-Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“. Version 4. Leipzig.
- UBA [Umweltbundesamt] (1999a): Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043.
- UBA [Umweltbundesamt] (1999b): Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3619.pdf>.
- UBA [Umweltbundesamt] (2002): BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/2071.pdf>.
- UBA [Umweltbundesamt] (2017): Wasserressourcen und ihre Nutzung. <https://www.umweltbundesamt.de>.
- UBA [Umweltbundesamt] (2018): Emissionen aus der Landwirtschaft im Jahr 2016. <https://www.umweltbundesamt.de>.
- UNECE [United Nations Economic Commission for Europe] (2014): Leitfaden zur Vermeidung und Verringerung von Ammoniakemissionen aus landwirtschaftlichen Quellen.
- u-wert.net UG (2018): U-Wert-Rechner | ubakus.de. (Zugriff: 28. Mai 2018).
- VDP [Verband Deutscher Papierfabriken] (2018): Papier 2018 Ein Leistungsbericht. <https://www.vdp-online.de>.
- VDW [Verband der Wellpappen-Industrie e.V.] (2018): Holzfaserverprodukt Zellstoff (Zellulose). Holzfaserverprodukt Zellstoff (Zellulose). Website: <https://www.wellpappe-wissen.de/wissen/papier/papierherstellung/holzfaserverprodukt-zellstoff-zellulose.html> (Zugriff: 6. November 2018).
- Voigtländer, Gerhard (1978): Nährstoffauswaschung aus dem Grünland und Gewässerbelastung. *Zeitschrift für Wasser und Abwasser-Forschung* 11, Nr. 1/78: 28–31.
- Wellenreuther, Frank (2013): Vergleichende „Screening-Ökobilanz“ Primärzellstoff, Recyclingfasern und Graspellets zur Papierherstellung - Endbericht. http://www.graspapier.de/files/uploads/2015/09/Zertifikat-Oekobilanz_Rohstoffe_IFEU_2013.pdf.
- Wüstholtz, Richard, Sebastian Auburger und Enno Bahrs (2014): . Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft 92, Nr. 3. *Agrarwissenschaft, Forschung, Praxis*.
- Zampori, Luca, Giovanni Dotelli und Valeria Vernelli (2013): Life cycle assessment of hemp cultivation and use of hemp-based thermal insulator materials in buildings. *Environmental Science & Technology* 47, Nr. 13 (2. Juli): 7413–7420.

8 Anhang A: Methode zur Bestimmung der Feldemissionen

Die folgenden Ausführungen konzentrieren sich auf die Modellierung der relevanten Umweltwirkungen während des Anbaus der Biomassen, die sich aus den diffusen Feldemissionen durch die organische und synthetische Düngung der Anbauflächen ergeben

Der Abbau organischer Substanz ist mit der Mineralisierung von Nährstoffen verbunden. Die entstehenden Produkte können gasförmig in die Luft entweichen, aus dem Boden ausgewaschen oder von seiner Oberfläche in Gewässer eingetragen werden. Dasselbe gilt für die ersatzweise Ausbringung von mineralischen oder organischen Düngern und den daraus entstehenden Feldemissionen aus dem landwirtschaftlichen Anbau. Die relevanten Emissionen können mit verschiedenen Modellrechnungen ermittelt werden, deren wichtigste Variable die elementaren Düngermengen sind (vgl. IPCC 2014; sowie Nemecek und Schnetzer 2012).

Ammoniakemissionen in die Luft

Die Berechnung der Ammoniak Emissionen in die Luft fußt auf dem von Nemecek und Schnetzer (2012) dokumentierten AGRAMMON Modell, das speziell zur Bestimmung von Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft entwickelt wurde (Nemecek und Schnetzer 2012, 5). Grundsätzlich unterscheidet die Berechnungsmethode zwischen organisch oder mineralisch ausgebrachtem Dünger. Die Entstehung von flüchtigem $\text{NH}_3\text{-N}$ aus organischer Düngung kann durch Gleichung (2) in Abhängigkeit von der ausgebrachten Stickstoffmenge berechnet werden:

$$(2) \quad \text{NH}_3\text{-N} = \text{TAN} * (\text{er} + \text{c_app}) * \text{c_tech} * \text{c_soft} * \text{c_season}$$

mit

$\text{NH}_3\text{-N}$ = Stickstoffemissionen in Form von NH_3 (in $\text{kg NH}_3\text{-N/ha}$)

TAN = Gesamtmenge an Ammoniumstickstoff; es wird angenommen, dass TAN der Menge an gelöstem Stickstoff in der ausgebrachten Gülle entspricht (in kg N/ha)

er = Emissionsrate in Abhängigkeit des Gülletyps (dimensionslos)

c_app = Korrekturfaktor; bezieht sich auf die Güllemenge pro Anwendung und den Grad der Verdünnung (dimensionslos)

c_tech = Korrekturfaktor; stellt die technische Ausstattung zur Gülleausbringung dar (dimensionslos)

c_soft = Korrekturfaktor; stellt das Verhältnis der Gülleausbringung an heißen Tagen und in den Abendstunden dar (dimensionslos)

c_season = Korrekturfaktor; stellt das Verhältnis von Gülleausbringung in den Sommermonaten von Juni bis August und dem Rest des Jahres dar (dimensionslos)

Für alle Parameter stellen Nemecek und Schnetzer (2012) Standardwerte bereit. Die Bestimmung spezifischer Parameter ist in Agrammon Group (2009) beschrieben.

Die NH₃-N-Emissionen durch synthetische Düngung werden über Emissionsfaktoren für unterschiedliche Düngertypen und in Abhängigkeit der eingesetzten Mengen in Nemecek und Schnetzer (2012) bestimmt.

Nitratauswaschungen ins Grundwasser

Nitratauswaschungen lassen sich als NO₃-N nach dem SQCB-NO₃-Modell nach Faist Emmenegger et al. (2009) wie folgt kalkulieren¹³:

$$(3) \quad \text{NO}_3\text{-N} = 21,37 + \text{NS}/(\text{c} * \text{L}) * (0,0037 * \text{S} - 0,0000601 * \text{N}_{\text{org}} - 0,00362 * \text{U})$$

mit

NS = Niederschlag + Bewässerung (in mm/Jahr)

c = Tongehalt des Bodens (in %)

L = Wurzeltiefe (in m)

S = Stickstoffmenge durch Düngung (in kg N/ha)

N_{org} = Stickstoff in organischer Substanz (in kg N/ha)

U = Stickstoffaufnahme der Feldfrucht (in kg N/ha)

Für die Berechnung des Parameters N_{org} sind zwei weitere Berechnungen notwendig. Zunächst ist der relative Kohlenstoffgehalt des Bodens über die folgende Formel zu bestimmen:

$$(4) \quad \text{C}_{\text{org}} [\%] = \text{C}_{\text{org}} [\text{t}/3000 \text{ m}^3] * (1 / 1,3 \text{ t m}^{-3})$$

mit

C_{org} = Kohlenstoffgehalt des Bodens (in % bzw. in t/3000 m³)

Für den absoluten Kohlenstoffgehalt des Bodens wird in allen drei Ökobilanzierungen ein Wert von 81 t/3000 m³ angenommen.¹⁴ Der resultierende relative Kohlenstoffgehalt beträgt 2,08 %. Der Wert wird in der folgenden Formel benötigt, um N_{org} zu bestimmen:

$$(5) \quad \text{N}_{\text{org}} = (\text{C}_{\text{org}}/100 * \text{V} * \text{D}_b) / \text{r}_{\text{C/N}} * \text{rN}_{\text{org}}$$

¹³ Die hier angegebene Formel zur Bestimmung der NO₃-N-Emissionen entspricht der korrigierten Formel nach Nemecek und Schnetzer (2012).

¹⁴ Der angegebene Wert für den Bodenkohlenstoffgehalt C_{org} entspricht dem eines kühlgemäßigten Feuchtklimas gemäß FAO (siehe Nemecek und Schnetzer (2012)).

mit

C_{org} = relativer Kohlenstoffgehalt des Bodens (in %)

V = Bodenvolumen (in m^3/ha)

D_b = Rohdichte des Bodens (in kg/m^3)

$r_{\text{C/N}}$ = Massenverhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff im Boden (dimensionslos)

r_{Norg} = Verhältnis von N_{org} zum Gesamtstickstoffgehalt im Boden (dimensionslos)

Für die aufgeführten Parameter werden die angegebenen Standardwerte nach Nemecek und Schnetzer (2012, 15) verwendet: $V = 5000 \text{ m}^3$, $D_b = 1300 \text{ kg}/\text{m}^3$, $r_{\text{C/N}} = 11$ und $r_{\text{Norg}} = 0,85$.

Lachgasemissionen in die Luft

Die wichtigste rechnerische Komponente zur Bestimmung der Lachgasemissionen (N_2O) ist der Stickstoffgehalt im Dünger (N_{tot}). Etwa 1 % des Stickstoffs aus mineralischen Düngern und aus Pflanzenresten wird als N_2O -N direkt emittiert. Indirekte Emissionen entstehen aus der sekundären Umsetzung von NH_3 und NO_3 zu N_2O . 1 % des NH_3 -N und 0,75 % des NO_3 -N werden umgewandelt. Die gesamten N_2O -Emissionen werden über die folgende Formel bestimmt (Nemecek und Schnetzer 2012):

$$(6) \quad \text{N}_2\text{O} = 44/28 * (0,01 * (N_{\text{tot}} - N_{\text{cr}}) + 0,01 * 14/17 * \text{NH}_3\text{-N} + 0,0075 * 14/62 * \text{NO}_3\text{-N})$$

mit

N_2O = N_2O -Emissionen (in $\text{kg N}_2\text{O}/\text{ha}$)

N_{tot} = Gesamtmenge an Stickstoff im Dünger (in $\text{kg N}/\text{ha}$)

N_{cr} = im Ernterückstand enthaltener Stickstoff (in $\text{kg N}/\text{ha}$)

NO_x -Emissionen in die Luft

Während der Denitrifikationsprozesse in den Böden können auch Stickoxide (NO_x) entstehen. Ihre Höhe kann durch Formel (7) abgeschätzt werden (Nemecek und Schnetzer 2012):

$$(7) \quad \text{NO}_x = 0,21 * \text{N}_2\text{O}$$

Phosphatabwaschung ins Grundwasser

Der Phosphatabtrag in Grundwasser wird in Nemecek und Schnetzer (2012) mittels der folgenden Formel bestimmt:

$$(8) \quad P_{\text{gw}} = P_{\text{gwI}} * F_{\text{gw}}$$

mit

P_{gw} = abgetragenes Phosphor ins Grundwasser (in kg P/(ha*a))

P_{gwl} = durchschnittliche Menge an abgetragenen Phosphor ins Grundwasser (in kg/(ha*a))

F_{gw} = Korrekturfaktor für Güllendüngung (dimensionslos)

$$F_{gw} = 1 + 0,2/80 * P_{2O_{5sl}}$$

$P_{2O_{5sl}}$ = in der Gülle enthaltene Menge an P_2O_5 (in kg/ha)

Nach Nemecek und Schnetzer (2012) ist $P_{gwl} = 0,07$ kg P/(ha*a) für Ackerland und $P = 0,06$ kg P/(ha*a) für Dauergrünlandfläche und Weiden.

Phosphatabtrag in Oberflächenwasser

Der Phosphatabtrag in Oberflächenwasser wird in Nemecek und Schnetzer (2012) mittels der folgenden Formel bestimmt:

$$(9) \quad P_{ro} = P_{rol} * F_{ro}$$

mit

P_{ro} = abgetragenes Phosphor ins Oberflächenwasser (in kg P/(ha*a))

P_{rol} = durchschnittliche Menge an Phosphatverlusten durch Abfluss (in kg P/(ha*a))

F_{ro} = Korrekturfaktor für Phosphatdüngung; wird wie folgt bestimmt:

$$F_{ro} = 1 + 0,2 / 80 * P_{2O_{5min}} + 0,7 / 80 * P_{2O_{5sl}} + 0,4 / 80 * P_{2O_{5man}}$$

$P_{2O_{5min}} / sl / man$ = P_2O_5 Mengen enthalten in Mineraldünger (min), flüssiger Gülle (sl) oder Festmist (man) (in kg P_2O_5 /(ha*a))

Nach Nemecek und Schnetzer (2012) ist P_{rol} für Ackerland 0,175 kg P/(ha*a), für intensive, permanente Grünland- und Weideflächen 0,25 kg P/(ha*a) und für extensive, permanente Grünland- und Weideflächen 0,15 kg P/(ha*a).

Phosphatmissionen durch Wassererosion ins Oberflächenwasser

Phosphatmissionen durch Erosion von partikulärem Phosphat ins Oberflächenwasser wird in Nemecek und Schnetzer (2012) nach Gleichung (10) berechnet:

$$(10) \quad P_{er} = S_{er} * P_{cs} * F_r * F_{erw}$$

mit

P_{er} = Phosphatmissionen durch Erosion in Flüsse (in kg P/(ha*a))

S_{er} = Menge an erodiertem Boden (in kg/ha*a)

P_{cs} = Phosphatgehalt in der oberen Bodenschicht (in kg P/kg Boden)

F_r = Anreicherungsfaktor für Phosphat (-)

F_{erw} = Anteil von erodiertem Boden, welcher an Flüsse reicht (-)

CO₂-Emissionen

Die Bindung von atmosphärischem Kohlenstoffdioxid (CO₂) wird über den Kohlenstoffgehalt in der Trockenmasse des Hauptproduktes (RP) und der Nebenprodukte (BP) bestimmt. Zur Vermeidung von Doppelzählungen wird der gebundene Kohlenstoff im Saatgut (SD) abgezogen.¹⁵ Somit bestimmt sich die Menge von gebundenem CO₂ wie folgt (Nemecek und Schnetzer 2012):

$$(11) \quad CO_2 = 44/12 * (RP.C_content * RP.DM + BP.C_content * BP.DM) - (SD.C_content * SD.DM)$$

mit

CO₂ = gebundener Kohlenstoffdioxid (in kg CO₂/ha)

C_content = Kohlenstoffgehalt der Trockenmasse (in kg C/kg DM bzw. %)

DM = Trockenmasse (in kg DM/ha)

Im Folgenden sind die Parameter zur Bestimmung der Feldemissionen für den Hanf- und den Grassanbau aufgeführt.

¹⁵ Der Parameter wird in der Berechnung auf 0 kg C/ha festgelegt. Es wird angenommen, dass es sich beim Hanfanbau um einen selbsterhaltenden Prozess handelt. Dafür ist in der weiteren Modellierung der Samenertrag um die erforderliche Menge an Saatgut für den Anbau (40 kg/ha) entsprechend vermindert (siehe Kapitel 4.2.6).

Tab. 8.1: Parameter zur Bestimmung der Emissionen aus dem HanfanbauQuelle: Eigene Berechnung und Darstellung, bezogen auf t FM¹⁶

Parameter	Einheit	Base Case / min / max	Ökol. Anbau	Erläuterung	Quelle
<i>Ammoniakemissionen in die Luft</i>					
TAN	kg N/ha	-	85,2	Erhobene, lösliche Stickstoffmenge in Gärgülle (2,84 kg/m ³) multipliziert mit ausgebrachter Güllemenge	Engeli et al. (2013, 32), Befragung Landwirte
er	-	-	0,53	Standardwert für Rindergülle	Kupper und Menzi (2013)
c_app	-	-	0,0333	TAN_content: 1,42 (0,5 * TAN) appl_rate: 30 m ³ /ha norm_er: 0,5	AGRAMMON Group (2009), Befragung Landwirte
c_tech	-	-	0,70	share_trailing_hose: 100 %, Einbringung der Gärgülle ausschließlich über Schleppschlauch	Befragung Landwirte
c_soft	-	-	1,00	Appl_evening: 0 (nicht nach 18 Uhr) c_hotdays: 0,0 (gelegentlich an Tagen mit über 17 °C)	Befragung Landwirte
c_season	-	-	1,15	Appl_summer: 1 (Ausbringung zu 100 % von Juni bis August)	Befragung Landwirte
-	kg N/ha	120	-	N-Menge aus mineralischen Düngern	Befragung Landwirte
Emission factor for mineral fertilisers	%	2	-	Emissionsfaktor auf Basis der N-Menge, die im mineralischen Dünger enthalten ist	Nemecek und Schnetzer (2012)
<i>Nitratauswaschungen ins Grundwasser</i>					
P	mm/a	817,4	817,4	Durchschnittliche Niederschlagsmenge Deutschland von 1981–2010	DWD (2018)

¹⁶ Die t FM bezieht sich auf einen Wassergehalt von 14 % im Fall des Base Cases (konventioneller Anbau) und 13 % im Fall des ökologischen Anbaus.

Parameter	Einheit	Base Case / min / max	Ökol. Anbau	Erläuterung	Quelle
c	%	15,0	15,0	Annahme basierend auf Karte zum Tongehalt der Böden nach JRC	ESDAC (2015), eigene Annahme
L	m	1,0	1,0	Wurzeltiefe bei Dauergrünland	Small et al. (2003)
S	kg N/ha	120,0	137,4	Gesamte Stickstoffmenge aus organischem und synthetischem Dünger	Nemecek und Schnetzer (2012), Befragung Landwirte
Norg	kg N/ha	10431,8	10431,8	Basierend auf Standardfaktoren	Nemecek und Schnetzer (2012)
U	kg N/ha	35,6 / 42,7 / 28,5	31,1	Stickstoffgehalt Pflanze: 1,14 % TM	FNR (2014, 45)
<i>Lachgasemissionen in die Luft</i>					
Ntot	kg N/ha	120,0	137,4	Gesamte Stickstoffmenge aus organischem und synthetischem Dünger	KTBL (2018)
Ncr	kg N/ha	6,1 / 7,3 / 4,9	5,5	Stickstoffmenge bei Feldverlusten in Höhe von 0,2 t FM	FNR (2014, 45), KTBL (2018)
<i>Kohlenstoffdioxidemissionen in die Luft (CO₂-Aufnahme der Pflanze)</i>					
RP.C_content	% TM	46,1	46,1	C-Gehalt des Pflanzenanteils, der als Faser verwendet wird und einer mehrjährigen Nutzungsdauer unterliegt	FNR (2014, 45)
RP.DM	kg TM/ha	1249,8 / 1499,7 / 999,8	1092,0	Trockenmasse des Pflanzenteils der als Faser verwendet wird und einer mehrjährigen Nutzungsdauer unterliegt	Befragung Anlagenbetreiber (Aufschluss)
<i>Phosphatauswaschung ins Grundwasser</i>					
P _{gw}	kg P/ha	0,07	0,07	Standardwert für Ackerflächen	Nemecek und Schnetzer (2012)
P _{2O5sl}	kg P _{2O5} /ha	-	45,0	P _{2O5} -Menge für Rindergülle bei 30 m ³ /ha	Engeli et al. (2013, 32), Befragung Landwirte
<i>Phosphatabtrag in Oberflächenwasser</i>					
P _{2O5min}	kg P _{2O5} /ha	25,0	-	P _{2O5} -Menge aus mineralischer Düngung	Befragung Landwirte
P _{2O5sl}	kg P _{2O5} /ha	-	45,0	P _{2O5} -Menge für Rindergülle bei 30 m ³ /ha	Engeli et al. (2013, 32), Befragung Landwirte

Tab. 8.2: Parameter zur Bestimmung der Emissionen aus dem Grasanbau

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, die Unterscheidung in mid, min, max bezieht sich auf die spezifischen Umweltwirkungen pro t FM

Parameter	Einheit	Base case, kba gedüngt	konventionell	kbA ungedüngt	Erläuterung	Quelle
<i>Ammoniakemissionen in die Luft</i>						
TAN	kg N/ha	69,0	46,0	-	Standardwert für lösliche Stickstoffmenge in Rindergülle (2,3 kg/m ³) multipliziert mit ausgebrachter Güllemenge	KTBL (2018), Nemecek und Schnetzer (2012)
er	-	0,5	0,5	-	Standardwert für Rindergülle	Nemecek und Schnetzer (2012)
c_app	-	0,0064	0,0973	-	TAN_content: 1,15 - appl_rate: 30 m ³ /ha; 20 m ³ /ha norm_er: 0,5	AGRAMMON Group (2009), KTBL (2018)
c_tech	-	0,70	0,70	-	share_trailing_hose: 100 % - Annahme: Einbringung der Gülle ausschließlich über Schleppschlauch	Eigene Annahme
c_soft	-	0,90	0,90	-	Appl_evening: 0 - c_hotdays: -0,1 (rarely; gem. KTBL)	KTBL (2018)
c_season	-	0,95	0,95	-	Appl_autumn_winter_spring: 1 (gem. KTBL)	KTBL (2018)
-	kg N/ha	-	113,4	-	- N-Menge aus mineralischem Dünger	KTBL (2018)
Emission factor for mineral fertilisers	%	-	2	-	Emissionsfaktor auf Basis der N-Menge, die im mineralischen Dünger enthalten ist	Nemecek und Schnetzer (2012)
<i>Lachgasemissionen in die Luft</i>						
Ntot	kg N/ha	105,0	183,4	0,0	Gesamte Stickstoffmenge aus organischem und synthetischem Dünger	KTBL (2018)
Ncr	kg N/ha	1,4	2,0	0,6	Stickstoffmenge bei Feldverlusten in Höhe von 0,2 t FM	FNR (2014, 45), KTBL (2018)
<i>Phosphatauswaschung ins Grundwasser</i>						

Parameter	Einheit	Base case, kba gedüngt	konventionell	kbA ungedüngt	Erläuterung	Quelle
P _{gw}	kg P/ha	0,067	0,065	0,060	Standardwert für Ackerflächen	Nemecek und Schnetzer (2012)
P _{2O5sl}	kg P _{2O5} /ha	45,0	30,0	-	P _{2O5} -Menge für Rindergülle bei 30 bzw. 20 m ³ /ha	Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (o.J.), KTBL (2018)
<i>Phosphatabtrag in Oberflächenwasser</i>						
P _{2O5min}	kg P _{2O5} /ha	0,0	24,0	-	P _{2O5} -Menge aus mineralischer Düngung	KTBL (2018)
P _{2O5sl}	kg P _{2O5} /ha	45,0	30,0	-	P _{2O5} -Menge für Rindergülle bei 20 m ³ /ha	KTBL (2018)

9 Anhang B: Bewertung der Datenqualität

9.1 Gärrestverwertung zur Gewinnung von Düngemitteln und Fasern

Tab. 9.1: Data Quality Assessment zur Wertschöpfungskette „Gärrestverwertung zur Gewinnung von Düngemitteln und Fasern“

Quelle: Eigene Darstellung

Datenbeschreibung	Datenquelle	Erhebung / Berechnung	Zeitliche Abdeckung	Geografische Abdeckung	Technologische Abdeckung	Genauigkeit / Repräsentativität	Vollständigkeit	Verwendete Hintergrunddatensätze
Biomasse-Bereitstellung								
Düngemengen, Erträge, Wasserbedarf, Dieserverbrauch und Einsatz von Traktoren für Biomasse-Anbau	KTBL Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau zu Inpus	Erhobene und aufbereitete Daten von Praxisakteuren, Forschungs- und Versuchseinrichtungen, Experten und Herstellern	Aktualisierung alle zwei Jahre	Deutschland (Hintergrunddatensätze beziehen sich auf europäische Märkte)	Wirtschaftsart: konventionell; Anbausystem: Ballen; Schlaggröße 20 ha; Ertragsniveau: niedrig, mittel, hoch bei mittlerem Boden; Mechanisierung: 67 kW; Entfernung Hof-Feld: 2 km	Durchschnittswerte für unterschiedliche Ertragsniveaus und Wirtschaftsarten Große Repräsentativität durch Berücksichtigung einer Vielzahl von Datenquellen (siehe Erhebung /Berechnung)	Hohe Vollständigkeit, was Arbeitsschritte und Düngemittelinputs anbelangt, aber keine Spezifizierung von Pestiziden (ausschließlich Angabe in Kosten)	Düngemittel, Pestizide, Diesel und Traktoren aus Ecoinvent
Feldemissionen aus dem Biomasse-Anbau	Nemecek und Schnetzer 2012	Berechnung anhand von Modellsätzen für die verschiedenen Emissionen	2011	Deutschland (Inputdaten für das Modell entsprechend den dt. Bedingungen)	konventionelles Anbausystem	Verwendung von Standardemissionsfaktoren und Durchschnittswerten, real sind große Abweichungen möglich	Schwermetallemissionen sind nicht berücksichtigt	
Silierung	Gömer und Hübner 2002	Schätzwert	2002	Deutschland	Gärfutterbereitstellung durch Silierung	Schätzwert, geringe Genauigkeit, geringe Repräsentativität für Biogassubstrate	NOx, weitere Emissionen nicht berücksichtigt	
Transport	Befragung der Betreiber der Pilotanlage zu Distanzen		2017	Deutschland	Lastkraftwagen EURO4	Durchschnittswerte, hohe Repräsentativität	Hohe Vollständigkeit	Lastkraftwagen EURO4 aus Ecoinvent
Energie- und Materialinputs und -outputs der BGA und des BHKW								
Input: Anbaubiomasse und Hühnertrockenkot als Substrat, Fermenter, Gärrest Output: Biogas, Strom, Wärme, diffuse Methanverluste, Emissionen des BHKW	Befragung der Betreiber der Pilotanlage zu Substrateinsatz; Eigene Annahme zu Substrateinsatz bei Referenzanlage; Biogaserzeugung, Strom- und Wärmebereitstellung über substratspezifische Methanerträge aus der Literatur (Abgleich mit realen Methanerträgen der Pilotanlage), diffuse Methanverluste aus Literatur	Über Befragung des Betreibers der Pilotanlage erhoben, teils berechnet auf Basis von Literaturwerten (Methanerträge aus KTBL)	2016	Deutschland	Pilotanlage	Geringe Repräsentativität, da nur eine Pilotanlage, allerdings bestehen Informationen aus mehreren Forschungsprojekten zu dem Anlagenpark	Andere Emissionen als Methan sind nicht berücksichtigt	Fermenter, BHKW aus Ecoinvent
Energie- und Materialinputs und -outputs der Gärrestverwertung								
Input: Strom, Wärme, Gips, Wasser Output: Kalk, ASL, Gärrestfasern	Befragung der Betreiber der Pilotanlage	Erhebung	2016	Standort der Pilotanlage in Deutschland	Pilotanlage	Geringe Repräsentativität, da nur eine Pilotanlage, allerdings bestehen Informationen aus mehreren Forschungsprojekten zu dem Anlagenpark		Gips aus Ecoinvent (Bezug auf globale Märkte)
Gärrestlagerung und -ausbringung								
Emissionen aus der Lagerung von Gärresten und Feldemissionen bei der Ausbringung von Gärresten (Methan, Ammoniak und Stickoxide)	Literaturangaben zu Emissionsfaktoren; Gärrestmengen und Nährstoffgehalten aus RAL-Prüfzeugnis von Pilotanlage	Berechnete Werte basierend auf Standardemissions-faktoren, teilweise bezogen auf über Befragung erhobene Daten	2016	Deutschland	Gasdichte Lagerung, direkte Einarbeitung nach Ausbringung	Standemissionsfaktoren mit geringer Genauigkeit, Geringe Repräsentativität bzgl. der Stickstoffgehalte im Gärrest, da nur eine Pilotanlage	Methanemissionen bei Ausbringung nicht berücksichtigt	
Hühnertrockenkotlagerung und -ausbringung								
Emissionen aus der Lagerung von Hühnertrockenkot und Feldemissionen bei der Ausbringung von Hühnertrockenkot (Methan, Ammoniak und Stickoxide)	Literaturangaben zu Emissionsfaktoren und Nährstoffgehalten	Berechnung mittels Emissionsfaktoren	2016	Deutschland	Offene Lagerung auf wasserundurchlässiger befestigter Anlage	Standemissionsfaktoren mit geringer Genauigkeit, ebenfalls geringe Genauigkeit und Repräsentativität bzgl. der Nährstoffgehalte, da Literaturwerte verwendet	Methanemissionen bei Ausbringung nicht berücksichtigt	
Nährstoffbilanz zwischen Produktsystem mit Gärrestverwertung und Referenzsystem								
N, P- und K-Bilanz basierend auf den Nährstoffmengen, die auf die Felder rückgeführt werden	Berechnete Werte anhand von Angaben aus der Literatur und das Pilotanlagenbetreibers	Berechnung	2011-2017	Europa	verschiedenste Herstellungspfade mineralischer Düngemittel	Gemessene Nährstoffgehalte (Gärreste), teils Werte aus Fachliteratur, eher geringe Repräsentativität	Nicht alle Pflanzennährstoffe konnten berücksichtigt werden	N, P, K-Dünger aus Ecoinvent mit Bezug auf globale Märkte
Strom- und Wärmebilanz zwischen Produktsystem mit Gärrestverwertung und Referenzsystem								
Strom und Wärme zur Herstellung der Nutzenäquivalenz	Ecoinvent, unter Berücksichtigung von Thrän et al. (2013)		2016	Deutschland	Strom aus Gas- und Steinkohlekraftwerk, Wärme aus Gasniedertemperaturkessel	Durchschnittswerte	Hohe Vollständigkeit	Deutscher Strommix 2016: überarbeiteter Datensatz aus Ecoinvent, Gasniedertemperaturkessel aus Ecoinvent
Bereitstellung der Frischholzfäsern im Referenzsystem								
Bereitstellung von Holzfasern aus Industrieholz	Ecoinvent		2003	Deutschland	Waldrestholz, luftgetrocknet	Durchschnittswerte		Datensatz aus Ecoinvent

9.2 Hanffaserdämmvlies

Tab. 9.2: Data Quality Assessment zum Hanffaserdämmvlies

Quelle: Eigene Darstellung

Datenbeschreibung	Datenquelle	Erhebung / Berechnung	Zeitliche Abdeckung	Geografische Abdeckung	Technologische Abdeckung	Genauigkeit / Repräsentativität	Vollständigkeit	Verwendete Hintergrunddatensätze
Biomasse-Bereitstellung								
Düngermengen, Erträge, Wasserbedarf, Dieselverbrauch und Einsatz von Traktoren für Biomasse-Anbau	Befragung von zwei Hanfanbauern	Direkte Befragung	i.W. 2016	Mitteldeutschland	konventionelles Anbausystem mit mineralischem Dünger und 10 ha Schlaggröße, mittlere Bodenqualität; kontrolliert biologischer Anbau mit Gärgülle und 5 ha Schlaggröße, mittlere Bodenqualität	Werte für unterschiedliche Ertragsniveaus und Wirtschaftsarten Geringe Repräsentativität durch kleine Anzahl von Rückmeldungen auf Befragung und eingeschränkte Repräsentativität durch Berücksichtigung von nur einer Verwertungsmöglichkeit des Nebenproduktes	Hohe Vollständigkeit, was Düngemittelinputs anbelangt sowie Berücksichtigung von Nebenprodukten	Düngemittel, Diesel, Traktoren und Substitute für Nebenprodukt Samen (Rapsöl, Sojamehl) aus Ecoinvent
Feldemissionen aus dem Biomasse-Anbau	Nemecek und Schnetzer 2012	Berechnung anhand von Modellansätzen für die verschiedenen Emissionen	2011	Deutschland (Inputdaten für das Modell entsprechend den dt. Bedingungen)	Parametrisierung gemäß den Düngemittelinputs, Pflanzentyp und regionalen Bedingungen (Niederschlag, Bodentyp)	Durchschnittswerte für Deutschland für regionale Typisierung (Niederschlag, Bodentyp und Düngemittelinputs gemäß Befragung der Landwirte)	Schwermetallemissionen sind nicht berücksichtigt	Düngemittelinputs, Niederschlagsmenge, Bodentyp aus Befragung und Abschätzung
Pressung								
Input: Samen, Strom Output: Öl, Presskuchen	Ecoinvent	Literaturdaten	1998–2006	Schweiz	Ölmühle zur kalten Extraktion von Öl aus Rapssaat	Mittlere stoffliche Repräsentativität da Datensatz spezifisch für ähnliches Produkt (Raps), aber Anpassung auf Ertrag von Hanföl und -presskuchen gemäß Carus et al. (2007)	Flächennutzung der Anlage und Verpackungsmaterialien unberücksichtigt	Strom gemäß dt. Strommix 2016
Faseraufschluss								
Input: Hanfstroh, Strom Output: Fasern, Schäben, Reststoffe zur Ausbringung und Beseitigung	Befragung eines Anlagenbetreibers	Direkte Befragung	2016	Deutschland	Pilotanlage	Geringe Repräsentativität, da nur eine Anlage und eingeschränkte Repräsentativität durch Berücksichtigung von nur einer Verwertungsmöglichkeit des Nebenproduktes	Flächennutzung der Anlage und Verpackungsmaterialien unberücksichtigt	Strom gemäß dt. Strommix 2016
Vlieslegung								
Input: Strom, Erdgas, Wasser, Polyester, Soda Output: Hanfserbies, Abwasser	Zampori et al. 2013, Ökobaudat	Direkte Erhebung von Anlagenbetreiber	o.J.	Italien	Kenaf-Vlies-Produktion	Geringe Repräsentativität, da nur eine Anlage und ähnliches Produkt	Vermutlich hohe Vollständigkeit auf Grund eines Peer-Review-Prozesses und keine Hinweise auf Lücken gegeben sind Verpackungsmaterialien für diese Ökobilanz unberücksichtigt	Strom gemäß dt. Strommix 2016, Wasser, Erdgas, Polyester, Soda und Abwasser aus Ecoinvent
Abfallbehandlung								
Verbrennungsprozess PET	Ecoinvent	Literaturdaten	2017 (extrapolation von 2000)	Schweiz	Verbrennung von Polyethylenerephthalat in städtischer MVA vermutlich ohne Bereitstellung von Wärme und Strom	Hohe stoffliche Repräsentativität da spezifisch für PET, aber technologisch geringe Repräsentativität vermutlich ohne Bereitstellung von Wärme und Strom	Hohe Vollständigkeit der Emissionen	
Verbrennungsprozess Holz	Ecoinvent	Literaturdaten	2017 (extrapolation von 2000)	Schweiz	Verbrennung von unbehandeltem Holz	Mittlere stoffliche Repräsentativität da Datensatz spezifisch für ähnliches Produkt (Holz), aber Anpassung auf Kohlenstoffgehalt von Hanf Verbrennungsprozess vermutlich ohne Bereitstellung von Wärme und Strom	Hohe Vollständigkeit der Emissionen	
Transporte								
Transport	Befragung der Landwirte und des Anlagenbetreibers und eigene Annahmen (Transportentfernungen und -typ), Ecoinvent (Datensatz für LCA)	Direkte Befragung, eigene Annahmen	i.W. 2016	Mitteldeutschland	Lastkraftwagen EURO4 (Annahme), generischer Müllwagen	Durchschnittswerte aus Basis von 3 Befragungen und eigene Annahmen, daher geringe Repräsentativität	Hohe Vollständigkeit, was Transportabschnitte anbelangt	Lastkraftwagen EURO4 und generischer Müllwagen aus Ecoinvent

9.3 Grasfaserpellets

Tab. 9.3: Data Quality Assessment zu Grasfaserpellets

Quelle: Eigene Darstellung

Datenbeschreibung	Datenquelle	Erhebung / Berechnung	Zeitliche Abdeckung	Geografische Abdeckung	Technologische Abdeckung	Genauigkeit / Repräsentativität	Vollständigkeit	Verwendete Hintergrunddatensätze
Biomasse-Bereitstellung								
Konventionell, kbA gedüngt: Düngermengen, Erträge, Wasserbedarf, Dieselmverbrauch und Einsatz von Traktoren für Biomasse-Anbau	KTBL Leistungs-Kostenrechnung Pflanzenbau zu Inpus	Erhobene und aufbereitete Daten von Praxisakteuren, Forschungs- und Versuchseinrichtungen, Experten und Herstellern	Aktualisierung alle zwei Jahre	Deutschland (Hintergrunddatensätze beziehen sich auf globale Märkte)	Wirtschaftsart: konventionell; Anbausystem: Ballen; Schlaggröße 20 ha; Ertragsniveau: mittel bei mittlerem Boden; Mechanisierung: 67 kW; Entfernung Hof-Feld: 2 km	Durchschnittswerte für unterschiedliche Ertragsniveaus und Wirtschaftsarten Große Repräsentativität durch Berücksichtigung einer Vielzahl von Datenquellen (siehe Erhebung / Berechnung)	Hohe Vollständigkeit, was Arbeitsschritte und Düngemittelinputs anbelangt	Düngemittel, Diesel und Traktoren aus Ecoinvent
kbA ungedüngt: Erträge, Dieselmverbrauch	Ecoinvent (3.4)	Aus Statistiken, Bewirtschaftungsempfehlungen und Expertenwissen	2017 (Extrapolation von 2005)	Schweiz	Dauergrünland mit einer unterstellten Nutzungsdauer von 50 Jahren; Bewässerung der Fläche wird für LCA nicht berücksichtigt	Große Repräsentativität durch Berücksichtigung einer Vielzahl von Datenquellen	Hohe Vollständigkeit, was Dieselmengen anbelangt	Diesel und Traktoren aus Ecoinvent
Feldemissionen aus dem Biomasse-Anbau	Nemecek und Schnetzer 2012	Berechnung anhand von Modellsätzen für die verschiedenen Emissionen	2011	Deutschland (Inputdaten für das Modell entsprechend den dt. Bedingungen)	konventionelles Anbausystem	Durchschnittswerte	Schwermetallemissionen sind nicht berücksichtigt	
Graspelletierung								
Input: Strom, Wasser, Gras Output: Grasfaserpellets, Reststoffe	Terlau et al. 2017	Befragung des Betreibers einer Pilotanlage bzw. eines Planers für eine größere Anlage (Creapaper)	ohne Angabe	Deutschland	Pilotanlage, geplante Anlage	Geringe Repräsentativität, da nur eine Pilotanlage bzw. eine größere geplante Anlage	Hohe Vollständigkeit auf der Inputseite; Menge des Reststoffoutputs und Typ der Verwertung geschätzt	Strommix, Wasserbereitstellung, Reststoffverwertungsprozess (Verbrennung, ohne Gutschrift)
Transporte								
Transport	Terlau et al. 2017 (Transportentfernungen und -typ), Ecoinvent (Datensatz für LCA)	Befragung des Betreibers einer Pilotanlage bzw. eines Planers für eine größere Anlage (Creapaper)	ohne Angabe	Deutschland	Lastkraftwagen EURO4	Durchschnittswerte, hohe Repräsentativität	Hohe Vollständigkeit	Lastkraftwagen EURO4 aus Ecoinvent
Referenzen								
Sulfatfaser gebleicht	Ecoinvent (3.5)	Erhebung und Durchschnittsbildung von schwedischen und finnischen Fabriken	2017 (Extrapolation von 2015)	(Nord-)Europa	Mischung aus elementar chlorfreien (ECF) und komplett chlorfreien (TCF) Sulfatfasern aus Hart- und Weichholz	Große Repräsentativität für gebleichte Sulfatfaserbereitstellung aus nordeuropäischen Fabriken, die zwischen 70 und 79% der europäischen Fabrikkapazitäten für dieses Produkt stellen	Hohe Vollständigkeit	Im Wesentlichen Holzbereitstellung und Weiterverarbeitung sowie Transport
Sulfatfaser ungebleicht	Ecoinvent (3.5)	Erhebung und Durchschnittsbildung von schwedischen und finnischen Fabriken	2017 (Extrapolation von 2015)	(Nord-)Europa	Sulfatfasern aus Weichholz	Große Repräsentativität für ungebleichte Sulfatfaserbereitstellung aus nordeuropäischen Fabriken, die 90% der europäischen Fabrikkapazitäten für dieses Produkt stellen	Hohe Vollständigkeit	Im Wesentlichen Holzbereitstellung und Weiterverarbeitung sowie Transport

GESCHÄFTSSTELLE BERLIN

MAIN OFFICE

Potsdamer Straße 105

10785 Berlin

Telefon: + 49 – 30 – 884 594-0

Fax: + 49 – 30 – 882 54 39

BÜRO HEIDELBERG

HEIDELBERG OFFICE

Bergstraße 7

69120 Heidelberg

Telefon: + 49 – 6221 – 649 16-0

Fax: + 49 – 6221 – 270 60

mailbox@ioew.de

www.ioew.de



Bericht zur kritischen Prüfung

Umweltbewertung dreier Wertschöpfungsketten einer ländlichen Bioökonomie

Auftraggeber: Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW)

Ökobilanzierer: Dr. Elisa Dunkelberg und Hannes Bluhm (IÖW)

Kritische Prüfung: Dr.-Ing. Ivo Mersiowsky (Quiridium)
Matthias Schulz (Schulz Sustainability Consulting)

Referenzen: ISO 14040 (2006): Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework
ISO 14044 (2006): Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines
ISO/TS 14071 (2014): Environmental management - Life cycle assessment - Critical review processes and reviewer competencies: Additional requirements and guidelines to ISO 14044:2006



Rahmen der kritischen Prüfung

Gemäß ISO 14044 (2006) soll die kritische Prüfung sicherstellen, dass –

- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit dieser Internationalen Norm übereinstimmen;
- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet und technisch gültig sind;
- die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind;
- die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Studie berücksichtigen und
- der Bericht transparent und in sich stimmig ist.

Die kritische Prüfung wurde projektbegleitend durchgeführt und schloss mit der Prüfung des Abschlussberichtes in der Fassung vom 11.12.2018, auf den sich dieser Prüfbericht bezieht. Die Verifizierung einzelner Hintergrunddatensätze war nicht Teil der kritischen Prüfung.

Vorgehensweise der kritischen Prüfung

Der Ablauf der kritischen Prüfung wurde zwischen dem IÖW und den Prüfern abgestimmt. Das IÖW wählte die Prüfer aufgrund ihres Angebotes und ihrer Fach- und Methodenkompetenz aus.

Im Rahmen der projektbegleitenden Prüfung legte das IÖW den Prüfern schriftliche Ausarbeitungen zu Ziel und Untersuchungsrahmen, Systemmodellen und wesentlichen Annahmen sowie Zwischenergebnissen vor. In zwei halbtägigen Arbeitstreffen (26.07. und 27.09.2018) wurden entsprechende Festlegungen diskutiert sowie in einer weiteren Web-Konferenz (30.10.2018) ein Daten- und Modellcheck durchgeführt. Abschließend legte das IÖW den Abschlussbericht vom 11.12.2018 zur finalen kritischen Prüfung vor. Die kritische Prüfung erstreckte sich über einen Zeitraum von Juli bis Dezember 2018.

Neben mündlichen Stellungnahmen während der Arbeitstreffen sowie einzelnen Telefonkonferenzen reichten die Prüfer dem IÖW schriftlich allgemeine, technische und redaktionelle Kommentare ein. Alle Vorversionen der Berichte, Dokumentationen aus den Meetings, Kommentare der Prüfer sowie entsprechende Antworten der Ökobilanzierer sind auf Anfrage verfügbar. In der finalen Version des Abschlussberichtes vom 11.12.2018 wurden alle Kommentare adäquat adressiert. Die Prüfer haben daraufhin die kritische Prüfung formal abgeschlossen.

Die Prüfer hatten uneingeschränkten Zugang zu sämtlichen angefragten Informationen. Das IÖW-Team zeichnete sich durch seine offenen, kompetenten und sehr konstruktiven Umgang mit kritischen Fragen im Verlauf der Prüfung aus. Der Prüfbericht und die zusammenfassende kritische Würdigung wurden am 13.12.2018 eingereicht.

Allgemeine Bewertung

Das Rahmenziel der vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) geförderten Studie besteht in der Bewertung von technischen, ökonomischen und ökologischen Potenzialfeldern einer ländlichen Bioökonomie. Dabei spielen insbesondere die dezentrale Wertschöpfung und der Klimaschutz (Methan- und Lachgasemissionen) eine Rolle. Vor diesem Hintergrund wurde im übergeordneten Forschungsvorhaben die Auswahl der drei hier betrachteten Wertschöpfungsketten



getroffen; diese Festlegung war nicht Bestandteil der vorliegenden Studie. Ziel dieser kritischen Prüfung ist die Würdigung der Ökobilanzen für die drei Wertschöpfungsketten.

Im Sinne eines Technologievergleichs untersucht die Ökobilanzstudie die Umweltwirkungen der Wertschöpfungsketten im Vergleich mit potenziell substituierbaren Referenzprodukten. Dazu werden die Methoden gemäß ISO 14040 (2006) und ISO 14044 (2006) sachgerecht angewendet.

Das Ziel und der Untersuchungsrahmen der Studie werden transparent dargestellt. Ausdrücklich sind dabei auch die erforderlichen Rahmenbedingungen und Ansatzpunkte für Verbesserungspotenziale eingeschlossen. Ein kritischer Punkt waren die Definitionen der Funktionellen Einheiten für die drei Wertschöpfungsketten, welche im Rahmen der kritischen Prüfung und in Verbindung mit den gewählten Systemgrenzen intensiv diskutiert und angepasst wurden. Die Auswahl der Anwendungsszenarien und Referenzprodukte ist zunächst noch etwas unbestimmt, orientiert sich aber durchaus sachgerecht an wichtigen industriellen Bereichen (Bauprodukte bzw. Pappverpackungen). Diese Festlegung ist insofern ein entscheidender Schritt, weil hier innovative Technologieoptionen einer künftigen ländlichen Bioökonomie basierend auf Pilotanlagen in einen Vergleich zu langjährig etablierten, normierten, hochkapazitiven und effizienzoptimierten industriellen Produkten und Verfahren gesetzt werden. Aus Sicht der Prüfer werden in dieser Studie keine vergleichenden Aussagen in Bezug auf marktgängige Produkte getroffen, sondern es findet lediglich ein Technologievergleich auf Basis einer Screening Ökobilanz statt.

Die für die Sachbilanzen verwendeten Modelle, Annahmen und Daten sind transparent, wissenschaftlich fundiert und gut begründet dargestellt. Der Bericht zeichnet sich durch eine überaus gründliche und ausgewogene Aufbereitung aus. Die wesentlichen Primärdatenquellen stammen zum einen von Landwirten und Betreibern von Pilotanlagen. Diese werden durch Sekundärdaten aus Literaturmodellen landwirtschaftlicher Systeme und Hintergrunddaten aus der Datenbank *Ecoinvent* (v.a. Version 3.4) ergänzt. Eine sehr gründliche Beurteilung der Datenqualität hinsichtlich ihrer geographischen, technologischen und zeitbezogener Repräsentativität, Genauigkeit und Vollständigkeit sowie der verwendeten Hintergrunddatenätze ist Teil der Studie. Die Datenqualität ist für die Zwecke einer Screening-Studie angemessen und unterstützt die Interpretation der Ergebnisse. Allerdings ist die Datenqualität an einigen Stellen verbesserungswürdig (z.B. Primärdaten für Hanfvlieslegung, Grasanbau und Graspelletierung) und sollte spätestens bei der Bewertung höher skalierten Anlagen berücksichtigt werden. Im Zuge der kritischen Prüfung wurden verschiedene Plausibilitätskontrollen der Modelle, Daten und Ergebnisse in der verwendeten Software *SimaPro* und durch Handrechnungen vorgenommen und zeigten keine erkennbaren Mängel.

Die Auswahl der Wirkungskategorien ist sachlich begründet, und die verwendeten Wirkungsmodelle sind am wissenschaftlichen Konsens orientiert. Dabei werden zwar spezielle und für landwirtschaftliche Systeme durchaus relevante Fragestellungen wie Toxizität und Hygiene, Wasserknappheit und Landnutzung ausgeklammert; diese Entscheidung erscheint den Prüfern aber mit Blick auf eine wissenschaftlich abgesicherte Anwendung der Ökobilanzmethodik durchaus nachvollziehbar und dem Ziel einer Screening-Studie angemessen. Ferner werden in der Studie Wasserverbrauch und Flächennutzung auf Sachbilanzebene ausgewertet, allerdings lassen diverse Datenlücken keine vollständige quantitative Analyse zu. Die qualitative Auswertung einiger Einzelaspekte liefert aber durchaus nutzbare Er-



kenntnisse. Aufgrund der Relevanz für landwirtschaftliche Systeme wurde ein besonderes Augenmerk auf die Bilanzierung des biogenen Kohlenstoffs gelegt: So wird grundsätzlich von einer Verbrennung bzw. Mineralisierung am Ende des Lebenszyklus ausgegangen, bei der folglich biogenes Kohlenstoffdioxid freigesetzt wird. Insgesamt wird die Aufnahme und Abgabe von biogenem Kohlenstoffdioxid als klimabilanzneutral berechnet.

Für alle drei Wertschöpfungsketten werden die potentiellen Umweltwirkungen zunächst normiert und dann für alle relevanten Wirkungskategorien mithilfe von gestapelten Balkendiagrammen – getrennt nach dominanten Prozessen – illustriert. Es folgt die Interpretation der Ergebnisse, welche auf Basis dieser Darstellung gut nachvollziehbar ist und die wesentlichen Effekte nebst Hintergründen umfassend darstellt. Die Interpretation umfasst auch die Erläuterung der wesentlich beeinflussenden Elementarflüsse je Wirkungskategorie und entspricht somit der ISO-Anforderung für vergleichende Studien. In den Zusammenfassungen der Studien werden darüber hinaus technische Optimierungsmöglichkeiten für die drei Wertschöpfungsketten erörtert, die einen eindeutigen Mehrwert für die Studie darstellen.

Auf die Sachbilanzen, Wirkungsabschätzung und Ergebnisse der drei Teilstudien wird in den nachfolgenden Abschnitten genauer eingegangen. Die gesamthafte Würdigung der Studie erfolgt am Schluss dieses Prüfberichtes.

Nährstoffextrakte/Düngemittel und Gärrestfasern aus Biogasanlagen

Bei dem Untersuchungsgegenstand handelt es sich um ein stufenweise erweitertes Anlagenkonzept aus Biogasgewinnung, Düngemittelauskopplung und Fasergewinnung. Zwar erscheint das Konzept hinsichtlich Stickstoffmanagement einleuchtend, die Fasergewinnung hingegen stellt eher eine Nebenstrombehandlung dar. Bemerkenswert ist, dass die Anlage somit sowohl Entsorgungs- als auch Produktionsfunktionen besitzt (Multi-Input und Multi-Output). Diese Komplexität der Biogasanlage mit ihren Nebenprodukten wird durch die Nutzenkorbmethode sachgerecht erfasst. Die methodische Entscheidung und die ökonomische Allokation als zusätzliche Alternative wurden im Rahmen der kritischen Prüfung eingehend erörtert.

Der Anlagenteil zur Fasergewinnung liefert allerdings einen untergeordneten Wertstrom (Massenanteile und Umsatzbeiträge im einstelligen Prozentbereich), der im Vergleich zur Biogasgewinnung kaum ins Gewicht fällt. Ohnehin sind die Möglichkeiten zur Beimengung von Gärrestfasern in der Laminatproduktion offenbar recht begrenzt. Insofern musste sich das Erkenntnisinteresse der Studie eher auf die Potenziale für ein Scale-up richten, das einen grundsätzlich anderen Substratmix voraussetzt.

Die Ergebnisse für die Wirkungskategorien Versauerungspotenzial – und sogar Treibhauspotenzial – zeigen vielmehr, dass die Entsorgung von Hühnerkot die entscheidende Einflussfaktor für die Umweltleistung ist. Der entsprechende Anlagenteil (Strippung zur Gewinnung von ASL und Kalk) hätte durchaus als separates Szenario betrachtet werden können. Diese Teilstudie verdeutlicht also die Bedeutung des landwirtschaftlichen Stickstoffmanagements zur Umweltentlastung; dabei zeigt sie Lösungsmöglichkeiten für die Gewinnung von Nährstoffextrakten/Düngemitteln ergänzend zum Hauptumsatzträger Biogas auf.

Die Interpretation der Ergebnisse geht auf die wesentliche Einschränkung für ein Scale-up ein: Die Vorteilhaftigkeit der Anlage mit Gärrestverwertung hinsichtlich Klimaschutz setzt voraus, dass keine Nutzungskonkurrenz um die erzeugte Wärme



besteht. Eine mögliche Schlussfolgerung, dass das Produktsystem mit Gärrestverwertung aus der Perspektive des Klimaschutzes grundsätzlich einen positiven Effekt haben kann, erschien insofern zu optimistisch. Zwar zeigen sich die Biogas- und Düngergewinnung bzw. das Stickstoffmanagement durchaus als vorteilhaft. Die Faserproduktion hingegen ist derzeit mengenmäßig begrenzt; sie lässt weder ökologische Vorteile erkennen noch ist der Umsatzbeitrag gemäß ökonomischer Allokation erheblich. Daher kommen die Prüfer zu der Einschätzung, dass mit der Gärrestverwertung derzeit kein substantielles Dargebot stofflich nutzbarer Biomasse zu erzielen ist. Vielmehr sehen die Prüfer Untersuchungspotential, die Anlage im Sinne eines effizienten Stickstoffmanagements sowie der Düngemittelproduktion nebst Biogasertrag zu optimieren. Der Optimierung zwischen Biogasausbeute (Kohlenstoff aus relativ teurer Anbaubiomasse) und Düngemittelgewinnung (Stickstoff aus Hühnertrockenkot) kommt dabei besondere Bedeutung zu. Sinnvoll und hilfreich sind deshalb die identifizierten Ansatzpunkte zur Verringerung der Umweltwirkungen für die einzelnen Prozessabschnitte der komplexen Anlage.

Hanffaservlies zur Herstellung eines Faserdämmstoffs

Gegenstand der zweiten Studie ist die ökologische Bewertung der Herstellung eines Dämmmaterials auf Basis von Hanffasern. Die Systemgrenzen beschreiben einen Cradle-to-Grave-Ansatz, wobei die Nutzungsphase auf Basis vergleichbarer Umweltwirkungen (gleicher U-Wert pro m² gedämmte Außenwandfläche) vernachlässigt wird. In dem Produktsystem der Hanffaserdämmvliesherstellung entstehen Nebenprodukte, die über eine Systemraumerweiterung mit Gutschriften für die substituierten Produkte bilanziert werden. Als alternatives Szenario wird eine ökonomische Allokation herangezogen. Insgesamt werden neben einem Base Case vier weitere Szenarien für den Lebenszyklus des Hanffaserdämmstoffs definiert und berechnet. Diese Auswahl erscheint schlüssig und berücksichtigt daten- und methodenspezifische Variationen in angemessener Weise. Mit Bezug zu den berücksichtigten Lebenszyklusphasen werden die Einheitsprozesse mitsamt Daten, entsprechenden Referenzen und getroffenen Annahmen transparent beschrieben.

Die Auswahl der Referenzprodukte, deren Umweltwirkungen mit denen des Hanffaserdämmstoffes verglichen werden, ist umfassend und ermöglicht eine Einordnung der ökologischen Performance des untersuchten Produktes. Ferner wird auf diverse Faktoren hingewiesen, die einen direkten Vergleich der Produkte mit Bezug auf ihre funktionale Äquivalenz sowie ihrer potentiellen Umweltwirkungen erschweren. Dabei wurde besonderer Wert gelegt auf die vergleichbare Verarbeitung und Anwendung als Mattendämmstoff (im Gegensatz zu bspw. Schaum- oder Plattendämmstoffen). Auch die zusätzlichen, teils normbedingten Anforderungen an Dämmstoffe wurden berücksichtigt, so dass Entscheider für die vielfältigen Kriterien einer solchen Bewertung sensibilisiert werden.

Im Hinblick auf die Ergebnisse zeigen sich in einigen Wirkungskategorien (i.e. GWP, ADPf, EP) Nachteile des Hanffaservlieses gegenüber den Referenzprodukten; ein uneinheitliches Bild gilt für die Indikatoren ADPe und AP. Ein Vorteil bzw. sogar negative Netto-Emissionen zeigen sich für den Indikator POCP. Die Interpretation offenbart, dass diese negativen Werte durch die substituierten Prozesse für die Koppelprodukte (i.e. Sojamehl, Rapsöl, Einstreu) entstehen. Diese Wirkungen müssen – sowohl für diesen als auch für die anderen Indikatoren – mit großer Vorsicht betrachtet werden und benötigen eine detailliertere Analyse der für die Substitution verwendeten Datensätze. In diesem Zusammenhang wird auch die Bedeutung des alternativen Szenarios mit ökonomischer Allokation deutlich, bei



dem Substitutionsprozesse keine Rolle spielen. Bzgl. POCP weist das Szenario mit ökonomischer Allokation positive potentielle Umweltwirkungen auf.

Es sei noch einmal darauf hingewiesen, dass unter den im Untersuchungsrahmen beschriebenen Bedingungen keine eindeutigen ökologischen Vorteile des Hanffaservliesdämmstoffes gegenüber Referenzprodukten erkennbar sind. Insbesondere der anvisierte Klimaschutzbeitrag ist für die hanfbasierte Wertschöpfungskette in derzeitiger Ausgestaltung nicht zu erkennen. In Interpretation und Ausblick der Studie werden detailliert valide Maßnahmen zur Verbesserung der Umweltperformance des untersuchten Produktes erörtert und ihre Konsequenzen teilweise quantifiziert. In Verbindung mit weiteren möglichen Vorteilen des Hanfanbaus und der Hanfproduktnutzung (z.B. Nutzung von heimischen, nachwachsenden Rohstoffen und hochwertigen Koppelprodukten, Fruchtfolgeeffekte, Steigerung der regionalen Wertschöpfung, etc.), die sich aber außerhalb der Bewertung mit Hilfe der Ökobilanzmethode befinden, könnte der Gesamtnutzen zusätzlich erhöht werden.

Grasfaserpellets zur Herstellung von Papier und/oder Kartonagen

In der dritten Wertschöpfungskette wird der Lebenszyklus von Grasfaserpellets im Rahmen einer Screening-Ökobilanz untersucht. Neben der Untersuchung dreier verschiedener Grasanbausysteme und der Identifikation umweltlich kritischer Prozessschritte wird auch ein Vergleich mit marktüblichen Sulfatfasern für die Papier- bzw. Kartonagenherstellung durchgeführt. Umfangreiche Recherchen seitens der Ökobilanzierer legen nahe, dass der aus Gras gewonnene Faserrohstoff den konventionellen Primärzellstoff, i.e. Sulfatfasern, zumindest im Rahmen einer Drop-in-Lösung teilweise ersetzen könnte. Die ökobilanzielle Bewertung fokussiert daher auf ein Halbzeug, i.e. Grasfasern als Papier- bzw. Pappenrohstoff und führt einen entsprechenden Vergleich mit den potentiellen Umweltwirkungen von gebleichten und ungebleichten Sulfatfasern.

Die Systemgrenzen sind daher Cradle-to-Gate und umfassen die Bereitstellung des Grases bis zur Herstellung des Faserrohstoffes. Es wird davon ausgegangen, dass sich die potentiellen Umweltwirkungen für die weiteren Lebenszyklusphasen von Grasfasern und Vergleichshalbzeugen nicht unterscheiden; auf mögliche Unterschiede wird aber hingewiesen (z.B. höhere CSB-Fracht der Abwässer während der Papier- bzw. Papperstellung). Die verwendeten Daten und ihre Grundlagen sind transparent in dem Bericht dokumentiert. Es wird allerdings deutlich, dass mit einer Vielzahl von Sekundärdaten und entsprechenden Annahmen gearbeitet wird, was in der Ergebnisinterpretation berücksichtigt werden muss.

Die Ergebnisse für ausgewählte Umweltindikatoren zeigen für den Base Case und das konventionelle Grasanbauszenario kein einheitliches Bild im Vergleich zu den beiden Vergleichsprodukten. Nur für das Anbauszenario, in dem Gras kontrolliert biologisch und ohne Düngemittelzugabe angebaut wird (z.B. auf Ausgleichsflächen), ergeben sich in allen Wirkungskategorien Vorteile sowohl gegenüber gebleichten als auch ungebleichten Sulfatfasern.

Zusammenfassend besteht für die Untersuchung dieser Wertschöpfungskette der wesentliche Schwachpunkt in der Verfügbarkeit und Nutzung adäquater Primärdaten sowohl für den Grasanbau als auch für die Pelletierung. Dennoch werden wesentliche und interessante Einflussgrößen und Verbesserungspotentiale für die ökologische Performance von Grasfaserpellets aufgezeigt, die bei Entscheidungen zum Auf- und Ausbau einer entsprechenden ländlichen Bioökonomie genutzt werden können. Insbesondere der entscheidende Einfluss der Düngung auf die potentiellen Umweltwirkungen stellt hierbei eine wichtige Erkenntnis dar.

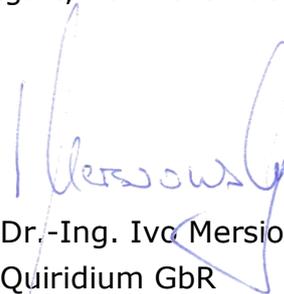
Schlussfolgerung

Die vorliegende Ökobilanzstudie wurde gemäß den Anforderungen der internationalen Normen ISO 14040 und 14044 durchgeführt und gemäß ISO 14071 kritisch geprüft. Die kritische Prüfung kommt zu dem Schluss, dass die Methodik und ihre Umsetzung dem gesetzten Ziel und Untersuchungsrahmen für Technologievergleiche durch Screening-Ökobilanzen genügen. Die verwendeten Daten, das Lebenszyklusmodell, die Annahmen und Berechnungen erscheinen angemessen und valide. Die Ergebnisse und deren Interpretation sind plausibel und beruhen auf den erzielten Erkenntnissen. Die Studie leistet somit einen vorbildlichen Beitrag zu einer sachlichen und kritischen Umweltbewertung von Potenzialfeldern einer ländlichen Bioökonomie.

Stuttgart, 13. Dezember 2018



Matthias Schulz
Schulz Sustainability Consulting



Dr.-Ing. Ivo Mersiowsky
Quiridium GbR