



Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft

Masterarbeit



Biogener Kohlenstoff in Ersatzbrennstoffen
für die Zementindustrie: Quellen, Anteile
und Pfade

Sebastian Ehrengruber, BSc

November 2022



EIDESSTÄTLICHE ERKLÄRUNG

Ich erkläre an Eides statt, dass ich diese Arbeit selbständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt, und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfsmittel bedient habe.

Ich erkläre, dass ich die Richtlinien des Senats der Montanuniversität Leoben zu "Gute wissenschaftliche Praxis" gelesen, verstanden und befolgt habe.

Weiters erkläre ich, dass die elektronische und gedruckte Version der eingereichten wissenschaftlichen Abschlussarbeit formal und inhaltlich identisch sind.

Datum 08.11.2022

Unterschrift Verfasser/in
Sebastian Ehrenguber

DANKSAGUNG

Zuallererst bedanke ich mich bei meiner Betreuerin Dr. mont. MSc MSc Sandra Viczek. Sie hat mich bei der Fertigstellung der Arbeit mit ihren fachlichen Ratschlägen und Anmerkungen sehr unterstützt. Ihre Beharrlichkeit, die guten Ratschläge in der Bearbeitung der Arbeit und ihr offenes Ohr waren für mich eine große Hilfe beim Anfertigen dieser und auch anderer wissenschaftlicher Arbeiten im Zuge meines Studiums. Bei Univ.-Prof. DI Dr. mont. Roland Pomberger möchte ich mich für seine anregenden Gespräche während meines Studiums bedanken.

Ein ganz besonderer Dank gilt meiner Frau Christiane. Sie hat mich jederzeit bedingungslos unterstützt und ist mir in schweren Zeiten immer zur Seite gestanden. Weiters bedanke ich mich herzlichst bei meinen Eltern für ihre langjährige Unterstützung und die Geduld, die sie und auch meine Frau aufbringen mussten, bis ich endlich meinen Abschluss erlangte. Durch ihre Unterstützung konnte ich dieses Studium erst abschließen. Auch meinen beiden Schwestern möchte ich in den Dank einschließen. Sie hatten immer ein offenes Ohr für mich und waren bei Problemen für mich da.

Auch auf meine Freund:innen und Komiliton:innen möchte ich nicht vergessen. Sie haben mir meine Studienzeit zu einer unvergesslichen Zeit gemacht und hatten auch außerhalb der Hörsäle und Labore immer Zeit für Aktivitäten.

Die gegenständliche Arbeit ist im Rahmen des ReWaste 4.0 Projektes entstanden, das unter der Gesamtleitung von DI Dr. mont. Renato Sarc am Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft der Montanuniversität Leoben richtungsweisende Forschung im Bereich der Abfallwirtschaft betreibt.

Kurzfassung

Biogener Kohlenstoff in Ersatzbrennstoffen für die Zementindustrie: Quellen, Anteile und Pfade

Mit dem EU-Emissionshandelssystem schuf die EU ein System, um die Emissionen von Treibhausgasen zu verringern. CO₂, das aus biogenen Quellen stammt, fällt nicht unter dieses System. Aus diesem Grund ist es sinnvoll, die Pfade des biogenen Kohlenstoffes in einem abfallwirtschaftlichen System und bei Ersatzbrennstoffen zu kennen. Altpapier, Biomüll und Restmüll sind die Fraktionen mit der größten Menge an biogenem Kohlenstoff in einem abfallwirtschaftlichen System, bei EBS sind es die Altpapierfraktion und der Sortierrest. Kunststoffe weisen bei beiden betrachteten Systemen auch einen biogenen Kohlenstoffanteil auf, der von Biopolymeren stammt. Diese Art von Kunststoffen ist entweder biologisch abbaubar oder aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt. Die Anwendungen von Biokunststoffen erstrecken sich über die gesamte Bandbreite der Anwendungsbereiche von konventionellen Polymeren. Bei manchen Verwendungszwecken, wie zum Beispiel im medizinischen Bereich als Naht- oder Stabilisierungsmaterial, sind im Körper abbaubare Kunststoffe sogar von Vorteil. Für die Verwertung der Biokunststoffe nach dem Gebrauch können fast die gleichen Verfahren wie bei konventionellen Kunststoffen angewandt werden. Zusätzlich dazu können kompostierbare Kunststoffe auch einer Kompostierung unterzogen werden.

Abstract

Biogenic Carbon in Solid Recovered Fuels for the Cement Industry: Origins, Shares and Pathways

With the EU Emissions Trading System, the EU created a system to reduce emissions of greenhouse gases. CO₂ originating from biogenic sources is not covered by this system. For this reason, it is useful to know the pathways of biogenic carbon in a waste management system and in refuse derived fuels. Waste paper, biowaste, and residual waste are the fractions with the largest amount of biogenic carbon in a waste management system; for RDF, it is the waste paper fraction and the sorting residue. Plastics also have a biogenic carbon fraction in both systems considered, which comes from biopolymers. This type of plastic is either biodegradable or made from renewable resources. The applications of bioplastics span the entire range of applications of conventional polymers. In some uses, such as in the medical field as a suture or stabilizing material, plastics that are degradable in the body are even advantageous. For the recycling of bioplastics after use, almost the same processes can be used as for conventional plastics. In addition to this, compostable plastics can also be subjected to composting.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1 EINLEITUNG	3
1.1 Ersatzbrennstoffe im Zementwerk	3
1.2 EU-Emissionshandel	5
1.3 Bestimmung des Biomassegehaltes von Sekundärbrennstoffen	10
1.3.1 Definitionen	10
1.3.2 Verfahren der selektiven Auflösung (SDM)	12
1.3.3 Verfahren der manuellen Sortierung	13
1.3.4 Verfahren mit der ¹⁴ C-Methode.....	14
1.4 Definition von Biokunststoffen	15
1.4.1 ÖNORM EN 13432 – Kompostierung und biologischer Abbau von Kunststoffverpackungen.....	17
1.4.2 ÖNORM EN 14995 - Kompostierung und biologischer Abbau von Kunststoffen	18
1.5 Begriffsbestimmungen.....	18
1.6 Problemstellung	20
1.7 Zielsetzung.....	21
2 METHODIK	22
2.1 Zusammensetzung von Ersatzbrennstoffen	22
2.2 Kohlenstoffgehalt von EBS-Fractionen.....	25
2.3 Beschreibung der Entsorgungsmodelle	27
2.4 Berechnung und Darstellung des biogenen Kohlenstoffgehaltes	28
3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION	33
3.1 Biokunststoffe: Review der Arten, Anwendungsgebiete und Mengen.....	33
3.1.1 Einteilung der Biokunststoffe	33
3.1.2 Unterschiedliche Herstellmethoden	35
3.1.3 Biokunststoffarten.....	37
3.1.3.1 Polylactide (Polylactic Acid, Polymilchsäure)	37
3.1.3.2 Stärkepolymere.....	39
3.1.3.3 Cellulosepolymere.....	41
3.1.3.4 Lignin	44
3.1.3.5 Hemicellulosen	45
3.1.3.6 Polyhydroxyalkanoate	45
3.1.3.7 Polyvinylalkohol	48

3.1.3.8	Polycaprolacton	49
3.1.3.9	Chitin und Chitosan.....	49
3.1.3.10	Kautschuk.....	50
3.1.3.11	Biopolyester.....	51
3.1.3.12	Bio-Polyamide und Bio-Polyurethane	52
3.1.3.13	Bio-Polyethylen.....	53
3.1.3.14	Wood-Polymer-Composites (WPC).....	54
3.1.4	Verwertungsmöglichkeiten	54
3.1.4.1	Deponierung	54
3.1.4.2	Recycling.....	55
3.1.4.3	Energetische Verwertung	57
3.1.4.4	Kompostierung.....	58
3.1.5	Produktionsmengen.....	59
3.2	Ergebnisse anhand des Ist-Zustandes	63
3.3	Ergebnisse des Zwei-Tonnen-Modells	71
3.4	Ergebnisse des EBS-Materials	79
4	SCHLUSSFOLGERUNGEN.....	85
5	VERZEICHNISSE	88
5.1	Abkürzungsverzeichnis	88
5.2	Literaturverzeichnis	90
5.3	Abbildungsverzeichnis.....	94
5.4	Tabellenverzeichnis.....	96

1 Einleitung

Das Bindemittel Zement ist ein wichtiger Bestandteil von Beton, dem weltweit am zweitmeisten genutzten Material nach Wasser (Gagg 2014). Bei der Produktion von Zement entstehen große Mengen an CO₂. Pro Tonne Zement werden fast 850 kg CO₂ freigesetzt. Brennstoffe sind für etwa 1/3 der vom Zementwerk ausgestoßenen CO₂-Emissionen verantwortlich. Davon sind etwa 80 kg aus biogenen Materialien (Mauschitz 2022). Die fehlenden 2/3 der Emissionen entstehen bei der Herstellung von Branntkalk aus Kalkstein (Verein Deutscher Zementwerke 2020). Die Zementindustrie ist einerseits bestrebt, diese CO₂-Emissionen zu verringern. Andererseits wollen sie mehr Brennstoffe einsetzen, die anstatt fossilen einen biogenen Ursprung haben. Hierbei spielen Ersatzbrennstoffe eine große Rolle. In den folgenden Kapiteln werden Ersatzbrennstoffe, der EU-Emissionshandel sowie Verfahren zur Bestimmung des Biomassegehaltes in Ersatzbrennstoffen beschrieben. Weiters erfolgt die Definition von Biokunststoffen sowie der Kompostierung von Kunststoffen und Kunststoffverpackungen. Im Anschluss werden wichtige Begriffe für das Verständnis sowie die Zielsetzung dieser Arbeit definiert.

1.1 Ersatzbrennstoffe im Zementwerk

In der Zementindustrie wurden früher großteils fossile Brennstoffe wie Erdgas oder Kohle verwendet wurden. Mittlerweile steigen immer mehr Zementwerke weltweit auf Ersatzbrennstoffe (EBS) um. Eine Definition für Ersatzbrennstoffe ist in der Abfallverbrennungsordnung zu finden.

„Abfälle, die zur Gänze oder in einem relevanten Ausmaß zum Zweck der Energiegewinnung eingesetzt werden und die die Vorgaben gemäß Anlage 8 erfüllen. Ein relevantes Ausmaß zum Zweck der Energiegewinnung liegt vor, wenn eine selbstgängige Verbrennung ohne Zusatzfeuerung möglich ist. Klärschlämme und Papierfaserreststoffe, die verbrannt werden und die die Vorgaben gemäß Anlage 8 erfüllen, gelten im Sinne dieser Verordnung als feste Ersatzbrennstoffe“ (BMLFUW 2010).

So wurde 2021 in den österreichischen Zementwerken etwa $\frac{3}{4}$ des thermischen Energiebedarfs durch Ersatzbrennstoffen gedeckt, wobei Kunststoffabfälle und Altreifen den größten Anteil aufweisen. Der Anteil sank nach dem Höchstwert von 81 % im Jahr 2018 in den letzten Jahren etwas. Seither steigt der Anteil an Ersatzbrennstoffen wieder an (Mauschitz 2022). Es ist jedoch auch möglich, ein Zementwerk nur mit Ersatzbrennstoffen zu betreiben (Sarc 2015). Das verbleibende Viertel der benötigten thermischen Energie wird aus fossilen Brennstoffen gewonnen. (Mauschitz 2022).

Die Herstellung von Ersatzbrennstoffen kann aus Siedlungsabfällen, Gewerbeabfällen, Produktionsabfällen und Kunststoffabfällen erfolgen. Siedlungsabfälle können als Hausmüll definiert werden. Er fällt in privaten Haushalten an und durchläuft im Anschluss eine

Aufbereitung, um eine heizwertreiche Fraktion zu gewinnen. Gewerbeabfälle fallen bei Industriebetrieben an und unterscheiden sich in der Zusammensetzung von Hausmüll. Kunststoffabfälle werden getrennt gesammelt und bestehen größtenteils aus Verpackungen aber auch anderen Produkte aus Kunststoffen (Sarc und Lorber 2013; Sarc 2015).

Die Abfälle, die zur Produktion von Ersatzbrennstoffen eingesetzt werden, sind sehr inhomogen in ihrer Zusammensetzung, aber auch in ihrer Größe. Für den Einsatz im Zementwerk muss eine bestimmte Qualität an Korngröße, Schadstoffanteil und Heizwert sichergestellt werden. Damit diese Qualität erreicht werden kann, muss das Material verschiedene Aufbereitungsschritte durchlaufen. Hausmüll, der die inhomogenste Zusammensetzung aufweist, wird in mechanisch-biologischen Aufbereitungsanlagen zuerst zerkleinert und dann in eine heizwertreiche und eine heizwertarme Fraktion getrennt. Die heizwertarme Fraktion wird einer anderen Behandlung zugeführt, während die heizwertreiche Fraktion weiter zu Ersatzbrennstoffen aufbereitet wird. In der heizwertreichen Fraktion befinden sich vorrangig Kunststoffabfälle (Pomberger 2008).

Alle Abfälle, die zur Produktion von EBS verwendet werden können, müssen zerkleinert werden, je nach Materialzusammensetzung in einem schnell oder langsam laufenden Zerkleinerer mit reißender, schneidender oder schlagender Beanspruchung. Danach erfolgt eine erste Abtrennung von unerwünschten Materialien, zum einen, weil sie Schadstoffe eintragen können oder als Störstoffe in EBS betrachtet werden, zum anderen, weil es ökologisch und ökonomisch bessere Verwertungswege gibt. Eisenmetalle werden mit Magnetabscheidern, Nichteisenmetalle mittels Wirbelstromabscheidern aussortiert. Mit Ballistikseparatoren oder Windsichtern werden sehr schwere Bestandteile wie Glas oder Steine abgetrennt. Um eine definierte Korngröße zu erhalten, werden oft Siebe verwendet, wobei der Siebüberlauf wieder zu den Zerkleinerungsapparaturen gelangt und so in den Prozess rückgeführt wird. Spezielle Materialien, die hohe Konzentrationen unerwünschter chemischer Elemente enthalten wie zum Beispiel das in PVC vorkommende Chlor, können über Nahinfrarotsensoren (NIR-Sensoren) aus den EBS ausgeschleust werden. Die aussortierten Materialien werden entweder einer Verwertung (Metalle) oder der Deponierung (Glas, Steine) oder einer thermischen Verwertung in Müllverbrennungsanlagen zugeführt (Pomberger 2008).

Das verbliebene Material wird dann noch auf die bestimmte Korngröße zerkleinert und dann den Zementwerken für die Verbrennung zur Verfügung gestellt. Der Einsatz im Zementwerk kann in der Primär- (Hauptbrenner, Mainburner) oder der Sekundärfeuerung (Kalzinator, Ofeneinlass der Hot-Disc-Brennkammer) erfolgen (Viczek et al. 2020). Für die beiden Aufgabeorte muss das eingesetzte Material verschiedene Eigenschaften aufweisen. In der Sekundärfeuerung kann größeres Material eingesetzt werden, das auch einen geringeren Heizwert hat. In der Primärfeuerung muss das Material eine kleinere Korngröße aufweisen und auch einen höheren Heizwert (Sarc et al. 2019).

1.2 EU-Emissionshandel

Die Brennstoffe sind nur für etwa 1/3 der vom Zementwerk ausgestoßenen Emissionen verantwortlich. Die anderen 2/3 entstehen bei der Herstellung von Branntkalk aus Kalkstein nach Formel 1 (Verein Deutscher Zementwerke 2020).



Österreichische Zementwerke produzierten 2021 über 3 Millionen Tonnen CO₂, wovon etwa 1 Million Tonnen auf die Brennstoffe stammt. Für die Gesamtmenge des Kohlendioxids müssen die Betreiber von Zementwerken Emissionszertifikate kaufen. Dies gilt aber nur, wenn diese Emissionen fossilen Ursprungs sind. Bei der Verbrennung von biogenen Materialien wie Holz, Papier oder Gras entsteht zwar auch CO₂, es müssen für diese Brennstoffe jedoch keine Zertifikate gekauft werden, da es sich um biogenen Kohlenstoff handelt. Für die Zementindustrie ist daher der biogene Kohlenstoffanteil in ihren Brennstoffen von großer Bedeutung (BMK 2011).

Die EU beschloss 2005 den Ausstoß von Treibhausgasen wie zum Beispiel Kohlendioxid oder Methan zu reglementieren und einzuschränken. Dazu wurde das EU-Emissionshandelssystem ins Leben gerufen. Dieses hat zum Ziel, dass Unternehmen weniger Emissionen ausstoßen und ihre Anlagen umweltschonender ausführen. Seit 2005 wurde dieses System mehrmals evaluiert und verbessert bzw. erweitert. Es deckt nun viel mehr Industriebereiche ab als bei der Einführung, zudem werden auch mehr Treibhausgase erfasst. Für Industriebetriebe, die viele Emissionen ausstoßen, kann dieses System zu hohen Kosten führen. Die Kosten für die Zertifikate können auch Anreiz sein, die Anlagen zu modernisieren und emissionsärmer zu betreiben (Adam et al. 2006).

In den 80er Jahren des vorherigen Jahrhunderts war es umstritten, woher der Anstieg von Treibhausgasen in der Atmosphäre im speziellen der Kohlendioxidkonzentration kam. Aufgrund von wissenschaftlichen Untersuchungen vertreten mittlerweile eine große Mehrheit von Wissenschaftler:innen die Meinung, dass diese erhöhten Konzentrationen an Treibhausgasen anthropogenen Ursprungs, also durch menschliches Handeln verursacht, sind. Auch Staaten schließen sich dieser Erkenntnis vermehrt an und beziehen sie in ihre Politik ein. Besonders auffällig ist der Anstieg der CO₂-Konzentration. Diese Zunahme wird durch den gesteigerten Verbrauch von fossilen Energieträgern wie Erdöl, Erdgas oder Kohle verursacht. Durch die erhöhte Konzentration an Treibhausgasen in der Atmosphäre erhöht sich die Temperatur auf der Erde immer weiter. Um dem entgegenzuwirken, wurde 1992 auf der Klimaschutzkonferenz in Rio de Janeiro die Klimarahmenkonvention verabschiedet, die erstmals völkerrechtliche Vereinbarungen zum Schutz des globalen Klimas beinhaltet (Adam et al. 2006).

Darauf aufbauend wurde 1997 das Kyoto-Protokoll verabschiedet. In diesem Protokoll verpflichten sich die Unterzeichnerstaaten erstmals völkerrechtlich verbindlich zu einer Reduzierung ihres Ausstoßes an Treibhausgasen wie CO₂, CH₄, N₂O, SF₆ und

Fluorkohlenwasserstoffen. Staaten, die das Protokoll unterzeichnet und einer Reduzierung zugestimmt haben, werden Annex-I-Staaten genannt. Im Rahmen dieses Protokolls können sich mehrere Staaten auch zu einem Verbund zusammenschließen und diese Verpflichtungen gemeinsam erfüllen, wie es zum Beispiel die EU gemacht hat. Die Reduktion der Treibhausgase kann auf drei Arten umgesetzt werden. Diese drei unterschiedlichen Mechanismen sind der Emissionshandel, der Mechanismus für eine umweltverträgliche Entwicklung, auf Englisch Clean Development Mechanism (CDM) und die gemeinsame Umsetzung für eine Reduktionsverpflichtung, auf Englisch Joint Implementation (JI) (Adam et al. 2006).

Beim CDM können Annex-I-Staaten oder Betriebe aus diesen Staaten Investitionen tätigen, um damit Gutschriften für ihre Emissionen zu erhalten. Die Investitionen müssen in Projekte erfolgen, die in Ländern durchgeführt werden, die keine Reduktion ihrer Emissionen beschlossen haben. Solche Länder sind oft Schwellen- oder Entwicklungsländer. Wenn die Projekte erfolgreich abgeschlossen werden, bekommen die Betriebe oder Staaten Gutschriften, die sie dann nach der EU-Richtlinie 2004/101/EG 2004 in Emissionszertifikate umwandeln können. Die Gutschrift erfolgt nur dann, wenn ohne diese Investitionen das geförderte Projekt nicht umgesetzt worden wäre und es zu einem Technologietransfer in das Land kommt bzw. wenn eine nachhaltige Entwicklung erfolgt (Saltuari 2011).

Bei der Joint Implementation können Annex-I-Staaten bzw. Betriebe aus diesen Staaten Investitionen in Ländern tätigen, die das Kyoto-Protokoll unterzeichnet und sich einer Reduktion der Treibhausgase verpflichtet haben. Diese Investitionen sollen dem Land helfen, ihre Reduktionsziele zu erreichen. Den Betrieben oder Staaten, die investieren, werden diese eingesparten Treibhausgase gutgeschrieben und können dann nach EU-Richtlinie 2004/101/EG 2004 in Emissionszertifikate umgetauscht werden (Saltuari 2011).

Das EU-Emissionshandelsystem (EU ETS von EU Emissions Trading System) wurde durch die EU-Emissionshandelsrichtlinie 2003/87/EG beschlossen und regelt den Ausstoß von Treibhausgasen von energie- und emissionsintensiven Firmen. Durch das EU ETS setzt die EU das im Kyoto-Protokoll geforderte Emissionshandelssystem um. Das EU ETS ist ein „cap and trade“ System. Dabei bedeutet „cap“, dass es eine Obergrenze für Treibhausgase gibt. Für diese Obergrenze werden Zertifikate vergeben, die eine bestimmte Menge an Emissionen beschreiben. Ein Unternehmen muss dann für die Emissionen, die es ausstößt, Zertifikate vorweisen. Wenn es weniger Emissionen ausstößt, als es Zertifikate besitzt, kann es diese überschüssigen Zertifikate am freien Markt an Mitbewerber verkaufen, die mehr Emissionen produzieren, als sie Zertifikate besitzen. Dieser Handel wird durch das „trade“ beschrieben (Saltuari 2011).

Das System wurde 2005 eingeführt und unterteilt sich in vier unterschiedliche Phasen. Vor der ersten Phase mussten alle EU-Länder nationale Allokationspläne, also Zuteilungspläne, erstellen, in denen die Staaten festlegen, welche Mengen an Treibhausgasen pro Jahr in dem jeweiligen Land ausgestoßen werden. Die Summe der Mengen aller Staaten legte die erste Obergrenze fest (Europäische Kommission 2022_1) . In der ersten Phase, die von 2005 bis

2007 dauerte, wurde nur CO₂ als Treibhausgas berücksichtigt und fand eine größere Ausgabe an Zertifikaten statt, als Emissionen ausgestoßen wurden (Saltuari 2011).

Ein Grund hierfür war, dass die Emissionen nur geschätzt wurden und so der CO₂-Ausstoß viel höher als in Wirklichkeit eingestuft wurde. Durch das Überangebot an Zertifikaten kam es zu einem Preissturz für den Kauf bzw. den Handel von Zertifikaten. Ein weiterer Grund für den Preissturz war, dass Zertifikate aus der ersten Phase nicht in die zweite übertragen werden konnten. Diese erste Phase wurde auch als Pilot- oder Testphase bezeichnet und man wollte für die zweite Phase Erfahrungen sammeln und das System verbessern. In der ersten Phase wurden fast alle Zertifikate kostenlos zur Verfügung gestellt. Durch diese Phase wurde ein Preis für den Ausstoß von CO₂ ermittelt, der jedoch aufgrund des Überangebotes an Zertifikaten auf nahezu 0 € sank. Weiters wurde der Handel mit Zertifikaten in der EU etabliert und die Infrastruktur für die Überwachung und Kontrolle der Emissionen aufgebaut. Betriebe konnten in dieser Phase Investitionen nach dem CDM tätigen, um so zusätzliche Zertifikate zu erhalten (Europäische Kommission 2022).

Die zweite Phase dauerte von 2008 bis 2012 und brachte eine Verringerung der Menge der ausgegebenen Zertifikate von 6,5 % mit sich. Während in der ersten Phase nur CO₂ berücksichtigt wurde, wurden in dieser Periode auch Stickoxide einbezogen. Aufgrund der Wirtschaftskrise 2008 und der verringerten Produktivität wurden weniger Emissionen ausgestoßen als prognostiziert. Dadurch kam es auch in dieser Phase zu einem Überangebot an freien Zertifikaten und zu einer Stagnation des Preises für Zertifikate auf geringem Niveau. Mindestens 90 % der Zertifikate wurden gratis an die Unternehmen verteilt, der Rest konnte von den Staaten auf Auktionen verkauft werden, was auch einige Länder in Anspruch nahmen. Seit dem Jahr 2012 fällt auch die Luftfahrtindustrie auch unter das EU ETS und muss Zertifikate für ihre Emissionen beschaffen. Neben dem CDM können Betriebe und Staaten zusätzliche Zertifikate über Investitionen mittels Joint Implementation erlangen (Europäische Kommission 2015). Auch in dieser Phase wurden die Zertifikate nach den nationalen Allokationsplänen verteilt. (Europäische Kommission 2022_1).

In der dritten Phase, die von 2013 bis 2020 andauerte, wurden die Erfahrungen aus den beiden vorangegangenen Phasen berücksichtigt, um das System zu verbessern. Ein großer Unterschied ist die jährliche Verringerung der Zertifikate um 1,74 %, sodass im Jahr 2020 die Emissionen gegenüber 2005 um 21 % verringert wurden. Daneben wurden die nationalen Allokationspläne überflüssig, da die Zuteilung ab dieser Phase nach einem einzigen, EU-weit gültigen Plan erfolgt. Weiters werden immer weniger Zertifikate kostenlos zugeteilt, sodass die Menge an versteigerten Zertifikaten erhöht wird. Neben CO₂ und N₂O werden auch weitere Treibhausgase wie CH₄, SF₆ und halogenierte oder perfluorierte FKWs erfasst. Auch der Kreis der Anlagen, die vom EU ETS erfasst werden, wurde erweitert, sodass zum Beispiel Anlagen der chemischen Industrie oder zur Aluminiumerzeugung unter das Emissionshandelssystem fallen (Saltuari 2011).

Überschüssige Zertifikate können von Unternehmen auf zwei unterschiedliche Arten gehandelt werden. Beim Spot-Handel wird die Transaktion sofort und zum aktuell gültigen

Preis abgewickelt. Das dient eher zur Abdeckung von unvorhergesehenem Bedarf an Zertifikaten und ist wegen der Preisschwankungen risikobehafteter als der Terminhandel. Der Terminhandel ist die zweite Möglichkeit, Zertifikate zu verkaufen oder kaufen. Hierbei wird ein Vertrag abgeschlossen, der für die Zukunft gilt. Dabei wird ein Preis fixiert, der unveränderlich bleibt, auch wenn der aktuelle Preis höher oder niedriger liegt. Diese Form des Handels dient eher den langfristigen Planungen (Saltuari 2011).

Der EU-Emissionshandel betrifft sowohl stationäre Anlagen, die viele Emissionen verursachen, als auch den Flugverkehr. Zertifikate für stationäre Anlagen wie Zementwerke, Aluminiumwerke oder Anlagen der chemischen Industrie werden großteils über Versteigerungen auf den Markt gebracht. Die entsprechenden Betriebe können hierbei so viele Zertifikate kaufen, wie sie benötigen. Etwas mehr als 1/3 der Zertifikate wird noch immer über Zuweisungen ausgegeben. Diese Zertifikate sind kostenfrei, jedoch verringert sich der Anteil dieser stetig. Für neue Marktteilnehmer wird eine Reserve von weniger als 5 % der Zertifikate angelegt, damit auch diese für ihre Emissionen Zertifikate kaufen können. Zertifikate für die Luftfahrtbranche folgen einer anderen Logik, um sie auf den Markt zu bringen. Dabei werden über 80 % der Zertifikate gratis zugeteilt und nur 15 % werden versteigert (Europäische Kommission 2022_2).

In dieser Phase des EU-ETS wurde auch die Marktstabilitätsreserve MSR eingeführt, um das Emissionshandelssystem besser abzusichern. Zwischen 2014 und 2016 wurden 900 Millionen Zertifikate, die eigentlich für Versteigerungen vorgesehen waren, in diese Reserve gegeben und 2019 bzw. 2020 wieder für Versteigerungen freigegeben. Das temporäre Entfernen von den Zertifikaten führte zu einer Stabilisierung des Preises für die Zertifikate und die Balance zwischen Angebot und Nachfrage wurde so wieder auszugleichen. In die Reserve werden alle nicht zugeteilten Zertifikate verschoben. Wenn die Anzahl der in der Reserve befindlichen Zertifikate die Zahl der versteigerten Zertifikate übersteigt, werden die über dieser Anzahl befindlichen Zertifikate aus dem System entfernt und sie verlieren ihre Gültigkeit. Sobald jedoch zu wenig Zertifikate im Umlauf sind, kann eine bestimmte Anzahl aus der MSR genommen und dem freien Markt hinzugefügt werden. Für die MSR wurden vor der Einführung strenge Regeln festgelegt, um dem EU-ETS nicht zu schaden (Europäische Kommission 2022_3).

In den Anfangsjahren 2019 bis 2023 wurden der Reserve mehr Zertifikate hinzugefügt als in den Jahren danach, um bereits zu Beginn eine ausreichende Anzahl an Zertifikaten zu haben, die noch nicht zugeteilt wird. Dadurch ist sichergestellt, dass es stets eine Anzahl an Zertifikaten in der Reserve gibt, die während des Jahres an Betriebe, welche neu auf dem Markt sind oder bei unvorhergesehenen Ereignissen, ausgegeben werden können (Europäische Kommission 2022_4).

Die vierte Phase des EU-ETS begann 2021 und wird 2030 enden. Bis 2030 muss die EU ihre Emissionen um 43 % gegenüber dem Level von 2005, als der Emissionshandel eingeführt wurde, reduzieren. Ein weiteres Ziel bis 2030 ist die Reduzierung der Netto-Treibhausgasemissionen um 55 % gegenüber 1991, das entspricht einer Reduzierung der

aktuellen Treibhausgase um 40 %. Diese Ziele wurden von der Europäischen Kommission mit dem Europäischen Grünen Deal veröffentlicht, wobei dieser Grüne Deal noch weiter als bis 2030 Geltung findet. Im Zuge dessen wurde auch der EU-Emissionshandel an die neuen Ziele angepasst. Um eine Abwanderung von Betrieben, die stark unter der Last des Emissionshandels leiden, zu verhindern, vergibt die EU in der vierten Phase an solche Unternehmen die Zertifikate gratis, damit sie weiter in der EU produzieren und ihre Produktion nicht ins EU-Ausland verlagern (Europäische Kommission 2022_4).

Die Gratisausgabe von Zertifikaten an alle anderen Betriebe soll 2026 auf unter 1/3 sinken und am Ende dieser Phase komplett eingestellt werden. Um die Gründung bzw. den Ausbau von Unternehmen, die unter das EU-ETS fallen, aufgrund fehlender Zertifikate nicht zu blockieren, werden von der EU eine bestimmte Anzahl an Zertifikaten für solche Änderungen zurückgehalten. Dabei gilt zu beachten, dass nur bestimmte Änderungen unter diese Freivergabe fallen. Diese werden von der EU-Kommission bekannt gegeben und auch laufend überarbeitet (Europäische Kommission 2022_4).

2015 wurde auf der Klimakonferenz 2015 in Paris (COP21) das Übereinkommen von Paris beschlossen. Das Kyoto-Protokoll, das 1997 verabschiedet wurde, legte erstmalig Reduktionsziele für Treibhausgase fest, jedoch wurden diese nur für Industrieländer bestimmt. Schwellen- und Entwicklungsländer wurden vom Kyoto-Protokoll nicht berücksichtigt und mussten ihre Emissionen nicht reduzieren. Auch die USA haben das Protokoll nie ratifiziert, wodurch einer der größten Verursacher von Treibhausgasen keine Anstrengungen unternommen musste, diese zu reduzieren. Um diesen Schwachpunkten entgegenzuwirken, verhandelten die Staaten über ein neues Abkommen, das auf der COP 21 in Paris verabschiedet wurde. Das Abkommen von Paris umfasst neben den Industrieländern nun auch Schwellen- und Entwicklungsländer und verpflichtet diese zur Reduktion ihrer Emissionen (BMK 2022).

Das Abkommen schreibt verpflichtende Ziele für alle Länder, die es ratifiziert haben, vor. Es gibt jedoch unterschiedliche Verantwortlichkeiten für Industrieländer und für Schwellen- bzw. Entwicklungsländer. Der Temperaturanstieg soll auf der gesamten Erde auf unter 2°C im Vergleich zum vorindustriellen Zeitalter begrenzt werden, es sollen jedoch auch Anstrengungen unternommen werden, um den Anstieg auf unter 1,5°C zu begrenzen. Weiters sollen die Treibhausgasemissionen bald ihr Maximum erreicht haben und bis 2050 soll eine Treibhausgasneutralität erreicht werden. Das bedeutet, dass für jede ausgestoßene Tonne an Treibhausgasen auch eine Gegenmaßnahme etabliert werden muss, damit diese Tonne wieder abgebaut werden kann. Industrieländer sollen Entwicklungs- und Schwellenländer bei ihren Bemühungen um eine Reduktion von deren Emissionen helfen, indem sie ihnen Geldmittel oder auch Knowhow zur Verfügung stellen (BMK 2022).

Um die Auswirkungen des Klimawandels zu minimieren, soll die Fähigkeit zur Anpassung an den Klimawandel durch finanzielle Mittel gestärkt werden. Dies soll ein gleichberechtigtes Ziel neben der Reduktion von Treibhausgasen sein. Um diese Ziele zu erreichen, müssen die Unterzeichnerstaaten alle fünf Jahre ihre Beiträge dazu in sogenannten Nationally-Determined

Contributions (NDC) vorlegen. Die Länder sollen ihre in den NDCs festgelegten Beiträge immer weiter steigern, um die Ziele des Abkommens zu erreichen (Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz 2022). Die EU hat in ihrem EU-Klima- und Energiepaket 2030 weitere Emissionsreduktionsziele beschlossen. Diese Reduktionsziele unterliegen nicht dem EU-ETS und wurden als Beitrag der EU zum Erreichen der Ziele des Abkommens von Paris, aufgenommen (BMK 2022).

1.3 Bestimmung des Biomassegehaltes von Sekundärbrennstoffen

Wenn Ersatzbrennstoffe im Zementwerk verbrannt werden, entsteht dabei CO₂. Dafür müssen die Betreiber Emissionszertifikate kaufen, wie in Kapitel 1.2 beschrieben. Für CO₂-Emissionen aus Biomasse bzw. biobasierten Brennstoffen müssen keine Zertifikate gekauft werden. Dazu bedarf es genauer Analysen des Brennstoffes. Da von diesen Analysen hohe Kosten für die Betreiber abhängen, wurden sie standardisiert, um ein gerechtes System zu schaffen.

In der ÖNORM EN 21644 werden Verfahren beschrieben, mit denen der Anteil an Biomasse in den Brennstoffen bestimmt werden kann. Dabei dient der Biomassegehalt als Schätzwert für den Gehalt der biogenen Fraktion in den Ersatzbrennstoffen. Die Bestimmung kann mittels selektiver Auflösung, mit einer manuellen Sortierung oder mit der ¹⁴C-Methode erfolgen. Diese Verfahren werden in den folgenden Absätzen genauer beschrieben. Davor werden noch Begriffe definiert, welche für das Verständnis wichtig sind (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

1.3.1 Definitionen

Biogen

„von lebenden Organismen in natürlichen Prozessen produziert, jedoch nicht versteinert oder von fossilen Ressourcen abgeleitet“ (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Biomasse

„Material biologischer Herkunft, mit Ausnahme von Material, das in geologische Formationen eingebettet und/oder in fossiles Material umgewandelt ist“ (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Energiegehalt

„Wärmemenge, die bei der vollständigen Verbrennung einer Volumen- oder Masseinheit von Gas bei konstantem Druck von 1 013,25 mbar erzeugt wird, wobei die Bestandteile des Brenngasgemisches unter den Bezugsbedingungen eingesetzt

werden und die Verbrennungsprodukte auf dieselben Bedingungen gebracht werden“ (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Brennwert

„Energiegehalt, bei dem davon ausgegangen wird, dass das durch die Verbrennung erzeugte Wasser kondensiert“ (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Heizwert bei konstantem Volumen

„Energiegehalt, bei dem davon ausgegangen wird, dass sich das durch die Verbrennung erzeugte Wasser im dampfförmigen Zustand befindet“ (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Prozentualer Anteil von rezentem Kohlenstoff, Massenanteil an Kohlenstoff biogener Herkunft

„Kohlenstoff-Massenanteil biogenen Ursprungs

Anmerkung 1 zum Begriff: Der international anerkannte Referenzwert des Radiokarbonverfahrens beträgt 95 % der im Jahr 1950 vorhandenen Aktivität dieser NBS-Oxalsäure SRM 4990B.

Anmerkung 2 zum Begriff: 2015 wurde der Wert von 100 % biogenem Kohlenstoff auf 102 pmC festgesetzt.

Anmerkung 3 zum Begriff: Der biogene Ursprung wird in Prozent angegeben.“ (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Nominelle Siebgröße

„Die nominelle Siebgröße ist die kleinste Lochgröße des Siebes, die zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung fester Sekundärbrennstoffe verwendet wird und durch die mindestens ein Massenanteil von 95 % des gesamten Materials hindurchgeht“ (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Aschegehalt auf wasserfreier Bezugsbasis

„Masse an anorganischem Rückstand, der nach der Verbrennung eines Brennstoffes unter festgelegten Bedingungen verbleibt, angegeben als Massenanteil in Prozent der Trockenmasse im Brennstoff, einschließlich entfernter, zur Asche beitragender Bestandteile“ (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

1.3.2 Verfahren der selektiven Auflösung (SDM)

In diesem Verfahren wird der Gehalt der Biomasse mit der selektiven Auflösung bestimmt. Dabei wird der Umstand ausgenutzt, dass Biomasse schneller oxidiert als alle anderen Stoffe. Die selektive Auflösung kann nur angewandt werden, wenn mindestens 5 g Probenmaterial mit einer nominellen Siebgröße von 1 mm oder kleiner vorliegt. Das Verfahren stößt an seine Grenzen, „wenn der Gehalt an natürlichen und/oder künstlichen Kautschuk- oder Gummirückständen im SRF mehr als 10 % beträgt oder wenn die Summe der Gehalte an Steinkohle, Koks, Braunkohle, Lignit, abbaubaren Kunststoffen fossiler Herkunft, nicht abbaubaren Kunststoffen biogener Herkunft, Öl oder Fett, das als Bestandteil der Biomasse vorliegt, Wolle, Viskose, Nylon, Polyurethan oder anderen Polymeren, die molekulare Aminogruppen enthalten, und Silikonkautschuk 5 % überschreitet“ (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Es ist auch nur anwendbar, wenn der Biomassegehalt zwischen 10 und 90 % liegt (ÖNORM EN ISO 21644:2021). Die selektive Auflösung geht davon aus, dass Biomasse sich vollständig auflöst, während Nicht-Biomasse sich zu 0 % auflöst. Es gibt jedoch Biomasse, die sich nur teilweise auflöst, während es auch Nicht-Biomasse gibt, die sich zum Teil auflöst. Ein PLA-Polymer, dessen Rohstoffe auf Getreide stammen, ist ein biobasierter Kunststoff und daher auch Biomasse, es löst sich jedoch bei diesem Verfahren fast gar nicht auf. Steinkohle, Polyurethane (PUR) in ungeschäumter und geschäumter Form und Silikonkautschuk sind alles Nicht-Biomasse, lösen sich aber fast komplett auf. Daher ist es notwendig, eine Korrektur durchzuführen, wenn viele solcher Materialien, welche das Ergebnis verfälschen, im Probenmaterial vorhanden sind. Ersatzbrennstoffe haben keine definierte Zusammensetzung und bestehen oft aus vielen verschiedenen Materialien, daher ist es nicht möglich, diese Korrektur vorzunehmen. Wenn das Material aus einer Mischung von Biomasse und Nicht-Biomasse besteht ist das Verfahren sehr zuverlässig. Nur bei sehr hohen bzw. niedrigen Biomassegehalten lässt die Zuverlässigkeit nach (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Die für die normgerechte Durchführung benötigten Reagenzien, Materialien und Geräte können der Norm entnommen werden. In Abbildung 1 ist der Ablauf der Versuchsdurchführung zu sehen. Die Probenvorbereitung und Herstellung der Probe müssen nach ISO 21645 und ISO 21646 durchgeführt werden. Wie in Abbildung 1 zu sehen ist, müssen zwei Proben nach den oben genannten Normen hergestellt werden. Der linke Weg beschreibt die Bestimmung des Aschegehalts des Probenmaterials nach ISO 21656 Verfahren A. Bei einer Angabe des Biomassegehalts als Prozentanteil des Gesamtkohlenstoffes muss der Massenanteil der Asche in der Ausgangsprobe bestimmt werden, um eine Korrektur der vorhandenen Carbonate durchzuführen. Der rechte Weg beschreibt die selektive Auflösung selbst. Dabei wird die Probenmenge getrocknet und mit 78 %iger H_2SO_4 versetzt. Nach Ablauf von 16 Stunden wird 35 %ige H_2O_2 hinzugegeben und weitere fünf Stunden zugewartet. Danach wird die Probe mit Wasser verdünnt und filtriert. Die festen Bestandteile werden getrocknet und im Anschluss der Aschegehalt dieser Probe mit dem gleichen Verfahren wie die andere Probe bestimmt. Aus den beiden Aschegehalten kann dann der Biomasse- bzw. Nicht-

Biomasseanteil in Prozent berechnet werden. Die genauen Verfahrensschritte können in der Norm nachgelesen werden (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

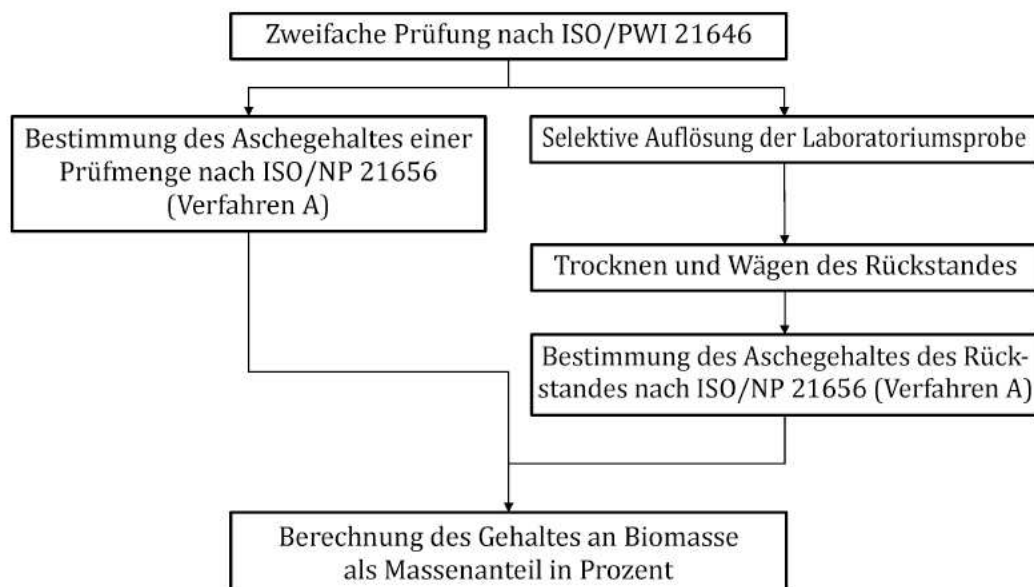


Abbildung 1: Darstellung des Ablaufs einer selektiven Auflösung zur Bestimmung des Biomassegehaltes, angegeben ans Massenanteil in Prozent (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Der Biomassegehalt kann auch in Bezug auf den Energiegehalt des Probenmaterials oder in Bezug auf den gesamten Kohlenstoffgehalt berechnet werden. Dabei werden die oben beschriebenen Verfahrensschritte angewendet und entweder der Energiegehalt oder der gesamte Kohlenstoffgehalt der Probe bestimmt, um mit diesen Werten die Biomassegehalte bezogen auf die jeweiligen Werte zu berechnen (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

1.3.3 Verfahren der manuellen Sortierung

Bei diesem Verfahren werden die Ersatzbrennstoffe händisch in Teilfraktionen, die oft den Materialien entsprechen, sortiert. Da bei diesem Verfahren per Hand sortiert wird, dürfen die einzelnen Teilchen nicht zu klein sein, da sie ansonsten schlecht getrennt werden können bzw. dürfen sie auch nicht in agglomerierter Form vorliegen. Das Probenmaterial wird nach ISO 21645 genommen und nach ISO 21646 vorbereitet. Danach erfolgt für alle Teilchen, welche die Mindestgröße von 10 mm überschreiten, eine Sortierung in die Fraktionen, die in der Norm angeführt sind. Solche Fraktionen sind zum Beispiel Holz, Textilien, Naturkautschuk, oder Kunststoffe. Alle Teilchen, die kleiner als 10 mm sind, werden dem Feingut zugeordnet. Es ist jedoch zu beachten, dass speziell Kunststoffe auch aus biobasierten Rohstoffen hergestellt worden sein können. Diese Fraktionen müssen dann den Kategorien Biomasse, Nicht-Biomasse und Interstoffe zugeordnet werden. Eine Zuordnung ist jedoch nicht immer exakt möglich, da Getränkeverbundkartons aus Papier (Biomasse), Kunststoff (Nicht-Biomasse) und Aluminium (Inertstoff) bestehen und so die Zuordnung schwierig ist. Vor der Zuordnung der

Fractionen zu den Kategorien werden sie noch getrocknet und im Anschluss gewogen. Aus den Massen kann dann der Biomassegehalt berechnet werden (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

1.3.4 Verfahren mit der ^{14}C -Methode

Bei diesem Verfahren wird der Biomassegehalt mit der ^{14}C -Methode bestimmt, da die Menge des Kohlenstoffes aus der Biomasse proportional zum ^{14}C -Gehalt ist. Die Bestimmung kann mit dem Proportional-Szintillationszähler-Verfahren (PSM) und mit der Beschleuniger-Massenspektrometrie (AMS) erfolgen. Beide Verfahren können verwendet werden und erzielen die gleichen Ergebnisse, wenn die Versuchsdurchführung nach dieser Norm durchgeführt wird. Durch Wasserstoffbombentests in den 50er Jahren des vergangenen Jahrhunderts wurde ^{14}C freigesetzt, dass die Genauigkeit dieses Verfahrens genauso verringert wie die Nutzung fossiler Brennstoffe, da dadurch die Schätzung des ^{14}C -Gehalts in der Atmosphäre schwer wird. Diese Einschränkungen sollten nicht unberücksichtigt bleiben (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Die für die Versuchsdurchführung notwendigen Reagenzien und Materialien können der Norm entnommen werden. Um das Probenmaterial in die richtige Form für die weitere Untersuchung nach dem Verfahren zur Umwandlung des vorhandenen Kohlenstoffes in CO_2 zu bringen, muss es entweder in einem Bombenkalorimeter, einem Bombenofen oder einem Verbrennungsgerät im Labormaßstab verbrannt werden. Es können aber auch andere Laborgeräte, die eine vollständige Verbrennung ermöglichen, verwendet werden. Das dabei anfallende CO_2 muss dabei aufgefangen und in Lösung gebracht werden. Das Probenmaterial wird in die für den jeweiligen Ofen vorgeschriebene Form gebracht und dann dort verbrannt. Die entstehenden Verbrennungsgase werden aufgefangen, mit einer Absorptionslösung versetzt und dann abgekühlt. Danach wird die Lösung mit den Verbrennungsgasen entweder mit dem PSM-Verfahren oder dem AMS untersucht (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Beim PSM-Verfahren wird die Häufigkeit von ^{14}C indirekt bestimmt. Es werden die Emissionen von β -Partikel infolge des radioaktiven Zerfalls des ^{14}C -Kohlenstoffes gemessen. Die Messung dauert zwischen 6 und 24 Stunden und das Ergebnis ist ein Mittelwert über alle Zyklen zu je 30 Minuten. Die Aktivität des Probenmaterials wird mit einem Referenzwert verglichen und abgezogen. Dieser Wert wird mit Referenzstandards normalisiert und es wird die ^{14}C -Aktivität festgestellt. Daraus kann der Biomassegehalt berechnet werden (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Bei der Beschleuniger-Massenspektrometrie (AMS) wird der ^{14}C -Gehalt direkt gemessen. Das bei diesem Verfahren erzeugte elektrostatische Hochspannungsfeld beschleunigt nicht nur die Ionen, sondern bildet auch Ionen. Nur diese Ionen können in das Spektrometer gelangen, alle anderen werden ausgeschlossen. Dadurch erhöht sich die Empfindlichkeit der Messung. Das CO_2 muss für diese Messung in Graphit umgewandelt werden. Das erfolgt durch Zugabe von Wasserstoff als Reaktionsmittel und Eisen als Katalysator. Das dabei entstehende Wasser

muss entfernt werden, damit das CO_2 vollständig zu Graphit reduziert wird. Im Anschluss wird das Graphit gepresst und in das Spektrometer eingesetzt, wo es von einem Cäsiumhochspannungsstrahl beschossen wird. Dabei lösen sich negative Ionen, die einen Strahl auf Kohlenstoffionen erzeugen. Über eine Linse gelangt der Strahl auf einen Rekombinator, wo Magneten alle Ionen, die nicht Kohlenstoff sind, entfernen. Gleichzeitig werden die Kohlenstoffisotope ^{12}C , ^{13}C und ^{14}C voneinander getrennt (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Nach einer Abtrennung von ^{12}C gelangen die restlichen Ionen zu einem Beschleuniger, der die beschleunigten Ionen mit Argon-Atomen zusammenprallen lässt. Durch diesen Zusammenprall werden die negativen Kohlenstoffionen in dreifach positive C^{3+} -Ionen umgewandelt und weiter beschleunigt. Die dreifach positive Ladung wird gewählt, da hierbei das Verhältnis von Masse und Ladung beim $^{14}\text{C}^{3+}$ -Ion eindeutig ist und dadurch eine exakte Trennung durchgeführt werden kann. Nach der Abtrennung der verbliebenen ^{12}C - und ^{13}C -Ionen werden diese gezählt. Die ^{14}C -Ionen gelangen in einen anderen Teil des Spektrometers und werden dort gezählt. Durch das Verhältnis der Isotope $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ und $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, die auf ein Referenzmaterial bezogen werden, wird der Prozentwert von rezentem Kohlenstoff bestimmt. Dieser muss jedoch wegen der Isotopenfraktionierung mit dem Verhältnis von ^{13}C zu ^{12}C berichtigt werden. Diese Fraktionierung kann auftreten, wenn nicht die komplette Probe analysiert wird. Durch die sehr präzise AMS-Messung würde so eine kleine Abweichung zu einem verfälschten Ergebnis führen, darum wird eine Korrektur durchgeführt (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

Durch Wasserstoffbombentests zwischen 1955 und 1962 stieg der ^{14}C -Gehalt in der Atmosphäre stark an, nahm aber nach Beendigung der Tests wieder ab. Durch die erhöhte ^{14}C -Aktivität in den 60er Jahren weist eine Probe aus Biomasse, die seit dieser Zeit gewachsen ist, einen erhöhten Gehalt an ^{14}C auf. Durch die Verbrennung von fossilen Brennstoffen wie Erdgas oder Erdöl steigt die Konzentration an CO_2 in der Luft, was durch Messungen mit der ^{14}C -Methode bestätigt werden kann. Aus dem Gehalt an Kohlenstoff kann dann auf den Gehalt an Biomasse bzw. der Energieinhalt der Biomasse umgerechnet werden. Die genauen Verfahrensabläufe, Berechnungsschritte und verwendeten Materialien, Geräte und Reagenzien können in der Norm nachgelesen werden. Da für die Bestimmung des ^{14}C -Gehalts sehr spezielle Apparate notwendig sind, die sehr teuer sind und geschultes Personal benötigen, können nur ausgewählte Labore diese Untersuchung vornehmen (ÖNORM EN ISO 21644:2021).

1.4 Definition von Biokunststoffen

Kunststoffe werden heute zum größten Teil noch aus fossilen Rohstoffen hergestellt. Bei der Produktion der ersten Kunststoffe im 19. Jahrhundert spielten fossilen Rohstoffen noch keine große Rolle, da diese nur in geringen Mengen vorhanden war und die massenhafte Förderung erst später einsetzte. Dies war lange Zeit so üblich, bis die Schattenseiten der Förderung von fossilen Rohstoffen mehr in den Blick rückten. Seit einigen Jahrzehnten werden wieder

vermehrt Kunststoffe aus biogenen Materialien hergestellt. Gründe hierfür sind ein wachsendes Bewusstsein für den Umweltschutz und die Erkenntnis, dass Kunststoffe aus fossilen Rohstoffen zur Umweltverschmutzung beitragen. Zuerst wurde vermehrt Wert auf die Bioabbaubarkeit gelegt, damit achtlos weggeworfene Kunststoffprodukte in der Natur abgebaut oder auch in industriellen Kompostieranlagen kompostiert werden können. Dabei wurden auch kompostierbare Kunststoffe aus fossilen Rohstoffen hergestellt, die ebenfalls zu den Biokunststoffen zählen. Im Laufe der Zeit wurde der Schwerpunkt weg von der Kompostierung und hin zum Ersetzen der fossilen durch biogene Rohstoffe verlagert. Dabei werden die Ausgangsprodukte für die Herstellung von Kunststoffen anstatt aus fossilen aus biogenen Rohstoffen hergestellt, wobei die anschließende Produktion von Kunststoffteilen identisch bleibt wie bisher. Dadurch sind diese Kunststoffe nicht mehr bioabbaubar, aber trotzdem noch Biokunststoffe (Türk 2014). Wenn Biokunststoffe, die aus biogenen Rohstoffen hergestellt werden, verbrannt werden, entsteht CO_2 wie bei konventionellen Kunststoffen, jedoch stammt der Kohlenstoff aus biogenen Quellen.

Für den Begriff „Biokunststoffe“ gibt es in einschlägigen Fachbüchern und Fachzeitschriften keine einheitliche Definition. Die beste derzeit vorherrschende Definition für Biokunststoffe bzw. Biopolymere ist die, dass es sich um einen Polymerwerkstoff handelt, der entweder aus biobasierten Rohstoffen erzeugt wurde oder aber biologisch abbaubar ist (Endres und Siebert-Raths 2009). Das bedeutet, dass Biokunststoffe sowohl aus nachwachsenden Rohstoffen, als auch aus petrobasierten Rohstoffen hergestellt werden (Beier 2009). Während biobasierte Kunststoffe Polymere sind, die aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt werden, werden petrobasierte Kunststoffe aus Rohöl oder ähnlichen Rohstoffen produziert. Wenn ein petrobasierter Kunststoff als Biopolymer eingestuft werden soll, muss er jedoch biologisch abbaubar sein (Beucker und Marscheider-Weidemann 2007; Adam et al. 2006).

Wird ein Kunststoff aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt, bedeutet das jedoch nicht automatisch, dass dieser biologisch abbaubar ist. Ob ein Kunststoff biologisch abbaubar ist oder nicht, hängt also nicht vom Rohstoff ab, sondern nur vom Herstellverfahren. Während die Bioabbaubarkeit aktuell noch nicht gesetzlich geregelt ist, gilt für die Kompostierbarkeit in Österreich die ÖNORM EN 13432. Diese Norm wird in Kapitel 1.4.1 genauer beschrieben. Den Unterschied zwischen Bioabbaubarkeit und Kompostierbarkeit machen die bestimmte Zeitspanne und die definierten Bedingungen bei der Kompostierung aus, die in der ÖNORM EN 1432 festgelegt sind (Endres und Siebert-Raths 2009:26). Ein Beispiel für einen Stoff, der sowohl kompostierbar als auch bioabbaubar ist, ist ein Apfel. Er kann in der für die Kompostierung vorgegebenen Zeit abgebaut werden. Ein Stoff, der bioabbaubar, aber nicht kompostierbar ist, ist ein Baumstamm. Dieser wird, wenn genügend Zeit verstreicht, von Mikroorganismen in Biomasse, Wasser und Kohlendioxid abgebaut, jedoch ist er nicht in der Zeit abbaubar, die in der ÖNORM für die Kompostierung vorgeschrieben ist, wenn er in seiner ursprünglichen Form erhalten bleibt und nicht in kleinere Teilchen zerstückelt wird.

Die Bioabbaubarkeit von Kunststoffen hängt unter anderem von Heteroatomen ab. Heteroatome sind Atome in organischen Ketten, die nicht Kohlenstoff oder Sauerstoff sind, wie zum Beispiel Wasserstoff (H), Stickstoff (N), Schwefel (S), Phosphor (P) oder aber auch

andere Atome. Wenn bei einer organischen Kette viele Heteroatome vorhanden sind, können Mikroorganismen diese Ketten an den Stellen, wo die Heteroatome sitzen, spalten und so die Ketten kürzen. Die kurzkettingen Verbindungen werden von den Mikroorganismen weiter abgebaut, bis keine organischen Bestandteile mehr vorliegen (Endres und Siebert-Raths 2009:27).

1.4.1 ÖNORM EN 13432 – Kompostierung und biologischer Abbau von Kunststoffverpackungen

Die ÖNORM EN 13432 sowie die ÖNORM EN 14995 wurde aus mehreren Gründen eingeführt. Ein Grund war, dass Endverbraucher leicht erkennen können, ob ein Kunststoff kompostierbar ist oder nicht. Ein weiterer ist, dass es keine irreführende Werbung mit der Eigenschaft kompostierbar gibt und dass nur solche Kunststoffe einer Kompostierung zugeführt werden, die auch wirklich abgebaut werden können. Wenn andere Kunststoffe in Kompostieranlagen gelangen, kommt es zu Verunreinigungen im Kompost und dadurch zu einer minderwertigen Qualität. Diese beiden Normen sollen dem entgegenzuwirken und einheitliche Standards definieren.

Die ÖNORM EN 13432 beschreibt die Kompostierbarkeit und den biologischen Abbau von Verpackungen. Dabei wird festgelegt unter welchen Bedingungen eine Verpackung als kompostierbar bzw. biologisch abbaubar bezeichnet werden kann. Wenn eine Verpackung aus kompostierbaren und nicht kompostierbaren Bestandteilen besteht, wird die komplette Verpackung als nicht kompostierbar geführt. Das gilt nicht, wenn die unterschiedlichen Bestandteile einfach getrennt werden können und dann die kompostierbaren Komponenten einer biologischen Behandlung unterzogen wird, während alle anderen Komponenten anderweitig entsorgt werden. Alle Stoffe, die nach dieser Norm untersucht werden, müssen verschiedene Prüfungen durchlaufen. Die erste Prüfung ist die Charakterisierung des Stoffes. Hierbei werden die Bestandteile der Verpackung identifiziert und Informationen darüber gesammelt, welche vorhanden sind. Weiters muss der Schwermetallgehalt, der Trockensubstanz, der Gehalt an organischem Kohlenstoff und der Glühverlust bestimmt werden. Für den Glühverlust und die Schwermetalle sind Grenzwerte festgelegt, die einen Ausschluss der Verpackung vom biologischen Abbau bewirken können. Dabei muss der Glühverlust mindestens 50 % betragen, während es bei den Schwermetallgehalten Maximalwerte sind (ÖNORM EN 13432:2008).

Die vollständige biologische Abbaubarkeit wird mittels Überprüfung in Laboren festgestellt. Dabei müssen Verfahren verwendet werden, die in ISO 14855:199, ISO 14462, ISO 14851:199 und ISO 14582:1999 beschrieben werden. Dabei ist es ausreichend, wenn nur der biologische Abbau unter aeroben Bedingungen untersucht wird. Dabei müssen die in der Norm angeführten Grenzwerte und Kriterien wie Zeit oder Abbaugrad eingehalten werden. Die Desintegration ist die „*physikalische Zerlegung von Verpackungen oder Packstoffen in sehr kleine Fragmente*“ (ÖNORM EN 13432:2008).

Die Desintegration kann in Technikumsanlagen oder in realen Kompostieranlagen erfolgen. Dabei wird geprüft, ob die Verpackung nach einer bestimmten Zeit desintegriert wird. Mit der Feststellung der biologischen Abbaubarkeit und der Desintegration kann festgestellt werden, ob eine Verpackung, die mittels biologischer Abfallbehandlung behandelt wird, ausreichend abbaubar ist und ob der dabei entstehende Kompost noch abgebaut wird oder nicht. Der entstehende Kompost muss auf seine Qualität geprüft werden, sodass keine negativen Auswirkungen der Verpackung vorliegen. Die Qualität des Kompostes muss den europäischen oder nationalen Gesetzen entsprechen. In diesen Gesetzen sind auch Grenzwerte für Schwermetalle und andere Bestandteile festgelegt. Die letzte Prüfung von Verpackungen ist die Erkennbarkeit. Das bedeutet, eine Verpackung muss eindeutig als biologisch abbaubar oder kompostierbar erkennbar sein. Diese Prüfungen müssen für jede Verpackung durchgeführt werden, außer wenn ein Stoff in gleichartiger Form, aber geringeren Abmessungen vorkommt oder wenn Verpackungen zum Einsatz kommen, die aus chemisch nicht veränderten Rohstoffen natürlichen Ursprungs wie zum Beispiel Holz, Jute oder Stärke sind (ÖNORM EN 13432:2008)

1.4.2 ÖNORM EN 14995 - Kompostierung und biologischer Abbau von Kunststoffen

In ÖNORM EN 14995 wird die biologische Abbaubarkeit und Kompostierbarkeit von Kunststoffen beschrieben. Dabei werden alle Kunststoffe umfasst, außer Verpackungen, da diese von der ÖNORM EN 13432 erfasst werden. Diese wird in Kapitel 1.4.1 beschrieben. Die in der ÖNORM EN 14995 festgelegten Verfahren sind bis auf die Definition des Ausgangsmaterials identisch, sodass die Verfahren und Prüfungen zur Feststellung der biologischen Abbaubarkeit und der Kompostierbarkeit hier nicht mehr wiederholt aufgeschrieben werden, sondern sie können in Kapitel 1.4.1 nachgelesen werden. Auch alle Grenzwerte und Kriterien sind zur ÖNORM EN 13432 identisch (ÖNORM EN 14995:2007).

1.5 Begriffsbestimmungen

Für das Verständnis dieser Arbeit sind Definitionen von einigen Begriffen notwendig. Diese Begriffe können im Kontext von anderen wissenschaftlichen Arbeiten eine ähnliche, aber doch abweichende Bedeutung haben. Somit sind die nachfolgenden Definitionen nur im Kontext dieser Arbeit zu verstehen.

Kunststoff, Polymer

Kunststoffe oder Polymere werden als Synonyme verwendet und beschreiben Werkstoffe, die aus verschiedensten Kohlenstoffketten bestehen. Sie können in die drei Gruppen Thermoplaste, Duroplaste und Elastomere eingeteilt werden.

Biokunststoffe, Biopolymer

Biokunststoffe oder Biopolymere werden synonym verwendet und sind Kunststoffe, die entweder aus biobasierten Rohstoffen bestehen oder bioabbaubar sind. Eine genauere Definition erfolgt in Kapitel 3.

Konventionelle Kunststoffe oder Polymere

werden als Synonyme verwendet und sind Kunststoffe, die aus fossilen Rohstoffen wie zum Beispiel Erdöl hergestellt werden, tragen den Namen konventionelle Kunststoffe oder Polymere. Beide Begriffe werden synonym verwendet.

Blends

Blends sind eine Art von Kunststoffen, bei denen zwei oder mehrere Kunststoffe miteinander gemischt werden, um ein Polymer zu erhalten, welches verbesserte Eigenschaften gegenüber den einzelnen Kunststoffen aufweist.

Biobasiert

Wenn die Rohstoffe biogenen Ursprungs sind bzw. es sich um nachwachsende Rohstoffe handelt, werden diese als biobasiert bezeichnet.

Petrobasiert

Petrobasiert bedeutet, dass die Rohstoffe fossilen Ursprungs sind und meist aus Erdöl oder Erdgas hergestellt werden.

Bioabbaubar

Kann ein Stoff von Mikroorganismen ohne zeitliche Beschränkung abgebaut werden, wird er als bioabbaubar bezeichnet. Der Begriff wird in Kapitel 3 genauer beschrieben.

Kompostierbar

Kompostierbar bedeutet, dass ein Stoff unter definierten Voraussetzungen durch biologische Prozesse abgebaut werden kann. Eine genaue Definition erfolgt in Kapitel 3.

Saccharid

Ein Saccharid ist ein Kohlenhydrat oder ein Zucker, der aus Kohlenstoffverbindungen aufgebaut ist. Es gibt unter anderem Einfachzucker (Monosaccharide), Zweifachzucker (Disaccharide), Mehrfachzucker (Oligosaccharide, mit weniger als 10 Monosacchariden) und Vielfachzucker (Polysaccharide, mit mehr als 10 Monosacchariden).

Strukturpolysaccharid

Strukturpolysaccharide sind Polysaccharide, also Vielfachzucker und sind für die Struktur von Zellen, wie die Cellulose, verantwortlich.

Reservepolysaccharid

Reservepolysaccharid sind Polysaccharide und werden als Zwischenspeicher verwendet, der abgebaut werden kann, wenn kurzfristig Energie benötigt wird.

Oxoabbaubarkeit

Oxoabbaubarkeit ist der Abbau von Kunststoffen durch Strahlung, hier insbesondere durch UV-Licht, aber auch Sonnenlicht in Kombination mit Sauerstoff. So werden die langen Ketten gekürzt. Um diesen Prozess zu werden bei der Produktion Metallionen hinzugefügt. Je mehr Metallionen in einem Kunststoff vorhanden sind, desto leichter kann er oxoabgebaut werden. Die Zugabe von Metallionen wirkt sich negativ auf die Produkteigenschaften aus. Die kurzkettigen Reste werden dann von Mikroorganismen vollständig abgebaut. Dieser mikrobiologische Abbau findet jedoch erst ab einer Anzahl von maximal 20 bis 25 C-Atomen statt. Die Spaltung bis zu dieser Anzahl muss durch den Oxoabbau erfolgen. Beim Oxoabbau entstehen jedoch oft Ketten mit mehr als 25 Kohlenstoffatomen, sodass diese dann nicht von Mikroorganismen abgebaut werden können (Endres und Siebert-Raths 2009:28-29).

1.6 Problemstellung

Ersatzbrennstoffe in Zementwerken einzusetzen sind Stand der Technik. Die Zusammensetzung kann jedoch je nach Art des Ausgangsmaterials variieren. Es werden großteils heizwertreiche Materialien wie Kunststoffe zur Herstellung verwendet, jedoch sind auch andere Fraktionen in EBS zu finden. Papier, Pappe, Karton, Holz und anderes biogenes Material sowie Kunststoffe aus biogenen Materialien produzieren bei ihrer Verbrennung biogenen Kohlenstoff. Die Anteile von Papier, Karton, Pappe, Holz und anderen biogenen Materialien können einfach über eine Sortieranalyse bestimmt werden, dies ist Gegenstand wissenschaftlicher Arbeiten (Ehrengreuber 2022; Sarc 2015).

Biokunststoffe sind oft nur schwer von konventionellen Kunststoffen zu unterscheiden, auch wenn bedacht wird, dass es kompostierbare Kunststoffe aus fossilen Rohstoffen gibt. Für die Feststellung des Biokunststoffanteils aus biogenen Rohstoffen bedarf es Laboruntersuchungen. Diese Untersuchungen sind zwar aufwendig und teuer, haben aber einen großen Vorteil für die Betreiber von Zementwerken. Für den Anteil des CO₂ aus der Verbrennung von biogenen Materialien wie Holz, Papier oder Biopolymere aus biogenen Materialien müssen keine Emissionszertifikate gekauft werden (Endres und Siebert-Raths 2011).

1.7 Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit ist es, zu ergründen, auf welchen Wegen biogener Kohlenstoff in Ersatzbrennstoffe gelangt, die später in Zementwerken verbrannt werden. Dabei gilt es herauszufinden, in welchen Ausmaß Material, das biogenen Kohlenstoff beinhaltet, wie Holz, Papier, Biokunststoffe aus biogenen Rohstoffen und anderes biogenes Material in Ersatzbrennstoffen vorkommen. Bei diesen Materialien - bis auf Biokunststoffe - ist die Ermittlung der Anteile sehr einfach.

Biokunststoffe sind ein sehr altes Material, jedoch haben sich die hergestellten Biokunststoffe über die Jahre geändert. Dadurch gibt es eine sehr große Vielfalt an Herstellungsverfahren für Biopolymere, sowie auch an Rohstoffen die für die Produktion genutzt werden. Sowohl Rohstoffe für die Herstellung und Herstellungsverfahren als auch Verwendungszweck und Eigenschaften sollen im Rahmen dieser Arbeit recherchiert werden. Weiters sollen die Mengen von Biokunststoffen mit denen von konventionellen Kunststoffen verglichen, sowie eine Prognose der Entwicklung der Produktion in der Zukunft abgegeben werden. Die verschiedenen Verwertungswege für Produkte aus diesen Materialien sollen aufgezeigt werden. Diese sollen mit den Verwertungswegen von konventionellen Kunststoffen verglichen werden. Es soll aufgezeigt werden, ob Biokunststoffe mit aktuell zur Verfügung stehender Technologie wie zum Beispiel Nahinfrarotsortierung sortiert und von konventionellen Kunststoffen getrennt werden können.

Aus diesen Daten sollen dann die Pfade des biogenen Kohlenstoffes anhand von zwei verschiedenen Modellen in üblichen Abfallwirtschaftssystemen aufgezeigt werden und die Bedeutung des biogenen Kohlenstoffes in Bezug auf den Emissionshandel der EU beschrieben werden. Weiters soll dargestellt werden, auf welche Weise dieses biogene Material in Österreich verwertet werden kann. Abschließend wird der Emissionshandel der EU beschrieben und es werden die Auswirkungen dieses Umweltschutzinstruments auf die Zementindustrie erläutert.

2 Methodik

Für diese Arbeit wurde eine Literaturrecherche zum Thema Biokunststoffe durchgeführt und die dabei gewonnenen Informationen in Form eines Reviews zusammengefasst. Für die Berechnung sind Daten zur Zusammensetzung von EBS, die Kohlenstoffgehalte einzelner Materialfraktionen sowie Informationen zu den Mengen der einzelnen Materialströme in zwei verschiedenen Modellen zur Entsorgung von Abfällen. In den folgenden Kapiteln wird beschrieben, aus welchen Quellen diese Daten stammen und wie die Berechnung durchgeführt wurde.

2.1 Zusammensetzung von Ersatzbrennstoffen

Von Ehregruber (2022) wurden Ersatzbrennstoffe auf ihre Zusammensetzung hin untersucht und sortiert. Da das Material für die Primär- und Sekundärfeuerung einer anderen Aufbereitung bedarf, wurden Proben für beide Aufgaborte genommen. Beide Proben wurden mit den gleichen Aufbereitungsschritten behandelt, sodass im Folgenden nur die Aufbereitung für eine Probe beschrieben wird. Die zweite wurde auf die gleiche Weise aufbereitet. Das Material wurde zuerst in eine 3D- und eine 2D-Fraktion getrennt. In der 3D-Fraktion kommen vor allem voluminöse Teilchen wie Flaschen oder Behälter vor, in der 2D-Fraktion sind großteils Folien und flächige Teilchen zu finden. Danach wurden beide Fraktionen getrennt nach ihren Materialien sortiert, wobei die Sortierung händisch erfolgte. In der PPK-Fraktion wurden alle Papier-, Pappe- und Kartonteilchen zusammengefasst, NE-Metalle sind alle Nichteisenmetalle wie Aluminium oder Kupfer und GVK bedeutet Getränkeverbundkarton, also Verpackungen wie Milch- oder Getränkebehälter. In Tabelle 1 sind die Ergebnisse der Sortierung des 3D-Materials für die beiden Feuerungsorte zu sehen. Dabei ist zu beachten, dass 2D-Material, das in der 3D-Fraktion vorhanden war, als extra Materialfraktion aussortiert wurde. Für die weiteren Berechnungen wird diese Fraktion den Kunststoffen zugeordnet, da es für die Berechnung irrelevant ist, ob das Material richtig ausgetragen wurde oder nicht. Diese Auflistung ist in Tabelle 2 zu sehen. Styropor, das auch ein Kunststoff ist, wurde als eine eigene Fraktion angesehen und extra aussortiert (Ehregruber 2022).

In den folgenden vier Tabellen sind die Zusammensetzungen der untersuchten EBS zu sehen. Dabei wurde nach den Aufgaborten Hauptbrenner und Kalzinator unterschieden. Weiters wurde das Material in eine 2D- und eine 3D-Fraktion getrennt. In Tabelle 1 und Tabelle 3 sind die von Ehregruber (2022) erhaltenen Ergebnisse dargestellt. In Tabelle 2 und Tabelle 4 wurden alle Kunststoffteile zu einer Fraktion zusammengefasst und deren Anteil berechnet. In Tabelle 5 ist die Zusammensetzung des Ersatzbrennstoffes zu sehen, wenn alle getrennt beprobten Teile zusammengerechnet werden.

Tabelle 1: Sortierergebnis für die materielle Zusammensetzung der 3D-Fraktion für beide Feuerungen eines Ersatzbrennstoffes (Ehrengruber 2022).

Aufgabeort	Fraktion	FE-Metalle	Holz	PPK	Styropor	Inertmaterial	Textil
Kalzinator	Masse [g]	21,4	132,9	559	53,7	115,2	188
	Massenanteil	0,67 %	4,18 %	17,57 %	1,69 %	3,62 %	5,91 %
Hauptbrenner	Masse [g]	18,0	172,8	213,0	43,4	92,7	68,4
	Massenanteil	0,34 %	3,22 %	3,97 %	0,81 %	1,73 %	1,28 %
Aufgabeort	Fraktion	2D in 3D	Sortierrest	NE-Metalle	Elektroabfall	GVK	Kunststoffe
Kalzinator	Masse [g]	110,3	571,1	73,9	9,4	38,9	1308,3
	Massenanteil	3,47 %	17,95 %	2,32 %	0,30 %	1,22 %	41,11%
Hauptbrenner	Masse [g]	64,5	1109,3	235,4	20,5	44,3	3282,1
	Massenanteil	1,20 %	20,68 %	4,39 %	0,38 %	0,83 %	61,18 %

Tabelle 2: Sortierergebnis für die materielle Zusammensetzung der 3D-Fraktion für beide Feuerungen eines Ersatzbrennstoffes nach der Zusammenrechnung der beiden Kunststofffraktionen nach Daten von Ehrengruber (2022).

Aufgabeort	Fraktion	FE-Metalle	Holz	PPK	Styropor	Inertmaterial	Textil
Kalzinator	Masse [g]	21,4	132,9	559	53,7	115,2	188
	Massenanteil	0,67 %	4,18%	17,57%	1,69%	3,62%	5,91%
Hauptbrenner	Masse [g]	18	172,8	213	43,4	92,7	68,4
	Massenanteil	0,3%	3,2%	4,0%	0,8%	1,7%	1,3%
Aufgabeort	Fraktion	Sortierrest	NE-Metalle	Elektroabfall	GVK	Kunststoffe	
Kalzinator	Masse [g]	571,1	73,9	9,4	38,9	1418,6	
	Massenanteil	17,95%	2,32%	0,30%	1,22%	44,58%	
Hauptbrenner	Masse [g]	1109,3	235,4	20,5	44,3	3346,6	
	Massenanteil	20,7%	4,4%	0,4%	0,8%	62,4%	

Tabelle 3: Sortierergebnis für die materielle Zusammensetzung der 2D-Fraktion für beide Feuerungen eines Ersatzbrennstoffes (Ehrenguber 2022).

Aufgabeort	Fraktion	Sortierrest	Metalle	Holz	PPK	Styropor
Kalzinator	Masse [g]	275,3	10,3	0,9	71,6	12,2
	Massenanteil	32,15 %	1,20 %	0,11 %	8,36 %	1,42 %
Hauptbrenner	Masse [g]	421,2	25,1	1,2	63,3	6,4
	Massenanteil	49,41 %	2,94 %	0,14 %	7,43 %	0,75 %
Aufgabeort	Fraktion	Bunt bedruckt	Textil	3D in 2D	Kunststoffe	Gesamtmasse
Kalzinator	Masse [g]	54,4	75,5	42,1	314	856,3
	Massenanteil	6,35 %	8,82 %	4,92 %	36,67 %	100,00 %
Hauptbrenner	Masse [g]	14,1	27,6	128,4	165,2	852,5
	Massenanteil	1,65 %	3,24 %	15,06 %	19,38 %	100,00 %

Tabelle 4: Sortierergebnis für die materielle Zusammensetzung der 2D-Fraktion für beide Feuerungen eines Ersatzbrennstoffes nach der Zusammenrechnung der beiden Kunststofffraktionen nach Daten von Ehrenguber (2022).

Aufgabeort	Fraktion	Sortierrest	Metalle	Holz	PPK
Kalzinator	Masse [g]	275,3	10,3	0,9	71,6
	Massenanteil	32,15%	1,20%	0,11%	8,36%
Hauptbrenner	Masse [g]	421,2	25,1	1,2	63,3
	Massenanteil	43,21%	2,57%	0,12%	6,49%
Aufgabeort	Fraktion	Styropor	Textil	Kunststoffe	Gesamtmasse
Kalzinator	Masse [g]	12,2	75,5	356,1	856,3
	Massenanteil	1,42%	8,82%	41,59%	100%
Hauptbrenner	Masse [g]	6,4	27,6	415,86	974,76
	Massenanteil	0,66%	2,83%	42,66%	100%

Tabelle 5: Zusammensetzung eines Ersatzbrennstoffes ohne Trennung nach Materialart und Aufgabeort nach Daten von Ehrenguber (2022).

Fraktion	Metalle	Holz	PPK	Styropor	Inert- material	Textil	Sortierrest	GVK	Kunststoffe
Massen- anteil	3,14%	1,91%	9,33%	1,17%	1,34%	4,81%	30,05%	0,51%	47,75%

2.2 Kohlenstoffgehalt von EBS-Fraktionen

Der Gesamtkohlenstoffgehalt einzelner Abfallfraktionen für die Berechnung wurde Götze et al. (2016) entnommen. In Tabelle 6 sind die Anteile von Kohlenstoff in den verschiedenen Materialfraktionen als Minimum-, Maximum- und Medianwert dargestellt. Der Medianwert ist genau der Wert, der in der Mitte aller Daten liegt. Es befinden sich bei einer ungeraden Anzahl an Werten genauso viele Werte unterhalb wie oberhalb des Median. Bei einer geraden Zahl werden die beiden Werte, die in der Mitte liegen zusammengezählt und dann halbiert, sodass wieder genau die Hälfte der Werte kleiner sowie größer ist als der Medianwert (Götze et al. 2016). Für Textilien wurde der Kohlenstoffgehalt von Ott (2020) genommen.

Die biogenen Kohlenstoffgehalte für Metalle, Inertstoffe und Papier wurden mit dem Wert aus Tabelle 6 berechnet. Für Holz wurde der Wert der Kategorie Gartenabfälle aus Tabelle 6 verwendet, wobei dieser Wert auch für den biogenen Anteil steht. Für Elektroabfälle, NE- und FE-Metalle wird immer der Wert für Metalle verwendet. Für Kunststoffe, Styropor und Getränkeverbundkartons wurde die Jahresmenge der Biokunststoffe im Verhältnis mit der Gesamtkunststoffproduktion, also 5 %, als Rechenwert für den biogenen Kohlenstoffanteil angewandt. Alle anderen benötigten Werte wurden Ott (2020) entnommen, wobei der Anteil des biogenen Kohlenstoffes aus der Differenz des gesamten Anteils mit dem Anteil des fossilen Kohlenstoffes errechnet wurde.

Tabelle 6: Mediane der Massenanteile von Kohlenstoff an der Trockensubstanz der jeweiligen Materialfraktionen (Götze et al. 2016).

Fraktion	Organik	Mix	Gartenabfälle	Papier und Pappe	Composite- Materialien	Kunststoffe	Metalle	Glas	Inertstoffe	Brennstoffe	Lebensmittela bfälle
Untersuchte Proben	61	104	49	113	42	137	14	14	14	152	211
Minimumanteil von C	30	0,6	15,8	30,2	18,0	33,3	0	0	0	18,0	4,4
Median	47,2	36,8	41,8	40,5	45,0	73,0	0,8	0,4	1,6	50,5	47,9
Maximumanteil von C	54,0	75,2	50,1	53,4	72,0	92,1	76,2	9,8	47,1	87,1	73,0

Die in Tabelle 6 angeführten Fraktionen sowie deren Beschreibungen wurden durch eine Literaturrecherche aus verschiedenen wissenschaftlichen Artikeln zusammengetragen und analysiert. In die Fraktion Organik wurden alle biogenen Abfälle eingerechnet, die keiner anderen Fraktion zugeordnet wurden, wie zum Beispiel organische oder Küchenabfälle sowie solche, die aus vermischten Bestandteilen von Lebensmittel- und Gartenabfällen bestehen. Als Lebensmittelabfälle wurden nur solche Abfälle bezeichnet, die eine Kennzeichnung als solche aufweisen oder aus Restaurants, Kantinen oder Fleischereien stammen. Gartenabfälle stammen von privaten oder öffentlichen Gärten oder Parks und beinhalten Grasschnitt, Äste oder eine spezielle Fraktion mit dem Namen grüne Abfälle. Zur Fraktion Papier und Pappe werden Abfälle aus Papier und Karton wie zum Beispiel Zeitungen, Verpackungen aus Pappe oder Karton gerechnet. Als Composite-Materialien werden Produkte bezeichnet, die aus mehreren verschiedenen Materialien bestehen wie Getränke- oder Milchkartons oder andere Fraktionen, die mit Composite-Materialien bezeichnet werden (Götze et al. 2016).

Die Fraktion Kunststoffe beinhaltet unterschiedliche Produkte aus Kunststoff, hier vor allem Verpackungen und Haushaltsgeräte. Die Zusammensetzung dieser Fraktion hängt stark von der Methode ab, wie die Abfälle gesammelt wurden und welche Verwertungs- bzw. Recyclingsysteme verwendet werden. Der Fraktion Brennstoffe wurden alle Materialien zugeordnet, die als solche angegeben wurden sowie Textilien, Leder, Gummi, Zigarettenstummel, Holz, das nicht unter Gartenabfälle fällt und Sanitärprodukte. Zur

Metallfraktion wurden alle Metalle sowie auch Metallverpackungen wie Getränkedosen oder Alufolien zugeordnet. Die Glasfraktion besteht aus Glasprodukten unterschiedlichster Herkunft wie Glasverpackungen. In die Inertstofffraktion wurden alle Fraktionen einbezogen, die keine Brennstoffe sind, aber auch Inertstoffe wie Abbruchmaterial, Steine, Erde oder Keramikmaterialien. Die Mixfraktion bezieht sich auf Siedlungsabfälle bzw. auch auf die Feinfraktion nach einer Siebung von Siedlungsabfällen (Götze et al. 2016).

2.3 Beschreibung der Entsorgungsmodelle

In Ott (2020) wurden der kumulierte Energieaufwand und die Treibhausgasemissionen für verschiedene Entsorgungsmodelle von Siedlungsabfällen untersucht und berechnet. Dabei wurden sowohl der Transport als auch die Aufbereitung und Verwertung beachtet. Für diese Arbeit sind jedoch nur die Aufbereitung und Verwertung von Bedeutung, genauso werden nur die Emissionen näher betrachtet. Die einzelnen Szenarien werden beschrieben, um im Anschluss die Pfade des biogenen Kohlenstoffes darzustellen.

Das erste Szenario beschreibt den Ist-Stand der Abfallwirtschaft in Österreich im Jahr 2018/19. Dabei soll gezeigt werden, wie Siedlungsabfälle entsorgt werden und welche Aufbereitungswege die einzelnen Fraktionen durchlaufen. Dabei wird zwischen getrennt gesammelten Fraktionen wie zum Beispiel Papier, Verpackungen oder Glas aber auch Restmüll unterschieden. Das zweite Szenario beschreibt das 2-Tonnen-Modell, bei dem es nur zwei verschiedene Tonnen für die Siedlungsabfälle gibt. In eine Tonne kommt der Trockenmüll, der aus Metall- und Kunststoffverpackungen besteht. Weiters können Papier und Glas in dieser Tonne entsorgt werden, wenn für diese Fraktionen keine zusätzliche Abfallbehälter vorhanden sind. Zusätzlich können Nichtverpackungen und Elektrogeräte in der Trockenmülltonne entsorgt werden. Diese Tonne kann auch als Wertstofftonne bezeichnet werden. Die Inhalte der Wertstofftonne werden einer mehrstufigen Aufbereitung zugeführt, wo die verschiedenen Fraktionen getrennt werden, um sie dann mit guter Qualität einer Verwertung zuzuführen. Die zweite Tonne ist für den Nassmüll, in diese werden feuchte bzw. nasse Bestandteile oder Restmüll entsorgt. Dazu gehören Hygieneartikel, Hygienepapier, die Feinfraktion, aber auch andere nicht recycelbare Abfälle. Der Inhalt dieser Tonne wird direkt einer thermischen Verwertung zugeführt. Der Biomüll wird entweder bei den Haushalten direkt kompostiert oder in einer separaten Abfalltonne gesammelt und abgeholt (Ott 2020).

Das dritte Szenario beinhaltet höhere Mengen bei den getrennt gesammelten Fraktionen. Dabei werden nur die Anteile der getrennt gesammelten Fraktionen erhöht. Diese höheren Quoten werden auf das erste und auch das zweite Szenario angewandt, sodass für beide Fälle jeweils höhere Sammelmengen auftreten. Das vierte Szenario wird auch auf die ersten beiden Szenarien angewandt und beschreibt eine höhere Trennleistung in der Aufbereitungsanlage bei gleichbleibender Menge der getrennt gesammelten Fraktionen. Dadurch erhöhen sich die Mengen, die einem Recycling zugeführt werden können. Das fünfte Szenario ist die Kombination aus dem dritten und vierten Szenario und stellt eine erhöhte Recyclingquote bei

gleichzeitig höherer Erfassungsquote der getrennt gesammelten Fraktionen dar. Diese werden wieder auf die ersten beiden Szenarien angewandt (Ott 2020).

2.4 Berechnung und Darstellung des biogenen Kohlenstoffgehaltes

Für die aus den verschiedenen Szenarien entstandenen Fraktionsströme werden Emissionen berechnet. Mit den in Tabelle 6 angeführten Medianwerten des Kohlenstoffgehalts werden im Folgenden die Anteile des biogenen Kohlenstoffes für die einzelnen Stoffströme berechnet. Die Werte werden in einer Bilanz und als Grafik für die einzelnen Szenarien dargestellt. Die gleiche Berechnung erfolgt für die EBS mit den in Tabelle 2 und Tabelle 4 angeführten Zusammensetzung. Der Anteil des Kohlenstoffes wird mit den drei Werten pro Fraktion aus Tabelle 6 bestimmt. Als Vereinfachung für den Anteil von biobasierten Kunststoffen an der Gesamtkunststoffmenge wird der Anteil der Biokunststoffe an der gesamten produzierten Kunststoffmenge von 2020, also 5 % verwendet. Eine weitere Annahme ist, dass bei Altglas und Altmetallen, die eine Sortierung durchlaufen haben, kein biogener Kohlenstoff vorhanden ist, sondern nur fossiler. Für alle Reste aus der Sortierung von Altpapier, Altglas, Metallen sowie alle anderen Sortierreste wurde angenommen, dass sie wie Restmüll angesehen werden und dadurch auch den gleichen Anteil an Kohlenstoff aufweisen. Zur Berechnung des biogenen Anteils an Kohlenstoff im Restmüll wurde der Gesamtanteil an Kohlenstoff von Götze et al. (2016) (vgl. Tabelle 6) mit dem von Ott (2020) angegebenen fossilen Kohlenstoffanteil kombiniert. Aus diesen beiden Werten wurde die Differenz gebildet und diese als Wert für den Massenanteil des biogenen Kohlenstoffes am Restmüll für die weitere Berechnung genutzt. Der Differenzwert wurde auch für alle Ersatzbrennstoffströme verwendet, wobei hier die Werte von Ott (2020) kommen. Das Verfahrensfliessbild wurde nach den Angaben von Ott (2020) angefertigt, wobei nur die Werte für den Mengenfluss genutzt wurden, die Zahlen für den Kohlenstoffanteil wurden nur zum Teil dieser Arbeit entnommen. In Abbildung 2 ist das erste Szenario, der Status Quo der Abfallwirtschaft in Österreich mit den Mengenflüssen der einzelnen getrennt gesammelten Fraktionen sowie einer Rostverbrennungsanlage für den Restmüll zu sehen. In Abbildung 3 ist für das gleiche Szenario der Mengenfluss des gesamten Kohlenstoffes dargestellt. Als zweites Modell dient das Zwei-Tonnen-Modell, wie in Kapitel 2.3 beschrieben. In Abbildung 4 ist dieses Modell mit den Mengenflüssen der einzelnen Fraktionen dargestellt. In Abbildung 5 ist für das Zwei-Tonnen-Modell der Pfad des gesamten Kohlenstoffes abgebildet.

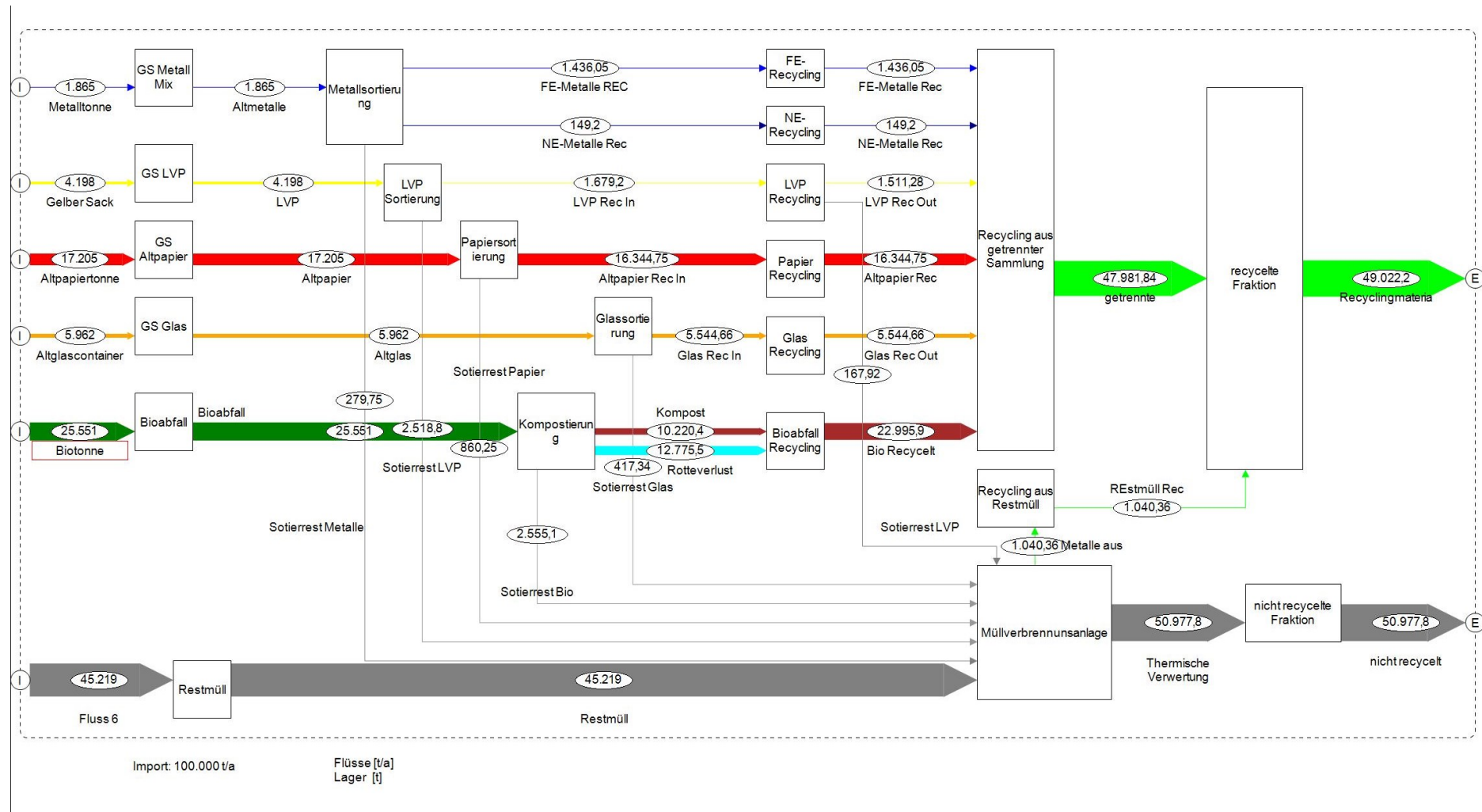


Abbildung 2: Verfahrensfliessbild mit Mengenflüssen für das erste Szenario dargestellt für einen Input von 100.000 t (Ott 2020).

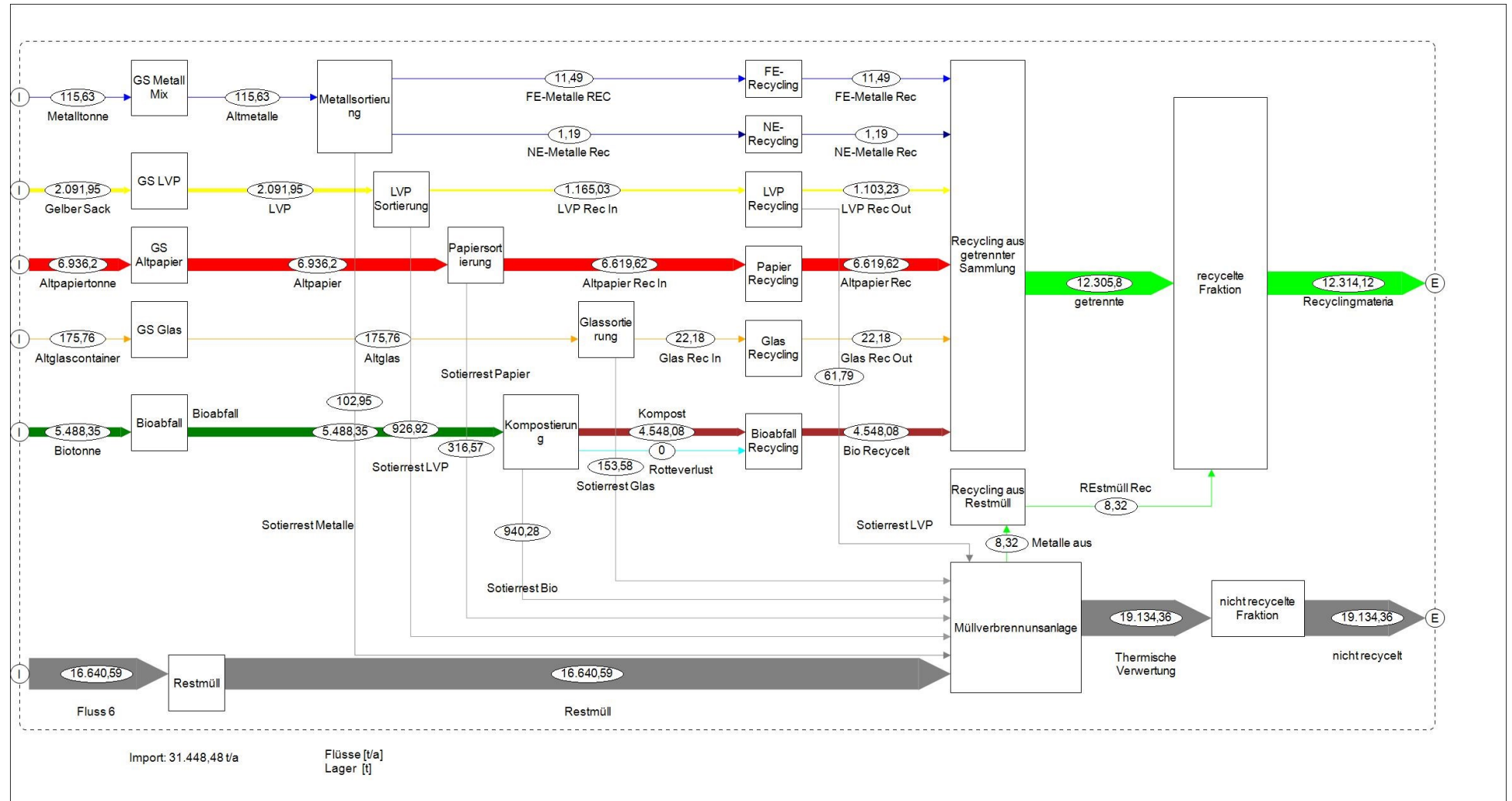


Abbildung 3: Verfahrensfließbild mit den Mengenflüssen für Kohlenstoff für das erste Szenario, dargestellt für einen Input von 100.000 t.

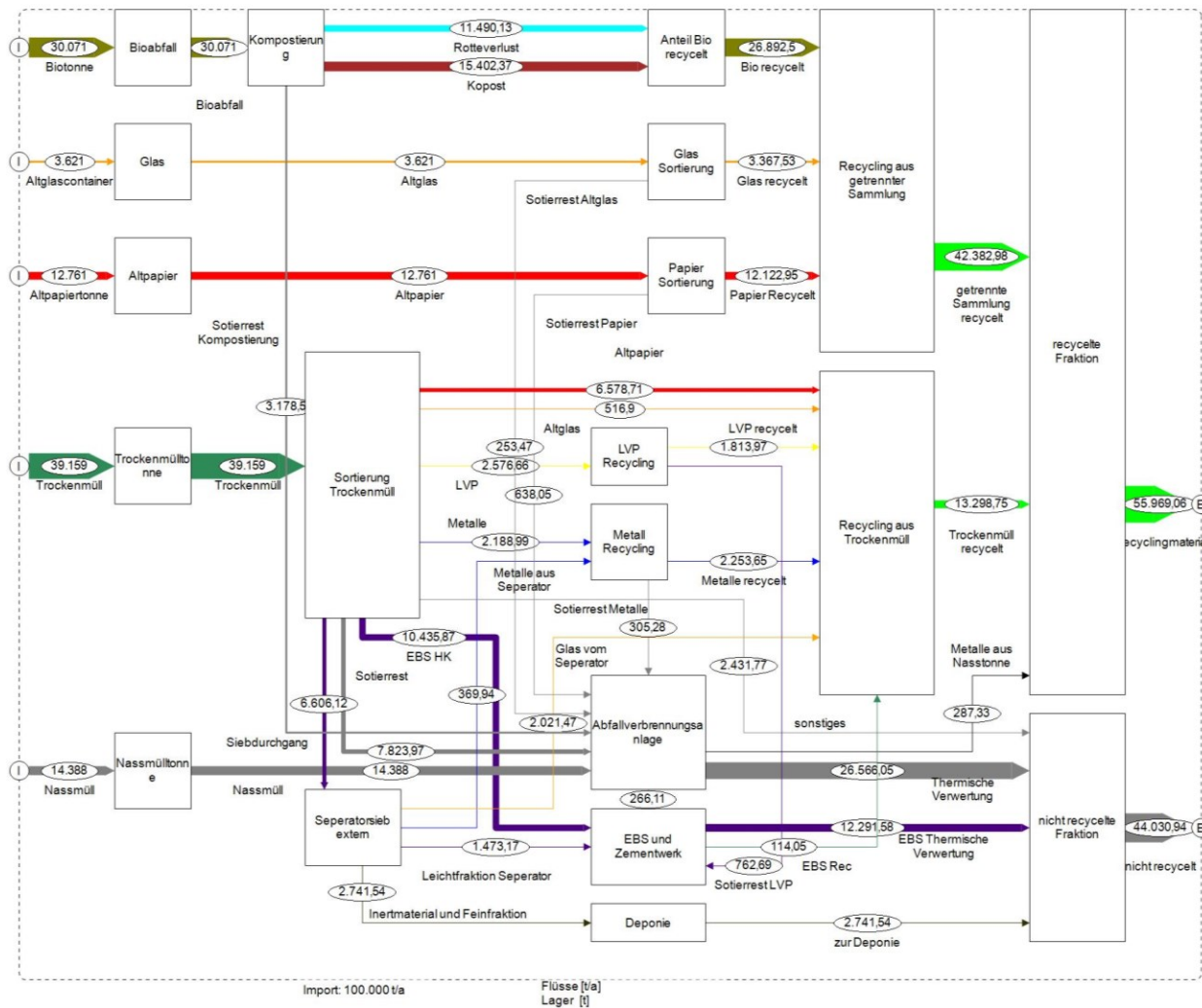


Abbildung 4: Verfahrensfliessbild mit Mengenflüssen für das Zwei-Tonnen-Modell, welches das zweite Szenario ist, dargestellt für einen Input von 100.000 t (Ott 2020).

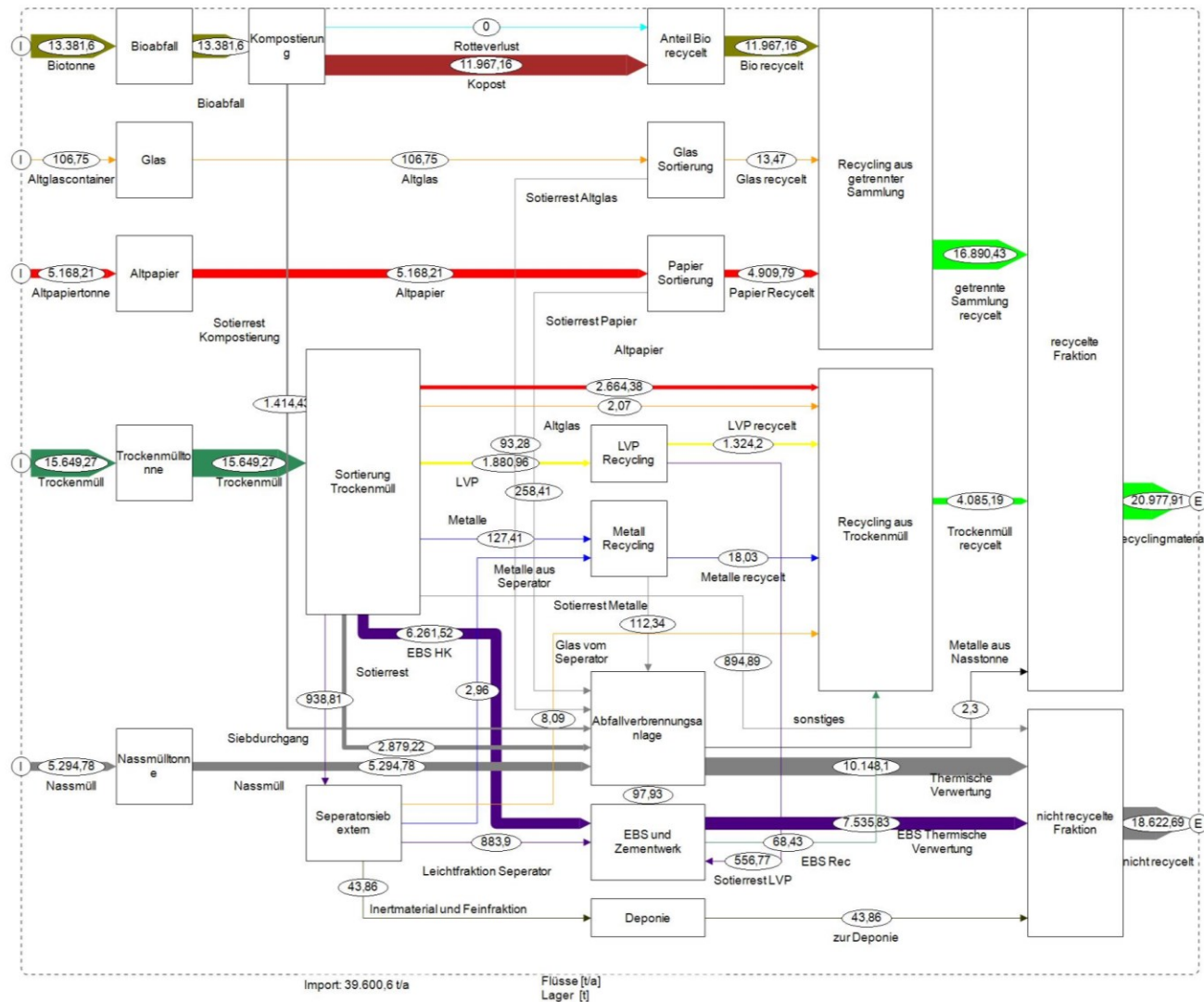


Abbildung 5: Verfahrensfließbild mit Mengenflüssen für den gesamten Kohlenstoff für das Zwei-Tonnen-Modell, welches das zweite Szenario ist, dargestellt für einen Input von 100.000 t.

3 Ergebnisse und Diskussion

In diesem Kapitel sollen die gewonnenen Ergebnisse dargestellt und beschrieben werden. Weiters sollen die berechneten Werte grafisch abgebildet und interpretiert werden

3.1 Biokunststoffe: Review der Arten, Anwendungsgebiete und Mengen

Seit Jahren kommen immer mehr sogenannte Biokunststoffe in den Umlauf und sie erfahren eine große Beliebtheit. Was genau Bioskunststoffe sind, wie und woraus sie hergestellt werden, in welchen Bereichen sie zum Einsatz kommen und welche Verwertungswege es für sie gibt, wird im Folgenden beschrieben.

3.1.1 Einteilung der Biokunststoffe

In Abbildung 6 ist die Unterteilung der verschiedenen Polymere grafisch dargestellt. Es ist gut zu sehen, dass Biopolymere nicht automatisch aus nachwachsenden Rohstoffen erzeugt werden müssen. Gleichzeitig ist ersichtlich dass biobasierte Kunststoffe nicht automatisch biologisch abbaubar sind (Endres und Siebert-Raths 2011). Die Unterscheidung zwischen Biopolymer und konventionellen Kunststoffen ist jedoch nicht nach strengen Linien festgelegt, da es auch Polymerblends gibt. Das bedeutet, es werden petrobasierte Kunststoffe mit biobasierten Kunststoffen vermischt, um bessere Eigenschaften für das Material zu erhalten. Diese Blends machen eine exakte Abtrennung zwischen konventionellen und Biopolymeren immer schwerer.

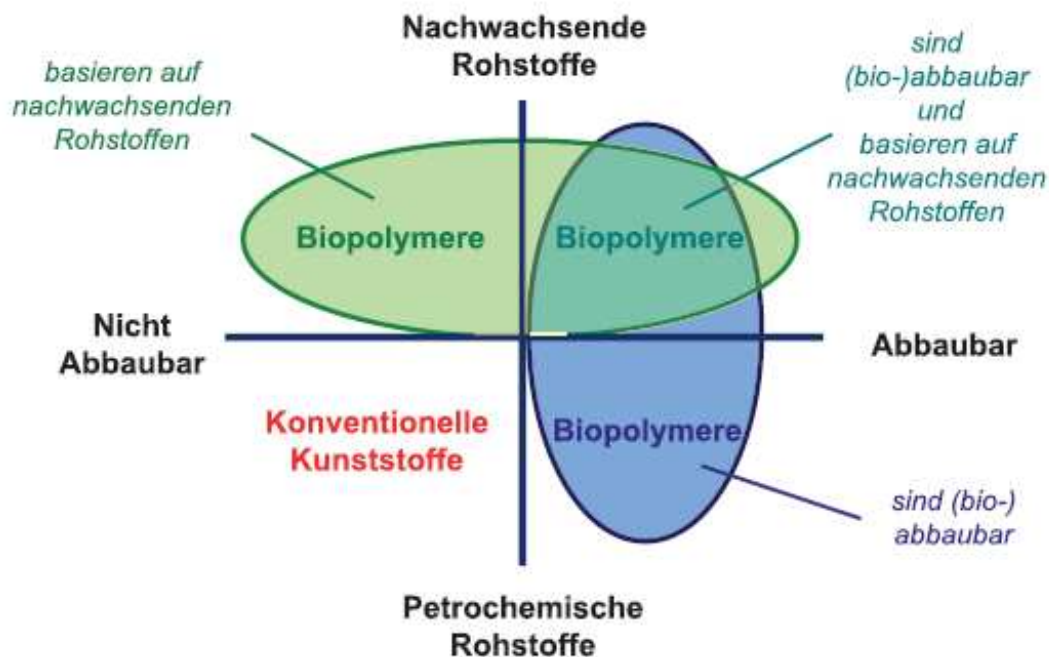


Abbildung 6: Kunststoffe und die Aufteilung in konventionelle und Biopolymere (Nagel 2015).

Biopolymere sind seit Beginn der Industrialisierung bekannt. Kautschuk war eine der ersten Biokunststoffarten bzw. überhaupt Kunststoffarten, welche in großen Mengen hergestellt wurden. Zu Beginn gab es noch keine petrochemischen Rohstoffe und die Kunststoffproduktion beruhte auf Naturprodukten. Durch das Wachstum der petrochemischen Industrie verloren diese Naturrohstoffe an Bedeutung und wurden durch petrochemische Rohstoffe ersetzt. Aufgrund der großen Menge an verfügbaren Rohstoffen wurden immer mehr Produkte aus Kunststoffen produziert. Mit Einsetzen der Umweltbewegung in den 80er Jahren und der daraus aufgetretenen Entsorgungsproblematik wurden seit diesem Zeitraum zuerst biologisch abbaubare Polymere aus petrochemischen Rohstoffen und dann auch biologisch abbaubare Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen entwickelt. Aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit von petrochemischen Rohstoffen fand in den letzten Jahren ein Umdenken in der Entwicklung von Biopolymeren statt. Während früher die Bioabbaubarkeit im Vordergrund stand, rückt jetzt zunehmend die Verfügbarkeit von Rohstoffen – vor allem nachwachsende Rohstoffe– mehr in den Fokus der Forschung und die Biopolymere werden vermehrt unter Berücksichtigung dieser Kriterien hergestellt (Endres und Siebert-Raths 2009:22).

Biopolymere können in drei Generationen eingeteilt werden. Die zu Beginn der Kunststoffherzeugung verwendeten biobasierten Rohstoffe im 19. Jahrhundert sind nicht Teil dieser Einteilung. Die erste Generation kam in den 80er und 90er Jahren auf den Markt. Zu dieser Zeit erhielten alle Umweltbewegungen großen Zulauf. Im Hinblick auf diese Bewegungen wurde die Entwicklung dieser Biokunststoffe stark gefördert, konnten sich aufgrund der ungünstigen politischen Lage und wegen wirtschaftlicher Interessen jedoch nicht durchsetzen. Weiters gab es bei den Entscheidungstragenden in Politik und Wirtschaft noch kein Bedürfnis, Biopolymere stärker zu forcieren, da sich die Produktion von petrobasierten Polymeren billiger gestaltete und die negativen Auswirkungen von Kunststoffen auf die Umwelt noch wenig erforscht waren. Außerdem gab es kaum Bemühungen, Rohstoffe aus Produkten wiederzugewinnen und Abfälle zu recyceln (Endres und Siebert-Raths 2011).

Jene Biopolymere, die der zweiten Generation zugerechnet werden, entstanden nach der Jahrtausendwende. Diese Biokunststoffe weisen fast die gleichen Eigenschaften wie petrobasierte Kunststoffe auf und sind fast durchgängig biologisch abbaubar. Solche Biopolymere wurden vor allem für Verpackungen und Werkstoffe für den Garten und Agrarbereich erzeugt, mit zunehmendem Fortschritt der Forschung wurden auch Produkte für die Textil- und Automobilindustrie hergestellt. Wichtige Biopolymere, die dieser Generation zugerechnet werden können, sind unter anderem Polyvinylalkohole, Polylactide und Stärkeblends (Endres und Siebert-Raths 2009).

Die dritte Generation der Biokunststoffe kam im Zuge der hohen Ölpreise nach der Finanzkrise 2008 auf. Dabei wurde weniger Wert auf die Abbaubarkeit gelegt. Während bei der zweiten Generation die Abbaubarkeit im Vordergrund stand, wurde in der dritten Generation ein Schwerpunkt auf die Substitution von petrobasierten Rohstoffen gelegt. Da petrobasierte Rohstoffe eine sehr lange Entstehungsdauer haben und auch nur an bestimmten Orten anzutreffen sind, kommt es zu einer Limitierung der Förderung. Biobasierte Rohstoffe können im Gegensatz dazu mehr oder weniger schnell angebaut und geerntet werden. Wenn zur

Herstellung von biobasierten Polymeren Abfallstoffe aus der Herstellung von anderen Produkten genutzt werden, kann dabei auf einen fast unerschöpflichen Vorrat zurückgegriffen werden. Dabei sollen die biobasierten Polymere fast die gleichen Eigenschaften aufweisen, wie ihre petrobasierten Pendanten. Für die Herstellung von Polymeren werden oft Additive verwendet, die bisher aus petrobasierten Rohstoffen hergestellt wurden. Im Rahmen dieser Generation sollen Additive wie Pigmente oder Weichmacher hergestellt werden, die auf biobasierten Rohstoffen basieren (Endres und Siebert-Raths 2009:23).

3.1.2 Unterschiedliche Herstellmethoden

Bei der Herstellung von Biokunststoffen gibt es verschiedene Wege, um vom Rohstoff zum Endprodukt zu gelangen, wie in Abbildung 7 zu sehen ist. Die Rohstoffe, aus denen die Polymere hergestellt werden, können entweder petrobasiert oder biologischen Ursprungs sein. Aus diesen beiden unterschiedlichen Rohstoffen können mithilfe von biologischen Prozessen (zum Beispiel Fermentation mittels Bakterien) oder chemischen Reaktionen Polymere hergestellt werden. Dabei können auch petrobasierte Rohstoffe in biologischen Prozessen genutzt werden. Produkte aus einem biologischen Prozess sind immer biologisch abbaubar. Sie werden von Mikroorganismen erzeugt und daher darf es im natürlichen Kreislauf keinen Stoff geben, der nicht abgebaut werden kann, da es ansonsten zu einer Anreicherung dieses Stoffes in der Natur kommt (Endres und Siebert-Raths 2009:92).

Genauso ist es möglich, Rohstoffe biologischen Ursprungs in chemischen Reaktionen reagieren zu lassen. Produkte aus chemischen Prozessen können entweder biologisch abbaubar oder nicht biologisch abbaubar sein, je nachdem welche Struktur das Produkt nach der Reaktion aufweist. Abbaubare Kunststoffe sind in jedem Fall Biopolymere. Bioabbaubare Kunststoffe aus fossilen Rohstoffen zählen auf zu den Biokunststoffen. Bei den nicht abbaubaren Kunststoffen werden nur jene zu den Biopolymeren gezählt, die aus Rohstoffen biologischen Ursprungs hergestellt wurden. Alle anderen werden zu den konventionelle Kunststoffen eingeordnet (Endres und Siebert-Raths 2009:92).

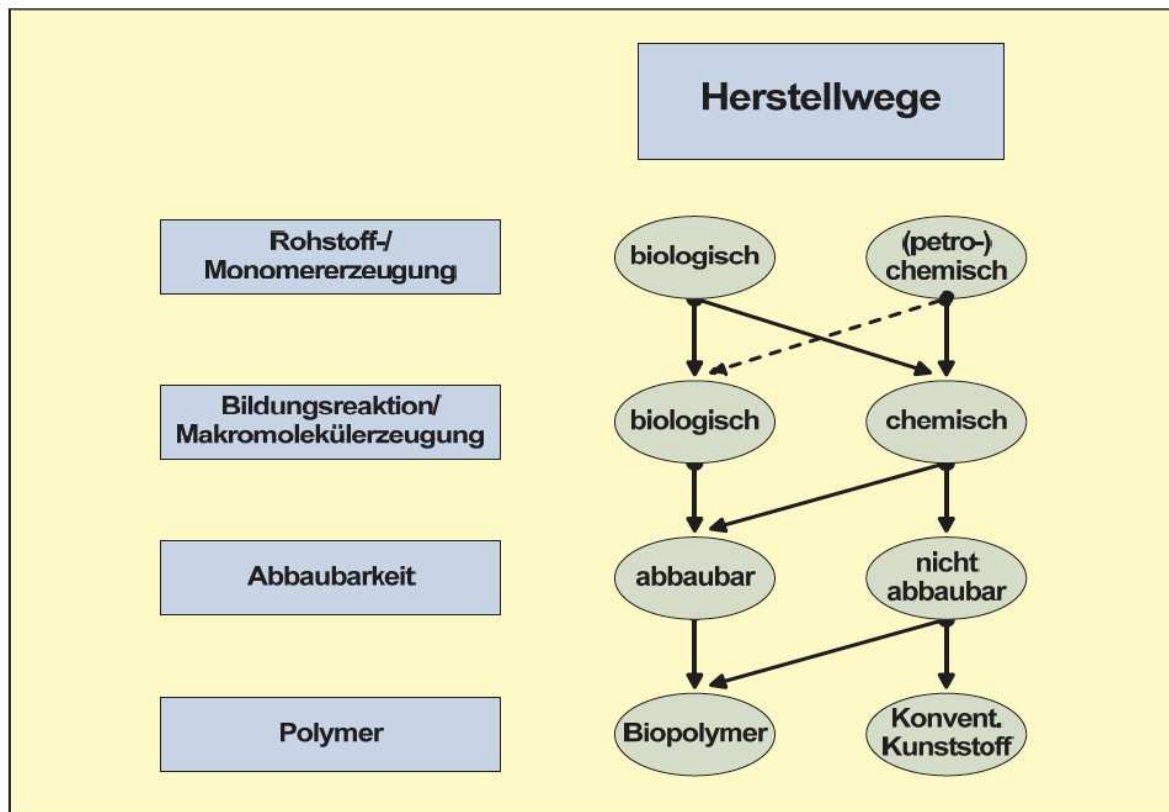


Abbildung 7: Unterschiedliche Herstellwege für Biokunststoffe (Endres und Siebert-Raths 2009:91).

Aufgrund dieser unterschiedlichen Herstellwege können die Methoden zur Herstellung von Biokunststoffen in fünf verschiedene Gruppen eingeteilt werden (Endres und Siebert-Raths 2009:92):

- Chemische Synthese von petrobasierten Rohstoffen (zum Beispiel Polyvinylalkohol oder Polycaprolacton),
- Chemische Synthese von Rohstoffen biologischen Ursprungs (zum Beispiel Polymilchsäure, Bio-PE, Bio-PA oder Bio-PUR),
- Direkte Biosynthese der Polymere (zum Beispiel Polyhydroxyalkanoate),
- Modifizierung von nachwachsenden Rohstoffen (zum Beispiel Stärke- oder Cellulosederivate) und
- Herstellung von Blends bzw. Mischungen von verschiedenen Polymeren (zum Beispiel Blends aus Stärke, Cellulose oder Polymilchsäure).

3.1.3 Biokunststoffarten

In diesem Kapitel sollen die wichtigsten Biokunststoffarten sowie ihre Eigenschaften beschrieben werden. Weiters sollen die Ausgangsprodukte und die Herstellung aufgezeigt und Produkte aus diesen Biopolymeren genannt werden.

3.1.3.1 Polylactide (Polylactic Acid, Polymilchsäure)

Polylactide (PLA), umgangssprachlich auch Polymilchsäuren genannt, sind der wichtigste Vertreter von Biokunststoffen, die durch chemische Synthese von Rohstoffen biologischen Ursprungs produziert werden. Polymilchsäure wird von Mikroorganismen aber auch von Säugetieren und dem menschlichen Körper bei Übersäuerung der Muskulatur erzeugt (Endres und Siebert-Raths 2011:103). PLA bzw. deren Vorprodukte wie Milchsäure können durch Mikroorganismen durch Fermentation aber auch durch Hydrolyse von petrobasierten Rohstoffen (Lactonitril) hergestellt werden. Milchsäure ist seit dem 18. Jahrhundert bekannt und wird seit Ende des 19. Jahrhunderts industriell hergestellt. Dabei wurde die Milchsäure für die Lebensmittelindustrie verwendet (Türk 2014:367).

Aktuell findet die Herstellung von Milchsäure fast nur noch auf dem fermentativen Weg statt, da diese Herstellvariante billiger ist als die synthetische Herstellung und Milchsäure mit einer höheren Reinheit erzeugt werden kann. Zur Produktion von Milchsäure mittels Fermentation können Bakterien und Pilze eingesetzt werden. Bakterien stellen Milchsäure unter anaeroben Bedingungen her, während Pilze unter aeroben Bedingungen produzieren. Ein weiterer wesentlicher Unterschied ist die geringere Ausbeute und der höhere Energiebedarf für das Rührwerk zur Sauerstoffzufuhr bei Pilzen, während Bakterien für die Produktion von Milchsäure eine höhere Reaktionsgeschwindigkeit aufweisen und komplexe Stickstoffverbindungen zum Verstoffwechseln benötigen (Türk 2014:367).

Es gibt zwei verschiedene Isomere der Milchsäure, das L-Enantiomer, das von Säugetieren und Bakterien, und das D-Enantiomer, das nur von Bakterien produziert wird. Die unterschiedlichen Bakterienarten, die für die Produktion von Milchsäuren eingesetzt werden, können entweder D- oder L-Enantiomere produzieren, manche Bakterienarten können auch beide Stereoisomere erzeugen. Je nachdem welche Enantiomere benötigt werden, werden für dieses Verhältnis spezielle Bakterienarten eingesetzt (Türk 2014:368). In Abbildung 8 ist die chemische Struktur von PLA dargestellt.

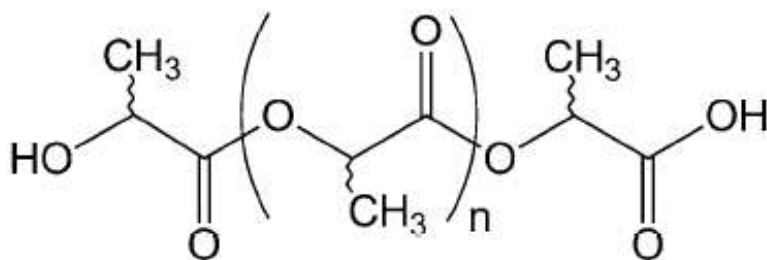


Abbildung 8: Chemische Struktur von PLA (Türk 2014:372).

Als Rohstoffquelle für die Produktion werden vorrangig Kohlenhydrate eingesetzt. Diese Rohstoffe werden jedoch auch als Nahrungsmittel verwendet, darum ist ihr Einsatz in der Produktion von Kunststoffen umstritten. Als Rohstoffquellen können Saccharide aus Mais, Kartoffel, Zuckerrohr und Zuckerrüben, aber auch Stärke aus Getreide, Reis und Kartoffeln zur Anwendung kommen. Ein Rohstoff, der nicht in der Lebensmittelherstellung Verwendung findet, ist das Nebenprodukt Melasse. Pflanzenreste, die Lignocellulose enthalten, können auch als Rohstoff für die Kunststoffherstellung verwendet werden. Jedoch benötigen diese Stoffe energieintensive Aufbereitungsverfahren, um die Stoffe in eine Form zu bringen, die von Mikroorganismen verstoffwechselt kann. Die Forschung beschäftigt sich aktuell mit dem enzymatischen Abbau von Lignocellulose im großen Maßstab und der Herstellung von Enzymen dafür. Es sind jedoch nur wenige Organismen in der Lage, diesen Stoff abzubauen. Da Pflanzenreststoffe bei der Lebensmittelproduktion in großen Mengen als Nebenprodukt anfallen, ist diese Art von Biomasse ein billiger Rohstoff für die Fermentation aber auch die Biogasherstellung, die in der Zukunft Verwendung findet (Türk 2014:368-369).

Milchsäure kann entweder im Batchverfahren oder im kontinuierlichen Verfahren hergestellt werden. Beim diskontinuierlichen Verfahren können die Parameter genau auf die erforderlichen Bedingungen eingestellt werden, darum können bei diesem Verfahren höhere Ausbeuten erzielt werden. Die Produktion findet in zwei Schritten statt. Im ersten Schritt findet ein Wachstum der Mikroorganismen statt und im zweiten Schritt verstoffwechseln diese dann die zur Verfügung gestellte Nährstofflösung und produzieren Milchsäure. Diese reagiert nach Zugabe von Calciumcarbonat oder Calcium-, Natrium oder Ammoniumhydroxid mit dem zugegebenen Stoff und wird als Natrium-, Calcium- oder Ammoniumlactat aus dem Reaktor entfernt. Das Lactat wird entweder mit Schwefel- oder Phosphorsäure versetzt, sodass wieder Milchsäure entsteht. Die noch vorhandene Biomasse sowie andere Feststoffe werden abgetrennt und die Milchsäure gereinigt. Bei der Reaktion mit Schwefelsäure kann als Nebenprodukt Gips als Feststoff gewonnen werden. Die so hergestellte Milchsäure dient neben der Herstellung von PLA auch als Ausgangsprodukt von biogenen Propylenglykol sowie Acrylsäure und für die Synthese von Acetaldehyd (Türk 2014:370-371).

Um aus Milchsäure Polylactide herzustellen, gibt es drei verschiedene Ansätze. Der am häufigsten verwendete Prozess ist die Ringöffnungspolymerisation. Die beiden anderen Herstellwege sind die Kondensationsreaktion und die azeotrope, dehydratisierende Kondensation. Bei der Kondensationsreaktion werden meist nur kurzkettige Moleküle hergestellt, weshalb Chemikalien zur Kettenverlängerung benötigt werden. Weiters ist die Entfernung des Wassers, das bei der Kondensation entsteht, ein aufwendiger Prozess, sodass trotz des kostengünstigen Verfahrensablaufs diese Herstellmethode nur selten angewandt wird. Bei der azeotropen, dehydratisierenden Kondensation entstehen längere Molekülketten, die jedoch mit den Katalysatoren verunreinigt sind, sodass eine aufwendige Abtrennung der unerwünschten Teile stattfinden muss. Dies sorgt dafür, dass auch dieses Verfahren nur selten angewendet wird (Türk 2014:373).

Für die Ringöffnungspolymerisation wird ein Dilactid aus zwei Milchsäuremolekülen benötigt. Dieses wird aus den Lactiden mittels Depolymerisation und unter Anwesenheit eines

Katalysators hergestellt. Der Katalysator beeinflusst die Selektivität der Reaktion und man kann vorbestimmen, welche Isomere von Dilactid benötigt werden. Es können entweder D,D-Lactide aus zwei D-Enantiomeren, L,L-Lactide aus zwei L-Enantiomeren oder Meso-Lactide aus einem D- und einem L-Enantiomer hergestellt werden. Mittels einer Destillation wird das Dilactid abgetrennt und die verbliebenen Reste aus Wasser und nicht reagierter Milchsäure können wieder in den Prozess rückgeführt werden, sodass es zu keinen Verlusten an biobasierter Milchsäure kommt. Das abgetrennte Dilactid wird im nächsten Schritt mit einer Ringöffnungspolymerisation polymerisiert, das bedeutet, der Ring wird aufgespalten und es entstehen lineare Ketten mit Verzweigungen. Bei der anionischen bzw. der kationischen Polymerisation kommt es durch die verwendeten Lösungsmittel zu Verunreinigungen, sodass fast nur die Koordination-/Insertionspolymerisation verwendet wird. Bei dieser Polymerisation werden Katalysatoren wie Zinn-, Zink- und Aluminiumverbindungen aber auch Metalle der Seltenen Erden verwendet. Die beste Ausbeute erhält man mit Zinn(II)-octoat. Im Anschluss wird das PLA noch gereinigt, mit Zusatzstoffen versehen und dann granuliert, um es für den Weitertransport bzw. die Weiterverarbeitung in eine bessere Form zu bringen (Türk 2014:374).

PLA-Kunststoffe sind einer der am meisten hergestellten Biopolymere neben Kunststoffen aus Stärke. Sie kommen oft in Kombination mit anderen biobasierten aber auch petrobasierten Kunststoffen als Blends vor, wobei die Kombination mit petrobasierten Polymeren dem Gedanken des biogenen Kunststoffes widerspricht. PLA-Blends weisen eine breite Streuung ihrer Eigenschaften auf, da sich diese mit dem Mischverhältnis von PLA mit dem anderen Polymer stark ändern kann (Endres und Siebert-Raths 2011:162). Reines PLA ist kompostierbar und wird daher oft für Produkte verwendet, die eine kurze Lebensdauer haben. Weiters dringt Sauerstoff und Feuchtigkeit durch das Biopolymer, diese Eigenschaft wird für Verpackungen von Obst, Gemüse bzw. Brot verwendet. Bei diesen Anwendungen ist es gewollt, dass es zu einem Austausch der Luft kommt und die Verpackung nicht perforiert werden muss. Wenn keine Additive zugesetzt werden, ist PLA sehr spröde, dafür aber beständig gegen Alkohol, Fette und Wasser. Außerdem ist es eine gute Geruchsbarriere, jedoch verliert es bei Erwärmung seine Struktur. PLA kann als Ersatzprodukt für bestimmte Anwendungen von petrobasierten PE, PP, PA sowie PET dienen, jedoch gibt es Restriktionen beim Spritzgießen (Türk 2014:376-380).

3.1.3.2 Stärkepolymere

Stärkepolymere sind Polymere, die durch Modifizierung von molekularen, nachwachsenden Rohstoffen hergestellt werden. Das Ausgangsprodukt hierbei ist die Stärke, welche ein Polysaccharid wie beispielsweise Cellulose ist und zur Gruppe der Kohlenhydrate gehört. Die Gewinnung von Stärke erfolgt aus Mais, Weizen, Tapioka, Reis oder Kartoffel und unterscheidet sich regional je nach verfügbarer Quelle. Die Früchte bzw. die Getreidesorten müssen zerkleinert und dann entwässert werden, um eine Abtrennung der Stärke zu erreichen. Danach muss eine Abscheidung von den verschiedenen Bestandteilen der Pflanzen wie zum Beispiel Fette, Proteine oder mineralische Bestandteile erfolgen. Diese Bestandteile können

je nach Anbaugebiet variieren. Stärke wird seit Jahrzehnten in der Tierfutter- und Nahrungsmittelindustrie verwendet, daher gibt es schon gut funktionierende und erprobte Herstellungsprozesse. Stärke besitzt die chemische Formel $(C_6H_{12}O_5)_n$ (Beier 2009:129-133).

Für die Weiterverarbeitung der Stärke zu Biokunststoffen gibt es vier verschiedene Verfahren. Bei der partiell fermentierten Stärke wird die Stärke durch Mikroorganismen zu anderen Rohstoffen umgewandelt, aus denen dann Polymere hergestellt werden können. Ein Beispiel hierfür sind Milchsäurebakterien, die einen Teil der Stärke in Milchsäure umwandeln. Danach wird das Gemisch getrocknet und mit Additiven wie zum Beispiel Farbpigmenten oder Füllstoffen versehen und mit einem Extrusionsprozess zu den gewünschten Produkten geformt. Für diese Art der Biopolymerherstellung können auch Reststoffe aus der Lebensmittelindustrie wie zum Beispiel die flüssigen Überreste aus der Herstellung von Kartoffelchips als Rohstoff verwendet werden. So verringert sich der Flächenbedarf bzw. die Konkurrenzstellung der Biopolymerherstellung zur Lebensmittelherstellung (Türk 2014:249).

Die thermoplastische Stärke entsteht durch die Zerstörung der Struktur der Stärke durch hohe Temperatur, Scherung und hohen Druck. Bei diesem Verfahren wird die Aufnahme von Weichmachern in die Struktur begünstigt und deshalb die mechanischen Eigenschaften des Polymers verbessert. Jedoch sind die mechanischen Eigenschaften bei anderen Biokunststoffen bedeutend besser als bei der thermoplastischen Stärke. Die Polymere sind hydrophil und können mittels Extrusion weiterverarbeitet werden (Türk 2014:250).

Bei der chemischen Modifizierung wird die funktionelle Hydroxylgruppe genutzt, um die Stärke entweder mit einer Säure reagieren zu lassen oder um eine Veresterung bzw. Veretherung der Stärke zu verursachen. Diese Herstellmethode ist aufwendig und kostenintensiv. Auch die chemisch modifizierte Stärke ist hydrophil. Darum findet dieses Biopolymer als alleinige Komponente nur in sehr speziellen Fällen Anwendung (Türk 2014:250).

Die vierte Gruppe von Biopolymeren, die Stärke beinhalten, sind Stärkeblends. Dabei werden entweder partiell fermentierte Stärke, thermoplastische Stärke oder chemisch modifizierte Stärke mit anderen Komponenten vermischt. Diese Komponenten können andere bioabbaubare, biobasierte Kunststoffe sein, jedoch auch petrobasierte, bioabbaubare Polymere oder andere anorganische Verbindungen, die den Polymeren verbesserte Eigenschaften verleihen, wie zum Beispiel Füllstoffe oder Farbpigmente (Türk 2014:250). Stärkeblends können auch mit petrobasierten, nicht bioabbaubaren Kunststoffen gemischt werden, damit diese Kunststoffe von Mikroorganismen teilweise abgebaut werden können. Dieses Verfahren wird angewendet, um mit einer Abbaubarkeit nach ÖNORM EN 13432 werben zu können (Türk 2014:251). Jedoch ist es für die Mikroorganismen nur möglich, die stärkehaltigen Anteile abzubauen. Die petrobasierten Bestandteile werden zwar zerkleinert, bleiben jedoch erhalten und reichern sich im Boden oder im Wasser an. Um dieser Anreicherung entgegenzuwirken, sollten Stärkeblends ausschließlich mit bioabbaubaren Polymeren hergestellt werden, da dann alle Komponenten abgebaut werden können (Endres und Siebert-Raths 2009:136).

Aufgrund der Hydrophilie kommen Stärkepolymere meist in Blends in Kombination mit anderen Komponenten vor und sie werden für kurzlebige Produkte verwendet. Ein großes Anwendungsgebiet sind Verpackungen wie zum Beispiel Einkaufstaschen oder Bioabfallsäcke aber auch Einwegbesteck. Weiters kommen stärkehaltige Polymere als Ersatz von PS als Verpackungsmaterial zum Einsatz und in der Landwirtschaft werden stärkehaltige Mulchfolien verwendet, da diese nach Verwendung einfach im Boden verbleiben können und dort abgebaut werden (Türk 2014:250).

3.1.3.3 Cellulosepolymere

Cellulose ist wie Stärke ein Polysaccharid, jedoch sind Polymere aus Cellulose bereits sehr lange bekannt. Die ersten Polymere überhaupt wurden aus Cellulose hergestellt, da es damals noch keine petrobasierten Rohstoffe in entsprechender Menge gab und weil Cellulose in großen Mengen verfügbar war. Damals sprach man noch nicht von Biopolymeren, sondern nur von Polymeren (Endres und Siebert-Raths 2011). Ein weiterer Rohstoff, der zur Biopolymerherstellung genutzt wird, ist Hemicellulose. Der Unterschied zwischen Cellulose und Hemicellulose ist die Länge der Ketten und den Verzweigungen. Weiters besteht Cellulose fast nur aus Glucose-Molekülen, während Hemicellulose aus verschiedenen Saccharid-Molekülen aufgebaut ist (Türk 2014:233). Cellulose, die nur aus Glucosemolekülen besteht, kommt nur in wenigen Algenarten vor, bei allen anderen Pflanzenarten besteht Cellulose auch aus anderen Sacchariden (Türk 2014:176).

Cellulose und Hemicellulose kommen vor allem in Holz, welches ein biogener Verbundwerkstoff ist, vor. Dabei dient die Cellulose als Faser und Strukturpolysaccharid, Hemicellulosen sind ein Bestandteil der Matrix, die die Fasern zusammenhält. Die dritte Komponente ist Lignin, das den größeren Anteil an der Matrix ausmacht. Im Holz ist die Cellulose der zugfeste Bestandteil, während das Lignin die druckfeste Komponente darstellt und dafür sorgt, dass die Cellulose nicht sofort abgebaut wird (Türk 2014:176).

Cellulose ist wie Stärke ein Polysaccharid und besitzt wie Stärke die chemische Formel $(C_6H_{12}O_5)_n$, jedoch weisen beide sehr unterschiedliche Eigenschaften auf. Die Unterschiede ergeben sich durch die Art der Bindung. Stärke entsteht durch Bindungen von α -Glucosemolekülen, während Cellulose durch Bindungen von β -Glucosemolekülen entsteht. Die Orientierung der Bindung der Glucosemoleküle untereinander ist auch ein Unterscheidungskriterium. Bei Cellulose sind es β -glykosidische Bindungen, bei Stärke sind die Bindungen α -glykosidisch. Der Unterschied zwischen den beiden Arten von Glucose ist die Anordnung der OH-Gruppen. Daraus ergeben sich die sehr unterschiedlichen Eigenschaften. Weiters ist Cellulose ein Strukturpolysaccharid, während Stärke ein Reservepolysaccharid ist. Der größte Unterschied zwischen Stärke und Cellulose ist die Verstoffwechselbarkeit. Stärke kann auch von vielen Lebewesen – auch von Menschen – abgebaut werden, Cellulose jedoch nur von wenigen Lebewesen, wie Wiederkäuern, Termiten und Braunfäulebakterien (Türk 2014:177).

Zur Herstellung von Biokunststoffen aus Cellulose muss zuerst die Cellulose gewonnen werden. Der Rohstoff, der für diese Gewinnung genutzt wird, ist oft Holz, da er in großen Mengen vorzufinden ist. Aber auch Abfälle aus der Industrie können verwendet werden. Zur Gewinnung muss die Cellulose vom Lignin getrennt werden. Dies kann mithilfe von chemischen, aber auch mit enzymatischen Methoden erfolgen. Bei der enzymatischen Gewinnung werden nur die Stoffe gewonnen, die gewünscht sind, die ablaufenden Reaktionen können sehr genau eingestellt werden. Bei der chemischen Gewinnung laufen neben den gewünschten Reaktionen auch viele Nebenreaktionen ab. Die enzymatische Gewinnung ist noch nicht ausreichend erforscht, sodass aktuell die chemische Gewinnung von Cellulose angewandt wird (Al-Kaidy et al. 2014).

Baumwolle enthält fast die doppelte Menge an Cellulose im Vergleich zu Hölzern, jedoch werden Hölzer in größeren Mengen angepflanzt und es sind große Mengen verfügbar. Harthölzer wie Buche oder Ahorn enthalten mehr Cellulose als Weichhölzer wie Fichte oder Wacholder, wobei bei beiden Holzarten der Anteil unter 50 % liegt. Das Hauptanwendungsgebiet von Cellulose ist die Papierherstellung, sie wird jedoch auch in der Bekleidungsindustrie eingesetzt oder findet in der Lebensmittelindustrie als Filtrierhilfsmittel oder als Nitrocellulose als Explosivstoff Anwendung (Türk 2014:180).

Biopolymere aus Cellulose können in zwei Arten eingeteilt werden. Celluloseregenerate kommen meist als Fasern oder Folien vor, Cellulosederivate in den Formen Celluloseester bzw. Celluloseether werden meist für dreidimensionale Produkte wie Kugelschreiber verwendet. Bei der Herstellung von Celluloseregenerate wird die Cellulose chemisch gelöst und dann in die gewünschte Form gebracht. Der bedeutendste Herstellprozess ist das Viskoseverfahren. Dieser Prozess ist in Abbildung 9 dargestellt. Beim Viskoseverfahren werden der Zellstoff mit der Cellulose mit 20% Natronlauge (NaOH) versetzt. Die Cellulose geht dabei eine Verbindung mit der Natronlauge ein und es wird Alkalicellulose gebildet. Die Hemicellulosen werden nicht gebunden, sondern gelöst und abgetrennt. Die Alkalicellulose wird gepresst und zerfasert. Im Anschluss werden die Fasern einer Vorreife unterzogen, um die langkettigen Cellulosemoleküle partiell abzubauen und so eine geringere Viskosität zu erlangen (Endres und Siebert-Raths 2011:118).

Im nächsten Schritt wird Schwefelkohlenstoff hinzugefügt und es entsteht das Cellulosexanthogenat, welches eine zähe Konsistenz und orangegelbe Farbe aufweist. Diese zähe Masse wird mit Natronlauge versetzt, wodurch sie in Lösung geht, und die gewünschte Viskose bildet. Diese wird gefiltert und dann zum Nachreifen für einige Tage in einem Tank gelagert. Durch höhere Temperaturen und einen Filter kann dieser Vorgang beschleunigt werden. Im Anschluss wird das Cellulosexanthogenat mit Schwefelsäure, Natrium- und Zinksulfat versponnen und die Cellulose wieder in ihre ursprüngliche chemische Form gebracht, also regeneriert. Zur Verbesserung der Festigkeit werden die Fasern in einen heißen Luftstrom gebracht und verstreckt. Zur Herstellung von flächigen Produkten wird die Viskose durch Schlitzdüsen in Becken mit Natrium- und Ammoniumsulfat gespritzt und danach gereinigt und getrocknet. Dadurch entsteht Zellglas, eine Folie, die durch Mikroorganismen abgebaut werden kann und die unter dem Markennamen Cellophan bekannt ist und als

Lebensmittelverpackung zur Anwendung kommt. Wenn Viskose nach der Herstellung direkt zu Garn versponnen wird, werden beispielsweise Bekleidungs- und Möbelbezüge daraus hergestellt. (Türk 2014:195-197).

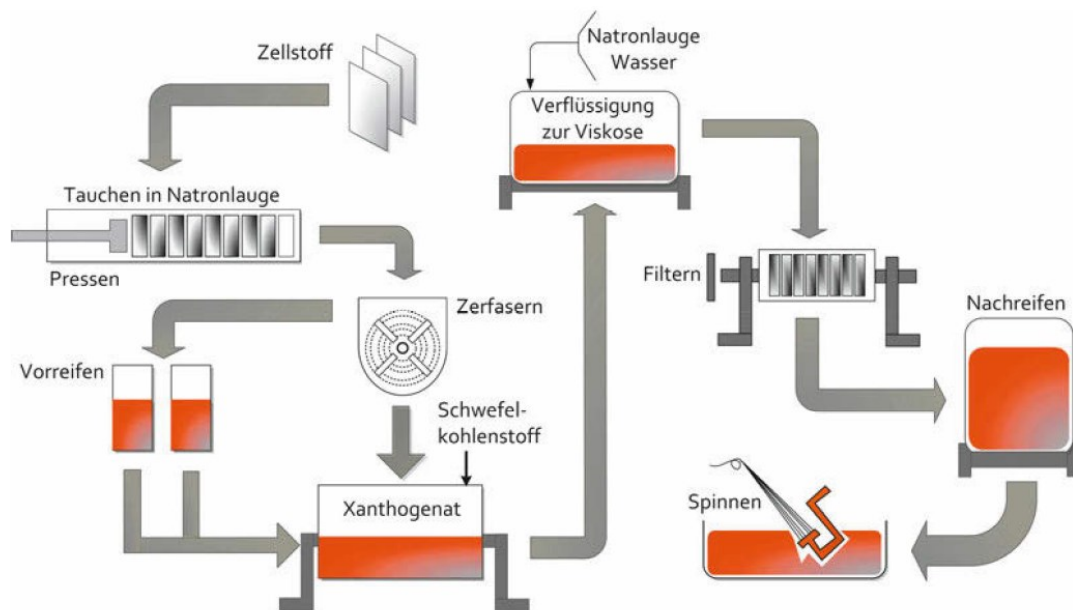


Abbildung 9: Herstellprozess für ein Cellulosederivat mit dem Viskoseverfahren (Türk 2014:194).

Celluloseester, ein Vertreter von Cellulosederivate, ist einer der ersten thermoplastischen Kunststoffe. Er wurde schon ab Mitte des 19. Jahrhundert hergestellt. Cellulose besitzt drei Hydroxygruppen, an welchen die Ester gebildet werden können. Da Cellulose eine komplexe Struktur besitzt, werden jedoch nur wenige Ester daran gebunden. Es kommen vor allem Celluloseester von Essigsäure, Buttersäure und Propionsäure zum Einsatz. Jedoch gibt es auch Kombinationen aus den oben genannten Säuren, wie das Celluloseacetatpropionat (Endres und Siebert-Raths 2011:121-122).

Die Herstellung von Celluloseester erfolgt durch die Reaktion von Zellstoff mit dem Säureanhydrid in Essigsäure oder Methylenchlorid, wobei eine starke Säure wie Schwefelsäure als Katalysator fungiert. Aus Gründen der Einfachheit wird zuerst eine vollständige Acetylierung durchgeführt, um im Anschluss durch Hydrolyse, Zugabe von Wasser und höhere Temperatur die Anzahl der Acetylgruppen zu senken. Eine direkte Herstellung mit der gewünschten Anzahl an Acetylgruppen ist nicht möglich, da dabei nur vollständig acetylierte und nicht acetylierte Cellulose entsteht. Um bessere thermoplastische Eigenschaften zu erhalten, werden Weichmacher hinzugefügt. Produkte, die aus partiell acetylierten Celluloseester hergestellt werden, sind Griffe, Brillengestelle, Telefone oder Schaltknöpfe. Früher wurden auch in der Automobilindustrie Bauteile aus Celluloseester verwendet, jedoch wurden diese durch petrochemisch hergestellte Kunststoffe verdrängt. Bei Kugelschreibern und anderen Stiften ersetzt der Celluloseester mittlerweile petrobasierte Kunststoffe, da hier der Einsatz von Biopolymeren die Haptik stark verbessert hat (Türk 2014:200-202).

Ein weiterer Celluloseester ist das Celluloid, das aus 70-75 % Cellulosenitrat und 25-30 % Campher besteht. Campher wird aus der Rinde oder dem Harz des Campherbaums gewonnen und fungiert als Weichmacher (Endres und Siebert-Raths 2009:145). Cellulosenitrat ist ein Dinitrat, das aus Zellstoff oder Baumwolle, das mit Nitriersäure versetzt wird, gewonnen wird. Nitriersäure ist ein Gemisch aus Salpetersäure, Schwefelsäure und Wasser. Der Nitrierungsgrad kann durch das Mischverhältnis von Schwefel- und Salpetersäure eingestellt werden. Cellulosenitrat wurde in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts durch Zufall entdeckt. Bei fast vollständiger Nitrierung entsteht Nitrocellulose oder auch Schießbaumwolle, welche als Ersatz für Schwarzpulver oder Sprengstoff Verwendung findet. Celluloid kann als der erste etablierte Thermoplast bezeichnet werden, jedoch wurden zu Beginn minderwertige Rohstoffe eingesetzt, sodass die Produkte schnell kaputt gingen. Der größte Anwendungsbereich für Celluloid war als Trägermaterial für Filme. Das Material war jedoch leicht entzündlich, wodurch nach Alternativen gesucht und Celluloid als Material für Filme durch andere Materialien ersetzt wurde. Weitere Produkte aus Celluloid sind Käämme, Brillengestelle oder Tischtennisbälle (Türk 2014:203-205).

Celluloseether entstehen durch Veretherung von Cellulose mit Alkoholen und werden vorrangig in Baustoffen, Kosmetika, Farben oder in der Papierindustrie eingesetzt. Biopolymerprodukte aus Celluloseether werden nicht hergestellt, darum wird auf die Herstellung und Eigenschaften im Rahmen dieser Arbeit nicht näher eingegangen (Endres und Siebert-Raths 2011:120-121). Cellulosehaltige Polymere werden auch in Kombination mit anderen Polymeren in Blends eingesetzt. Oft wird dabei thermoplastische Stärke verwendet. Aus diesen werden dann Verpackungsfolien hergestellt (Endres und Siebert-Raths 2009:152).

Für alle Cellulosepolymere gilt, dass der Rohstoff Cellulose aus Holz leicht verfügbar ist. Jedoch benötigen manche Herstellverfahren viele Chemikalien, die zum Teil gesundheitsschädlich sind. Cellulosepolymere sind zum Teil schon sehr lange bekannt und in manchen Bereichen wurden petrobasierte Polymere durch biobasierten Kunststoffe ersetzt. Sie weisen für die jeweiligen Anwendungsbereiche gute Eigenschaften auf und sind in vielen Verarbeitungsprozessen verarbeitbar. Biopolymere auf Basis von Cellulose sind bioabbaubar, jedoch nicht kompostierbar. Da jedoch oft Weichmacher aus petrobasierten Rohstoffen verwendet und diese nicht abgebaut werden können, ist ein vollständiger biologischer Abbau nicht möglich, jedoch wird die Abbaubarkeit nach ÖNORM EN 13432 erreicht (Türk 2014:200-206).

3.1.3.4 Lignin

Lignin ist neben Cellulose und Hemicellulosen ein wichtiger Bestandteil von Pflanzenzellen und dient dabei als Matrix, die die Fasern aus Cellulose zusammenhält. Lignin fällt bei der Zellstoffherstellung als Nebenprodukt an. Zur Herstellung muss die Bindung mit Cellulose aufgebrochen werden. In den unterschiedlichen Pflanzenarten kommt Lignin in verschiedenen Strukturen vor, sodass es zu Unterschieden in den Eigenschaften kommt. Lignin wird oft als Ersatz für petrobasierte Bindemittel wie Phenolharze eingesetzt. Dabei können auch Formteile

entstehen, die bei sehr hohen Temperaturen noch beständig sind. Wenn Lignin mit Naturfasern und Schellack gemischt wird, können aus dieser Mischung Spritzgussteile hergestellt werden. Es werden auch Blends von ligninhaltigen Polymeren mit Polyhydroxyalkanoate produziert. Polymere auf Ligninbasis weisen zum Teil ähnliche Eigenschaften wie petrobasierte Kunststoffe auf (Türk 2014:344-351).

3.1.3.5 Hemicellulosen

Hemicellulosen oder Polyosen sind der dritte wichtige Bestandteil neben Lignin und Cellulose in Pflanzenzellen. Sie sind wie Lignin Bestandteil der Matrix und werden bei der Zellstoffherstellung vom Lignin gelöst und von der Cellulose getrennt. Im Unterschied zu Cellulose sind Hemicellulosen aus verschiedenen Saccharid-Monomeren aufgebaut und weisen Verzweigungen auf, was auch die verbesserte Löslichkeit im Vergleich zu Cellulose erklärt (Fink 2019:514). Hemicellulosen sind keine homogene Gruppe an Polysacchariden, sondern unterscheiden sich je nach Herkunft in ihren Eigenschaften und der Struktur stark. Die wichtigsten Hemicellulosen sind Poly-Hexosen (Mannane) und Poly-Pentosen (Xylan). Xylan dient als Rohstoff für die Herstellung von Furanharzen und kann nach einer Hydrolyse und einer Hydrierung in Form von Xylit als Baustein für wichtige Chemikalien wie Ethylenglykol, Glycerin oder Propylenglykol eingesetzt werden. Bei der letztgenannten Anwendung muss jedoch eine ausreichende Reinheit gewährleistet sein, um diese Chemikalien erzeugen zu können (Fink 2019:233,420).

3.1.3.6 Polyhydroxyalkanoate

Bei manchen Biokunststoffen muss keine Polymerisation durchgeführt werden, da Mikroorganismen und andere Lebewesen diese mittels einer Biosynthese von den Mikroorganismen selbst durchführen. Die Polymere werden von den Kleinstlebewesen in den Zellen gespeichert. Durch Bakterien können sehr viele verschiedene Polymere erzeugt werden, jedoch sind nur maximal zehn für die industrielle Verarbeitung geeignet. Durch die direkte Synthese der Polymere können sehr reine Ausgangsstoffe gewonnen werden, da keine Katalysatoren verwendet werden müssen, die eine Verunreinigung verursachen können (Endres und Siebert-Raths 2009:121-123).

Polyhydroxyalkanoate (PHA) sind Polymere, welche durch Bakterien vollständig synthetisiert werden kann. Ein Beispiel für ein solches Polymer ist Polyhydroxybutyrat (PHB). Der wichtigste Herstellungsweg ist die Fermentation durch Bakterien. Andere Herstellverfahren sind die Synthese in gentechnisch veränderten Pflanzen und die enzymatische Katalyse in zellfreien Systemen. Die letzten beiden Prozesse befinden sich noch im Forschungsstadium und werden dadurch nicht zur Herstellung von Polyhydroxybutyrat genutzt. PHA kann im diskontinuierlichen Verfahren aus Bakterien gewonnen werden, die es bei einem Mangel an Nährstoffen bei gleichzeitigem Überangebot von Kohlenstoff in den Zellen einspeichern und

bei Mangel von Nährstoffen wieder abbauen (Türk 2014:295). In Abbildung 10 ist die allgemeine, chemische Struktur von PHAs zu sehen.

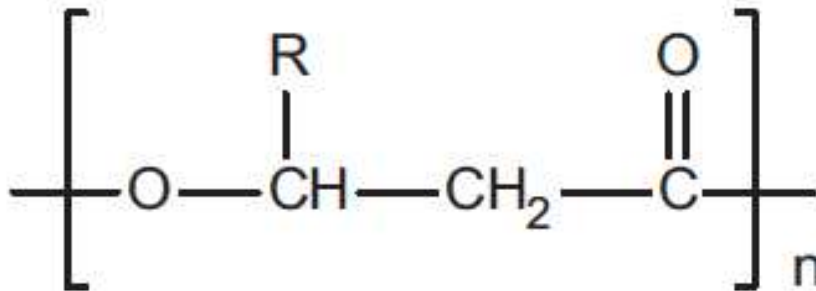


Abbildung 10: Chemische Struktur von PHAs (Endres und Siebert-Raths 2009:121).

Polyhydroxyalkanoate können auch im kontinuierlichen Verfahren gewonnen werden. In der kontinuierlichen Herstellung erfolgt die Vermehrung und das Wachstum der Mikroorganismen zeitgleich mit der Produktion und Einlagerung von PHA. Im diskontinuierlichen Verfahren werden zuerst die Bakterien mit speziellen Nährstofflösungen vermehrt und großgezogen. Danach erfolgt die Synthese von Polyhydroxyalkanoaten in speziell dafür vorgesehenen Nährstofflösungen und unter eingestellten Fermentationsbedingungen. Da im diskontinuierlichen Verfahren die für den jeweiligen Verfahrensschritt notwendigen Bedingungen wie Nährstoffangebot und Temperatur besser eingestellt werden können, wird dieses Verfahren, das auch Batchverfahren genannt wird, zur Gewinnung von PHAs angewandt. Durch die besser einstellbaren Fermentationsbedingungen können die Bakterien mehr PHA einlagern und somit liegt die gewonnene Ausbeute höher als im kontinuierlichen Verfahren. Als Nährstoffquellen können Glucose, Methanol, Alkane, organische Säuren aber auch Nebenprodukte aus der Lebensmittelindustrie wie Melasse oder Molke herangezogen werden. Durch Einstellung der Fermentationsbedingungen und Zugabe von speziellen organischen Verbindungen wie Propionsäure können durch die Bakterien verschiedene Copolymere gebildet und im Anschluss gewonnen werden. Die Gewinnung von PHAs mit Bakterien ist sehr effektiv, da mit hohen Ausbeuten von bis zu 90 %, bezogen auf das Trockengewicht der Zellen, gerechnet werden kann (Endres und Siebert-Raths 2009:124-126).

Das von den Bakterien eingelagerte PHA kann durch physikalische oder chemische Methoden oder durch Enzyme gewonnen werden. Bei der physikalischen Methode wird die abgetrennte Zellsuspension mit einem Lösungsmittel behandelt und die Polyhydroxyalkanoate extrahiert. Als Lösemittel werden oft Chloroform, Dichlorethan und Methanol herangezogen, welche nach der Extraktion wiederverwendet werden können. Da diese Chemikalien für Lebewesen und die Umwelt toxisch sind, müssen hohe Sicherheitsstandards eingehalten werden, wodurch höhere Kosten in Bezug auf dieses Verfahren entstehen, obwohl es sich um ein Verfahren handelt, das schon seit Jahren angewandt wird. Es werden auch Lösungsmittel wie Aceton oder Hexan verwendet, bei diesen entstehen jedoch kurzkettigere Polyhydroxyalkanoate. Aus diesem Grund muss abgewogen werden, ob man langkettige PHAs gewinnen will, dafür aber

toxische Chemikalien verwenden muss oder ob kürzere Ketten gewonnen werden und unbedenklichere Lösungsmittel eingesetzt werden. Bei der chemischen Methode werden die Zellen mit Natriumhypochlorit behandelt und die Zellwand abgebaut. Natriumhypochlorit greift nicht die Struktur der PHAs, jedoch die Oberfläche an, was zu geringeren Molmassen führt. Bei beiden Methoden entstehen Polymere in sehr hoher Reinheit (Türk 2014:298-299).

Bei der Gewinnung mithilfe von Enzymen wird die Zellsuspension mit Nucleasen, Proteasen und Lysozymen versetzt und das PHA gewonnen. Die dabei gewonnenen Polyhydroxyalkanoate weisen eine geringere Reinheit auf, als die mittels chemischer oder physikalischer Methode extrahierten, jedoch ist die Gewinnung für Lebewesen und die Umwelt weniger bedenklich. Die Biomasserückstände können wieder als Substrat in den Prozess rückgeführt oder als Tierfutter verwendet werden (Endres und Siebert-Raths 2009:126-127).

Die gewonnenen Polyhydroxyalkanoate weisen nur sehr geringe Verunreinigungen auf, da keine Katalysatoren für die Synthese verwendet werden müssen. Im Anschluss an die Abtrennung der PHAs von den Biomasserückständen werden die Polyhydroxyalkanoate getrocknet und zu Granulat weiterverarbeitet. Dabei können Additive wie Weichmacher und Pigmente hinzugefügt werden. Polyhydroxybutyrat weist ähnliche Eigenschaften wie Polypropylen (PP) auf. Es besitzt eine bessere Beständigkeit gegenüber UV-Licht, jedoch können es Lösungsmittel leichter angreifen und die Verarbeitung ist komplizierter, da der Schmelz- und der Zersetzungspunkt sehr nah beieinander liegen (175 und 180°C). Das bedeutet, dass sich bei einer geringfügigen Überschreitung des Schmelzpunktes das Material zersetzt. Durch Zugabe von anderen Polymeren mit längeren Seitenketten wie Polyhydroxyvalerat, ein weiteres Biopolymer, welches zur Gruppe der Polyhydroxyalkanoate gehört, können die Eigenschaften verbessert und der Schmelzpunkt gesenkt werden. Somit erhöht sich der Grad der Verarbeitbarkeit bedeutend, da der Schmelzpunkt und der Zersetzungspunkt weiter auseinanderliegen und das Material weniger spröde wird (Türk 2014:299-300).

Durch eine bestimmte Auswahl des verwendeten Substrats und seiner spezifischen Zusammensetzung sowie einer bestimmten Art der Mikroorganismen können solche Copolymere wie Polyhydroxybutyrat/Polyhydroxyvalerat direkt von den Bakterien gebildet und im Anschluss gewonnen werden. Durch Kombinationen mit biobasierten oder auch petrobasierten Kunststoffen können Blends mit den unterschiedlichsten Eigenschaften hergestellt werden. Die Auswahl der kombinierten Polymere und deren Zusammensetzung ist entscheidend für die Eigenschaften und die Anwendungsgebiete der Blends. Aus diesem Grund können sie vielseitig verwendet werden. (Türk 2014:299-301).

Aufgrund der aufwendigen Herstellungsverfahren sind Polyhydroxyalkanoate sehr teure Kunststoffe. Durch die Verwendung von Nebenprodukten aus der Lebensmittelindustrie wie Melasse aus der Zuckerherstellung oder Molke aus der Milchindustrie als Substrat können diese Kosten gesenkt werden. Die Verwendung von Reststoffen ist auch hier ein Vorteil, um den Konkurrenzkampf mit der Lebensmittelindustrie zu verringern, da viele Stoffe, die als Substrat eingesetzt werden, auch als Nahrungsmittel verwendbar sind. Weil die Herstellung

von PHAs sehr teuer ist, werden sie oft für Spezialanwendungen wie Platten zur Fixierung von Knochenbrüchen oder Ummantelung von Pillen verwendet. Im Gegensatz zu herkömmlichen Metallplatten, die zur Stabilisierung von Knochenbrüchen eingesetzt werden, können die PHB-Platten im Körper verbleiben und werden nach einer gewissen Zeit komplett abgebaut, sodass kein weiterer Eingriff zur Entfernung notwendig ist. PHA-ummantelte Tabletten geben den Wirkstoff nicht sofort komplett frei, sondern nur stückweise, sodass eine kontinuierliche Aufnahme des Wirkstoffes stattfindet (Türk 2014:303-310).

Es gibt jedoch auch weniger hochwertige Produkte aus Polyhydroxyalkanoate wie Kunststoffbehälter, Flaschen für Shampoos und Duschgels, Einkaufstaschen oder Beschichtungen für Getränkeverbundkartons. PHAs können gut im Spritzguss verarbeitet werden und sind nicht in Wasser löslich, aber trotzdem biologisch abbaubar. Dabei spielt es keine Rolle, ob der Abbau unter aeroben Bedingungen wie in der Kompostierung oder unter anaeroben Bedingungen wie in einer Deponie oder unter Wasser stattfindet. Sie können sie nicht in feuchter Luft abgebaut werden (Türk 2014:303-310).

3.1.3.7 Polyvinylalkohol

Polyvinylalkohole (PVAL) können zu Biopolymeren gezählt werden, obwohl sie aus petrobasierten Rohstoffen erzeugt werden, jedoch sind sie in den meisten Fällen wasserlöslich und bioabbaubar. Diese Arbeit befasst sich vorwiegend mit biobasierten Polymeren, der Vollständigkeit halber werden aber auch die wichtigsten petrobasierten Biopolymere kurz beschrieben, da sie auch zu Biokunststoffen gezählt werden.

PVAL können nicht direkt über die Polymerisation von Vinylalkohol erzeugt werden, da dieser zu unbeständig ist und sofort nach seiner Bildung das Acetaldehyd bildet, das eine energetisch günstigere Form aufweist. Stattdessen wird es über die Hydrolyse von Polyvinylacetat, einem Essigsäureester, hergestellt (Endres und Siebert-Raths 2009:94-96). In Abbildung 11 ist die chemische Struktur von PVAL zu sehen.

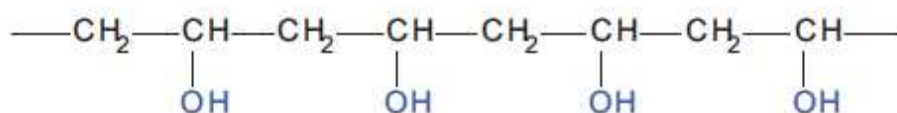


Abbildung 11: Chemische Struktur von PVAL (Endres und Siebert-Raths 2009:98)

Die Wasserlöslichkeit von Polyvinylalkoholen hängt vom Hydrolyse- und Polymerisationsgrad ab. Wenn der Hydrolysegrad gesteigert wird, nimmt die Wasserlöslichkeit ab. Diese Eigenschaften werden genutzt, um Schutzkleidung, Geotextile und Membrane herzustellen. PVALs mit niedrigerem Hydrolysegrad (<90 %) sind wasserlöslich und werden in Verpackungen eingesetzt, für die die Wasserlöslichkeit von Vorteil ist. Anwendungen hierfür sind wasserlösliche Folien für Pestizide und Düngemittel sowie Wäschesäcke für

Krankenhauswäsche. Bei letzterem wird der Wäschesack mit der verschmutzten Wäsche einfach mitgewaschen und löst sich hierbei auf. Ein Vorteil von diesem System ist die Abgeschlossenheit, sodass die verunreinigte, möglicherweise mit Keimen infizierte Wäsche im Wäschesack verbleiben kann, ohne von Menschen berührt werden zu müssen. Dadurch können Infektionen vermieden und die Sicherheit der Mitarbeitenden erhöht werden. PVAL werden zu den Biokunststoffen gezählt, da sie zum Teil in Wasser löslich sind, jedoch können sie nicht mittels Kompostierung abgebaut werden (Endres und Siebert-Raths 2009:176-181).

3.1.3.8 Polycaprolacton

Polycaprolacton (PCL) ist wie PVAL ein petrobasierter Biokunststoff und wird durch Ringöffnungspolymerisation aus Ester- und Methylgruppen hergestellt. Das Verhältnis dieser beiden Bausteine sowie die Verteilung im Polymer und der Polymerisationsgrad sind verantwortlich für die Eigenschaften von PCL. Durch die Beweglichkeit der verschiedenen Ketten hat Polycaprolacton einen niedrigen Schmelzpunkt von ca. 60°C. PCL weist eine gute Lösemittelbeständigkeit auf und ist trotzdem gut biologisch gut abbaubar. Es kann mit fast allen Kunststoffen, petrobasiert wie biobasiert, kombiniert werden und wird gerne als Weichmacher bei anderen Biokunststoffen wie Stärke oder Lignin eingesetzt. PCL findet Verwendung als Klebstoff im medizinischen Bereich oder als Ummantelung für Pillen, um eine dosierte Freigabe des Wirkstoffes zu ermöglichen (Endres und Siebert-Raths 2011:156-157). In Abbildung 12 ist die chemische Struktur von Polycaprolacton zu sehen.

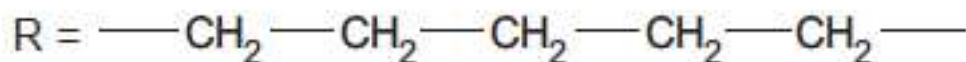


Abbildung 12: Chemische Struktur von PCL (Endres und Siebert-Raths 2009:163).

3.1.3.9 Chitin und Chitosan

Chitin ist ein Strukturpolysaccharid wie Cellulose, jedoch kommt es bei wirbellosen Tierchen wie Krebstiere und Insekten sowie auch bei Pilzen vor. Chitosan ist ein partiell deacetyliertes Chitin. Zur Gewinnung von Chitin können Abfälle aus der Nahrungsmittelindustrie, im speziellen Schalen von Krebstieren, verwendet werden. Diese wurden bisher nur als Tierfutter weiterverwendet, deshalb ist diese Rohstoffquelle auch ökologisch eine interessante Wahl. Für medizinische Anwendungen wird Chitin mit einer sehr hohen Reinheit benötigt, diese können mittels Fermentation durch Pilze oder Algen erreicht werden. Chitosan kann auch direkt gewonnen werden, jedoch kommt es nur in Pilzen und Algen vor. Dabei kann sowohl Chitin als auch Chitosan aus einer Pilz- bzw. Algenart gewonnen werden. Chitin sowie Cellulose sind beides Strukturpolysaccharide, der Unterschied besteht nur in den Acetylaminogruppen. Diese Gruppen geben dem Chitin eine höhere Stabilität und es kann

dadurch nur schwer gespalten werden. Chitin- und chitosanhaltige Polymere können als Fasern, Beschichtungen und Kontaktlinsen verwendet werden. Durch die Ähnlichkeit von Chitin mit Cellulose können Blends mit Cellulose-Polymeren hergestellt werden, die auch zu Garnen versponnen werden können. Im Medizinbereich werden Wundauflagen, Fäden und Implantate aus Chitin verwendet, da diese nach einer Operation im Körper verbleiben können und dort abgebaut werden. Aus diesem Grund ist auch keine weitere Operation zum Entfernen von Nähten oder Implantaten notwendig (Türk 2014:238-243).

3.1.3.10 Kautschuk

Kautschuk ist ein Biopolymer, der schon bei den Mayas im 11. Jahrhundert verwendet wurde. Die Mayas haben wasserdichte Behältnisse und wasserfeste Schuhe, ähnlich wie Gummistiefel, hergestellt. Die industrielle Verwendung von Kautschuk wurde durch das Vulkanisationsverfahren, das von Charles Goodyear erfunden wurde, ermöglicht. Dabei wird dem Kautschuk Schwefel beigemischt, um einen elastischen Werkstoff zu erhalten. Kautschuk wird aus dem Saft von Wolfsmilch- oder Maulbeergewächsen bzw. von Korbblütlern gewonnen. Zur Gewinnung wird die Rinde angeschnitten und Saft, auch Latex genannt, tritt aus der Wunde aus und wird in Behältnissen aufgefangen. Ein Baum kann zwischen zwei bis vier Mal pro Woche für eine Dauer von bis zu 30 Jahren angeschnitten werden, um Kautschuk zu gewinnen. Pro Jahr erhält man von einem Baum bis zu 5 kg Kautschuk, wobei der gewonnene Latex etwa zu einem Drittel aus Kautschuk besteht (Türk 2014:323-325).

Neben Kautschuk, das aus dem Polymer 1,4-Cis-Isopren besteht, enthält Latex auch Proteine, Lipide und Kohlenhydrate in einer wässrigen Lösung. Für die weitere Verarbeitung von Latex bis zum fertigen Kautschuk gibt es zwei Methoden. Bei der einen Methode wird Latex schon während des Sammelns im Becher mit Ammoniak versetzt, um den Latex vor Bakterien zu schützen. Dadurch ist der Latex länger haltbar und kann so zu größeren Verarbeitungsanlagen transportiert werden. Latex wird meist durch Kleinbauern gewonnen, sodass eine kleinteilige Produktion auf wenig Fläche stattfindet. Der geschützte Latex wird in den Verarbeitungsanlagen filtriert und zu einer dünneren Lösung verarbeitet. Durch Hinzufügen einer Säure wird der Kautschuk koaguliert, das bedeutet, die Proteine fallen aus und verbleiben im Kautschuk. Die Lipide werden durch ein Enzym, das durch die Säure aktiviert wird, abgebaut und können entfernt werden. Der auf diesen Weg erzeugte Kautschuk vulkanisiert dann langsamer, aber erwärmt sich durch den höheren Proteingehalt schneller. Durch die Verwendung von Chemikalien ist dieser Kautschuk teurer, aber weist eine höhere Reinheit und einen besseren Geruch auf (Türk 2014:323-325).

Die andere Methode beinhaltet, dass die Schalen mit dem aufgefangenen Latex bis zum nächsten Tag am Baum belassen werden. Dadurch kommt es zum Abbau von Störstoffen wie Proteine, Lipide und Kohlenhydrate durch Bakterien und es entstehen Fettsäuren. Diese Fettsäuren verursachen wie bei der ersten Methode eine Koagulation. Ein weiterer Vorteil von diesem Verarbeitungsweg ist, dass die folgende Vulkanisation schneller abläuft, wodurch es bei der Anwendung in Produkten zu einer geringeren Erwärmung kommt. Nach der

Koagulation wird der Kautschuk bei beiden Herstellmethoden zu Bahnen gepresst und dann über Walzen geführt. Dabei wird der Kautschuk mit Wasser beregnet, um die Störstoffe auszuwaschen. Im Anschluss werden die Bahnen mit Luft oder durch Rauch getrocknet. Das hierbei entstehende Kautschuk hat eine sehr hohe Qualität und kann dann zu den gewünschten Produkten weiterverarbeitet werden. Neben der beschriebenen Herstellung von Kautschuk aus biobasierten Rohstoffen, kann er auch synthetisch hergestellt werden. Der Grundbaustein ist Isopren, das bisher nur aus petrobasierten Rohstoffen gewonnen wird. Es wird aktuell geforscht, Isopren mittels Fermentation durch Bakterien zu gewinnen (Türk 2014:323-325). In Abbildung 13 ist die chemische Struktur von Kautschuk zu sehen.

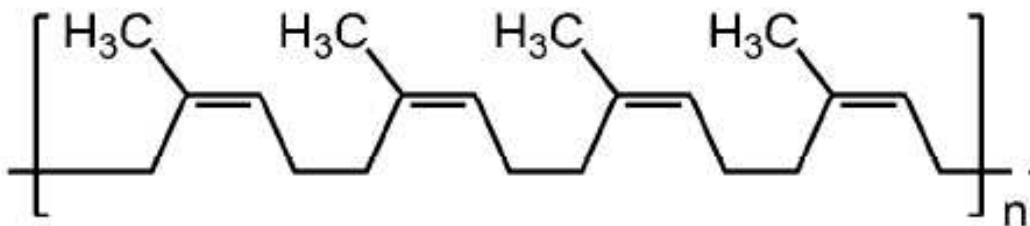


Abbildung 13: Chemische Struktur von Kautschuk (Türk 2014:328).

Bei der Vulkanisation wird der thermoplastische Kautschuk, egal ob biobasiert oder petrobasiert, in ein Elastomer überführt. Bei diesem Verfahren werden die einzelnen Isoprenketten miteinander vernetzt. Dabei kommt Schwefel zum Einsatz, der als Bindeglied zwischen den Polymerketten fungiert. Neben Schwefel werden auch Beschleuniger wie Xanthogenate, Aktivatoren wie Bleioxid, Weichmacher wie Mineralöl oder Alterungsschutzmittel wie Antioxidantien zugesetzt. Naturkautschuk hat gegenüber dem synthetisch hergestellten Kautschuk den Vorteil, dass bei Belastung weniger Wärme entsteht. Dadurch kann er für Anwendungsgebiete mit höherer Wärmebelastung verwendet werden. Das Hauptanwendungsgebiet von Kautschuk sind Fahrzeugreifen. Bei Reifen von LKWs, Traktoren oder Baumaschinen, die höhere Belastungen aushalten müssen als PKW-Reifen, werden Mischungen von Natur- und Synthetikautschuk verwendet, wobei Naturkautschuk einen bedeutend höheren Anteil aufweist als synthetisierter. Weitere Anwendungsgebiete sind Schläuche für Treibstoffe, Kühl- oder Heizaggregate, Dichtungen, Transport- und Förderbänder oder Gummilager bei Motoren, Brücken und Maschinenlager (Türk 2014:328-330).

3.1.3.11 Biopolyester

Polyester werden aktuell noch zum größten Teil aus petrobasierten Rohstoffen hergestellt. Polyester wird oft aus einem zweiwertigen Alkohol und einer Dicarbonsäure oder einem Ester davon hergestellt. Speziell die Alkohole können aber gut aus biobasierten Rohstoffen geschaffen werden. 2,3-Butandiol, das für viele Anwendungen als Basischemikalie eingesetzt

wird, kann mittels Fermentation von Bakterien hergestellt werden. Als Substrate können verschiedenste Saccharide sowie auch Cellulose verwendet werden. Die Gewinnung von Butandiol auf diesem Weg wird aktuell noch wenig eingesetzt, da eine Abtrennung des Butandiols noch nicht effizient genug vonstattengeht, um eine wirtschaftliche Gewinnung zu ermöglichen. Es wird jedoch geforscht, wie Butandiol mittels Fermentation zu erzeugt werden kann, da diese Chemikalie für sehr viele Anwendungen eingesetzt werden kann (Endres und Siebert-Raths 2009:103-113).

Die zweite Komponente zur Herstellung von Polyestern sind die Carbonsäuren wie Bernstein-, Adipin- oder Terephtalsäure. Diese werden fast ausschließlich aus petrobasierten Rohstoffen hergestellt. Es gibt bereits Bestrebungen, auch diese Komponente aus biologischen Rohstoffen herzustellen, jedoch findet die Forschung dazu noch im Labormaßstab statt. Bei Biopolyestern wird die Alkoholkomponente aus biobasierten Rohstoffen hergestellt, während die Carbonsäure petrobasiert ist. Da es unterschiedliche Mischverhältnisse zwischen Säure und Alkohol gibt, ist eine Zuordnung der einzelnen Polyester zu den Biokunststoffen sehr schwer. Biopolyester werden aktuell nur in sehr geringem Umfang eingesetzt, da sie aufgrund der aufwändigen Herstellung sehr teuer sind. Es ist jedoch leicht möglich, bestehende Anlagen zur Produktion von petrobasierten Polyester auf den Einsatz von biobasierten Rohstoffen umzurüsten, da sie sich bei der Verarbeitung und ihren Eigenschaften fast nicht von konventionellen Polyestern wie Polyethylenterephthalat (PET) unterscheiden. Biopolyester können zur Produktion von Folien sowie Spritzgussteilen wie Sportartikel eingesetzt werden (Endres und Siebert-Raths 2011:168-169).

Beispiele für solche Biopolyester sind Polytrimethylen-Therephtalat-Copolyester (PTT) oder Polybutylen-Adiabat-Therephtalat (PBAT). PTT wird für die Produktion von Getränkeflaschen oder Fasern verwendet. Es ähnelt PET und wird aktuell zum Teil aus biobasierten Rohstoffen hergestellt (Türk 2014:394). PBAT wird oft in Blends und Verbundwerkstoffen in Kombination mit anderen Polymeren oder Werkstoffen verwendet, um bessere Eigenschaften zu erhalten. Das Material ist bioabbaubar und kompostierbar (Ferreira et al. 2019).

3.1.3.12 Bio-Polyamide und Bio-Polyurethane

Bio-Polyamide (Bio-PA) und Bio-Polyurethane (Bio-PUR) sind bei einem biobasierten Rohstoffeinsatz nur eingeschränkt partiell biologisch abbaubar. Aufgrund der hohen Produktionskosten können sie mit ihren petrobasierten Polymeren nicht konkurrieren und kommen daher nur sehr selten zum Einsatz. Die aktuelle Forschung legt einen Schwerpunkt darauf, die Ausgangsprodukte von Polymeren, anstatt aus petrobasierten Rohstoffen aus biobasierten zu erzeugen, um die Abhängigkeit von fossilen Rohstoffen zu verringern. Dabei werden die gleichen Ausgangsprodukte wie in der Herstellung durch petrobasierte Rohstoffe anhand biologischer Prozesse hergestellt und dann mit denselben Prozesse und Anlagen, wie im Falle der Produktion mit konventionellen Ausgangsprodukten, Biopolymere produziert. Diese Umstellung kann rasch und kostengünstig vonstatten gehen, da ja die gleichen Stoffe in den Prozessen eingesetzt werden, nur die Herkunft ist unterschiedlich. Die so hergestellten

Biopolymere weisen die gleichen Eigenschaften wie ihre konventionellen Kunststoffe auf und sind nicht bioabbaubar (Endres und Siebert-Raths 2009:113-121).

Polyamide werden durch eine Reaktion von Dicarbonsäuren und Diaminen hergestellt. Wie bei den Polyestern wird die Carbonsäure oft aus petrobasierten Rohstoffen hergestellt. Es gibt jedoch auch Anwendungen, bei denen die Säure durch Bakterien mittels Fermentation und anschließender Hydrierung oder aus den Früchten des Wunderbaums mit nachfolgender Hydrolyse und Behandlung mit Natriumhydroxid (NaOH) hergestellt werden kann. Die ebenfalls benötigten Diamine werden nur vereinzelt aus biobasierten Rohstoffen durch eine Katalyse von biogenen Alkoholen gewonnen. Es sind jedoch nur wenige Anwendungen bekannt, in denen beide Komponenten aus biobasierten Rohstoffen hergestellt werden und auch die Herstellung einer Komponente aus biogenen Rohstoffen kommt selten vor (Türk 2014:457-459).

Eine weitere Herstellmethode von Polyamiden ist die Polymerisation von Aminocarbonsäuren oder eine Ringöffnungspolymerisation von zyklischen Amiden. Dabei können vollständig biobasierte Polymere hergestellt werden. Die industrielle Herstellung von Bio-PA auf diesem Weg wurde schon Mitte des letzten Jahrhunderts entdeckt. Bei Bio-PA ist ein vollständiges Ersetzen des petrobasierten Polymers möglich, da beide die gleichen Eigenschaften haben und so kann Bio-PA für die gleichen Anwendungen wie petrobasiertes, zum Beispiel in der Elektro- und Elektronikindustrie und im Baugewerbe verwendet werden (Türk 2014:460-465).

Polyurethane werden durch eine Polyadditionsreaktion von Isocyanaten und mehrwertigen Alkoholen (Polyole) hergestellt, wobei die charakteristische Urethangruppe entsteht. Biobasierte Isocyanate sind nur bedingt zur Herstellung von PUR geeignet, da sie nicht reaktiv genug sind. Die Polyole können leichter aus biogenen Rohstoffen, zum Beispiel durch Fermentation gewonnen werden. Bio-PUR kann für die gleichen Anwendungen wie konventionelles PUR wie zum Beispiel für die Herstellung von Möbeln, Matratzen oder Dämmmaterial eingesetzt werden (Türk 2014:517-521).

3.1.3.13 Bio-Polyethylen

Bio-Polyethylen (Bio-PE) kann aus Bioethanol hergestellt werden. Bioethanol wird auch als Biotreibstoff eingesetzt und durch eine klassische alkoholische Gärung hergestellt. Dabei können verschiedene Getreidesorten wie Mais oder Weizen aber auch Zuckerrohr oder Zuckerrüben verwendet werden. Für die Herstellung von Bioethanol werden Rohstoffe herangezogen, die auch zur Herstellung von Lebensmittel verwendet werden können. Dadurch ist die Nutzung von solchen Rohstoffen umstritten, da sie auf Flächen angepflanzt werden, die auch zur Lebensmittelherstellung verwendet werden können. Wenn diese Flächen nicht zur Herstellung von Bioethanol verwendet werden und dennoch Rohstoffe zur Herstellung von Bioethanol benötigt werden, wird oft der Regenwald in Brasilien gerodet, um dort Anbauflächen zu schaffen, da dort sehr gute Bedingungen zur Anpflanzung von den vorher genannten Getreidesorten vorherrschen (Türk 2014:431-436).

Die Herstellung von Bioethanol aus biobasierten Rohstoffen ist nur sinnvoll, wenn entsprechend große Flächen für den Anbau von Getreide vorhanden sind und wenn die klimatischen Bedingungen einen hohen Ertrag pro Hektar ermöglichen. Diese Bedingungen sind vorrangig in den USA und in Brasilien vorhanden. Aus diesem Grund wird dort auch viel Ethanol aus biogenen Rohstoffen hergestellt. Bio-Polyethylen wird aus Bioethanol durch Dehydratisierung mit einem Katalysator und bei hohen Temperaturen gewonnen. Es gibt keine nennenswerten Unterschiede zwischen den Eigenschaften und auch bei der Anwendung von petrobasierten und biobasiertem PE. So kann Bio-PE als biogener Ersatz für konventionelles PE fungieren. Bio-PE basiert auf biogenen Rohstoffen, ist jedoch wie petrobasiertes PE nicht kompostierbar oder bioabbaubar (Türk 2014:3431-436).

3.1.3.14 Wood-Polymer-Composites (WPC)

Wood-Polymer-Composites oder Holz-Polymer-Verbundstoffe bestehen aus Holzspänen oder Natur- oder Cellulosefasern als Verstärkung und einer Matrix um die Fasern herum aus Thermoplasten. Diese Polymere bestehen bisher meist aus petrobasierten Rohstoffen, es werden jedoch auch schon Biokunststoffe, vor allem Bio-PE dafür eingesetzt. WPCs sind wie Bio-PE nicht bioabbaubar. Anwendung finden Holz-Polymer-Verbundstoffe in der Produktion von Möbelstücken, Sichtschutzwänden oder Terrassendielen. Vorteile dieser Verbundstoffe gegenüber Produkten aus Holz ist der geringe Pflegeaufwand, die Gleichmäßigkeit, die bei Holz nicht gegeben ist, und die erhöhte Haltbarkeit im Vergleich mit Holz (Türk 2014:358-360).

3.1.4 Verwertungsmöglichkeiten

Biokunststoffe können in der Regel wie konventionelle Kunststoffe verwertet werden. Sie können je nach nationalen Vorgaben deponiert, thermisch oder stofflich verwertet werden und im Gegensatz zu konventionellen Kunststoffen auch kompostiert werden. Diese Entsorgungswege werden im Folgenden beschrieben.

3.1.4.1 Deponierung

Die Deponierung ist der einfachste Weg, um Abfälle zu entsorgen. Jedoch ist es auch die schlechteste Option, da hierbei das Material nur abgelagert wird und es keinen Nutzen bringt. Gleichzeitig entstehen Deponiegase und Deponieabwässer, die mit aufwendigen Anlagen aufgefangen und aufbereitet bzw. verwertet werden müssen. Aufgrund der Deponieverordnung dürfen unbehandelte Abfälle in Österreich nicht mehr deponiert werden. Ein weiterer Grenzwert ist der Anteil an organischem Kohlenstoff (TOC), der nicht über 5 Massenprozent liegen darf. Für Haushaltsabfälle, die eine mechanisch-biologische Behandlung durchlaufen haben, gilt der TOC-Grenzwert nicht, stattdessen darf für diese Abfälle der Heizwert 6.600 kJ/kg Trockenmasse nicht überschreiten. Aus diesem Grund werden Biokunststoffe nur ganz selten deponiert (BMLFUW 2008).

3.1.4.2 Recycling

Beim Recycling wird der Abfall genutzt, um entweder einen Werkstoff (werkstoffliches Recycling) oder einen Rohstoff (rohstoffliches Recycling) zu erzeugen. Wenn Kunststoffe über eine längere Zeit in Verwendung sind, können sich manche Eigenschaften ändern. Man nennt das auch Alterung. Es kann zwischen physikalischer und chemischer Alterung unterschieden werden. Die physikalische Alterung hat Auswirkungen auf die Struktur des Kunststoffes. Wenn ein physikalisch gealterter Kunststoff wieder eingeschmolzen wird, kann diese Alterung rückgängig gemacht werden. Im Gegensatz dazu ist die chemische Alterung meist nicht umkehrbar, also irreversibel, und sie betrifft die chemische Struktur auf Molekülbasis. Für das mechanische Recycling ist die physikalische Alterung nicht relevant, da diese ja durch Schmelzen wieder rückgängig gemacht werden kann, die chemische Alterung ist dafür umso relevanter (Ehrenstein und Pongratz 2007:26).

Von Blees (2016) wurde die Recyclingfähigkeit von mehreren Biokunststoffen untersucht und analysiert. Dabei wurde erkannt, dass die verwendeten bioabbaubaren Kunststoffe schlechtere mechanische Eigenschaften aufwiesen als die biobasierten, aber nicht bioabbaubaren Polymere. Die Veränderungen der Eigenschaften treten bei industriellen Anwendungen nicht so stark auf, wie bei den Versuchen im Labor, da in der Industrie oft eine Mischung aus Recyclat und neuem Material, während bei den Laborversuchen nur Recyclatmaterial verwendet wurde. Durch vermehrtes Recycling werden die Kohlenstoffketten der Polymere immer kürzer, wodurch das Recycling erschwert wird, da sich kurze Ketten negativ auf die Produkteigenschaften auswirken. Blees (2016) kam zum Schluss, dass es keine allgemein gültige Aussage getroffen werden kann, ob Biokunststoffe recyclingfähig sind. Stattdessen muss jedes Biopolymer einzeln betrachtet werden. Ein Grund hierfür ist die große Bandbreite an Rohstoffen, aus denen Biopolymere hergestellt werden können bzw. auch die unterschiedlichen Herstellverfahren. Diese Recyclingergebnisse können dann weiter genutzt werden (Blees 2016).

Für den Recyclingprozess ist es notwendig, dass das Inputmaterial möglichst sortenrein vorliegt, da damit entsprechende Qualitäten bei den Produkten gewährleistet werden kann. Damit Kunststoffe bzw. auch Biokunststoffe in ihre Sorten getrennt werden können gibt es mehrere Möglichkeiten. Das erste Material sind Produktionsabfälle, die die höchste Qualität aufweisen, da sie nicht in Verwendung waren und dadurch keine Verunreinigungen davontragen. Dabei werden die Abfälle direkt von den Produktionsstätten zu den Aufbereitungsanlagen gebracht, wo sie einem Recycling zugeführt werden. Eine weitere Möglichkeit ist die sortenreine Trennung in Sammelstellen. Dabei werden die Abfälle von den Verursachern, meist Privatpersonen in die verschiedenen Materialfraktionen getrennt. Dabei entstehen auch hohe Qualitäten, jedoch sind auch Fehlwürfe dabei. Bei der getrennten Sammlung von Kunststoffverpackungen landen viele verschiedene Kunststoffarten in einem Behälter. Um diese zu trennen, werden Aufbereitungsanlagen mit Nahinfrarotsensoren benötigt. Dabei werden die Kunststoffabfälle nach ihren Materialien getrennt. Für konventionelle Kunststoffe wird die Trennung mittels NIR schon angewandt. Für Biokunststoffe sind die Mengen noch sehr gering, sodass sich eine Ausschleusung mit anschließendem

Recycling wirtschaftlich noch nicht sinnvoll ist. Die Trennung von Biokunststoffen mittels NIR wurde jedoch schon untersucht und es wurden Ergebnisse erzielt, die eine zukünftigen Verwendung dieser Technik zur Trennung von Biopolymeren befürworten. Die Ergebnisse hängen jedoch, wie bei konventionellen Kunststoffen, vom Verschmutzungsgrad und auch davon ab, ob mehrere Biokunststoffe in Blends verarbeitet wurden. Bei solchen Materialien ist eine richtige Zuordnung nur schwer möglich (Moroni und Mei 2020).

3.1.4.2.1 Werkstoffliches Recycling

Beim werkstofflichen Recycling bleibt die Struktur der Kunststoffe erhalten und aus den Abfällen werden Materialien hergestellt, aus denen dann Produkte produziert werden. Um keinen Verlust der Wertigkeit der Produkte zu riskieren, also ein Downcycling zu vermeiden, müssen die Abfälle möglichst sortenrein getrennt sein. Dies kann durch eine Sammlung von Produktionsabfällen passieren. Diese sind sortenrein und ohne Verunreinigungen und können daher ohne aufwendige Trennungsschritte weiterverarbeitet werden. Die zweite Möglichkeit ist eine sortenreine Trennung gemischt gesammelter Kunststoffabfälle. Die Trennung erfolgt bei der trocken- und nasstechnischen Aufbereitung in großen Anlagen, in denen Störstoffe wie Metalle, Inertmaterial oder andere Kunststoffsorten abgetrennt werden. In diesen Anlagen erfolgt auch eine Zerkleinerung und Siebung, um eine entsprechende Korngröße zu sichern. Danach wird das Material in ein Lösemittelbad gegeben, um anhaftende Überreste von den Inhalten wie Lebensmittel, Kosmetika oder Klebereste zu entfernen. Danach erfolgt eine Trocknung und eine Sortierung des Materials nach der Farbe. Je nach gewünschter Form werden die Kunststoffe gemahlen oder zu Granulaten verarbeitet und dann zu den Herstellern von neuen Produkten gebracht (Vogel et al. 2020).

Eine zweite Methode ist das lösemittelbasierte Verfahren. Dabei werden die Kunststoffe in speziellen Lösemitteln selektiv gelöst. Die Trennung in fester und flüssiger Phase erfolgt in mehreren Schritten, um alle vorhandenen Störstoffe zu entfernen. Mittels Fällung erfolgt eine Trennung von Lösemittel und Kunststoff und anschließend eine Trocknung. Das getrocknete Material wird dann granuliert und kann zu Produzenten gebracht werden. Aufgrund der selektiven Lösemittel können Reggranulate mit sehr hoher Qualität hergestellt werden, jedoch werden diese Granulate in Mitteleuropa derzeit noch sehr selten eingesetzt (Vogel et al. 2020).

3.1.4.2.2 Chemisches Recycling

Für Biokunststoffe ist das chemische Recycling mit geringerem Energieaufwand verbunden als für konventionelle Polymere, da sie oft weniger chemisch beständig sind. Es bedarf jedoch noch Forschungsarbeit, bis das chemische Recycling bei Biokunststoffen im Industriemaßstab etabliert werden kann (Endres und Siebert-Raths 2009:254).

Das chemische oder rohstoffliche Recycling ist die Umwandlung der Kunststoffe in ihre chemischen Grundbausteine. Daraus können dann wieder Polymere gemacht werden. Pyrolyse, Hydrierung, Cracking oder der Einsatz als Reduktionsmittel im Hochofen sind Verfahren des chemischen Recyclings. Die Pyrolyse wird schon seit mehreren Jahrhunderten zur Herstellung von Holzkohle oder Koks angewandt. Dabei wird das organische Material unter Sauerstoffausschluss thermisch zersetzt. Je nach dem verwendeten Material und Prozessparametern entstehen gasförmige, flüssige oder feste Produkte, die dann auf verschiedenen Wegen weiterverwendet werden können (Vogel et al. 2020). Die Pyrolyse von Kunststoffen wird in kleinen Rahmen angewandt, jedoch kommt es aufgrund der geringeren chemischen Beständigkeit zu einem stärkeren Downcycling und einer Depolymerisation (Endres und Siebert-Raths 2011:226-227). Der Einsatz von Kunststoffen als Reduktionsmittel in Hochöfen mit konventionellen Polymeren ist Stand der Technik. Da sich Biopolymere oft nicht aufgrund ihrer chemischen Struktur von den konventionellen Polymeren unterscheiden, ist auch eine Verwendung von Biokunststoffen in Hochöfen möglich (Endres und Siebert-Raths 2009:103-113).

3.1.4.3 Energetische Verwertung

Die Verbrennung nutzt den Heizwert der Kunststoffe aus, um daraus Wärme zu erzeugen, die entweder direkt zum Heizen genutzt werden kann oder über eine Turbine zur Stromerzeugung verwendet wird. Bei der Verbrennung von biobasierten Kunststoffen entsteht biogenes Kohlendioxid. Wie in Kapitel 0 beschrieben, werden dafür keine Emissionszertifikate benötigt, es entsteht also CO₂-neutrale Energie. Für die Energieausbeute spielt es jedoch keine Rolle, ob ein Kunststoff bio- oder petrobasiert ist, da der Brennwert annähernd der gleiche ist und beide Polymere auf dieselbe Art und Weise verbrennen. Kunststoffe werden als Ersatzbrennstoffe in Zementwerken zum Erreichen der benötigten Temperaturen für die Klinkerproduktion in großem Rahmen eingesetzt. Weiters können sie auch in Kraftwerken als Ersatzbrennstoffe oder in Müllverbrennungsanlagen eingesetzt werden (Endres und Siebert-Raths 2009:255-262). Die Verbrennung ist aktuell ein wichtiger Entsorgungsweg für Kunststoffabfälle, da neben dem Abbau des Materials auch Wärme und unter Umständen Strom gewonnen werden kann (Maier 2018).

Biogas-Produktion

Aus Biokunststoffen kann auch Biogas erzeugt werden. Die Biogasherstellung erfolgt in vier Stufen. In der ersten Stufe werden die eingesetzten Materialien durch Bakterien zu wasserlöslichen Monomeren hydrolysiert. Die durch die Hydrolyse gebildeten Monomere werden in der nächsten Stufe, der Acidogenese, durch Bakterien zu Fettsäure und Alkoholen umgewandelt. In der dritten Stufe, der Acetogenese, werden aus den in der vorherigen Stufe gebildeten Moleküle durch Bakterien Essigsäure, CO₂ und Wasserstoff gebildet. In der letzten Stufe entsteht aus der Essigsäure Methan sowie Kohlendioxid. Es können jedoch auch Bestandteile an Sauerstoff, Wasserdampf, Wasserstoff, Schwefelwasserstoff, Ammoniak oder Stickstoff vorhanden sein. Für die Nutzung des Biogases ist vorrangig das Methan relevant,

da es in entsprechend großen Mengen vorkommt und einen guten Heizwert aufweist. Wasserstoff könnte auch verbrannt werden, jedoch ist zu wenig davon vorhanden. Biokunststoffe werden aktuell nur wenig zur Biogasherstellung genutzt, da es aufwändig ist, die Biokunststoffe durch die beschriebenen Stufen abzubauen und in Methan umzuwandeln. Je nach Kunststoffart können unterschiedlich große Anteile von Mikroorganismen abgebaut werden. Bei den meisten bleibt jedoch der größte Anteil übrig, auch eine längere Verweildauer kann da nur bedingt Abhilfe verschaffen (Grundmann 2015).

3.1.4.4 Kompostierung

Eine zusätzliche Verwertungsmöglichkeit bei bioabbaubaren Kunststoffen ist die Kompostierung. Ein Teil der Biokunststoffe ist zertifiziert kompostierbar. Das besagt, dass das Material innerhalb einer bestimmten Zeitspanne unter festgelegten Bedingungen abgebaut und zu CO₂, Wasser und Biomasse umgewandelt wird. Nach der festgelegten Dauer von zwölf Wochen darf bei einem zertifizierten Material nur mehr 10 % der Trockenmasse mit einer Korngröße von größer als 2 mm vorhanden sein. Aus diesem Grund werden bei der Produktion von einigen Blends, die auch einen gewissen Anteil an petrobasierten Polymeren aufweisen, gezielt nur so viel Biopolymere hinzugefügt, dass eine erfolgreiche Zertifizierung der Kompostierbarkeit vorliegt. Die fossilen Bestandteile können nicht abgebaut werden, sind aber kleiner als die geforderten 2 mm. Dadurch kann es zu einer Anreicherung von Kunststoffen in der Komposterde kommen, diese senkt die Qualität des Kompostes. Daneben gibt es noch den Begriff bioabbaubar. Der Unterschied zu kompostierbar liegt hier an der fehlenden Zeitspanne. Ein Baumstamm ist zum Beispiel bioabbaubar, aber nicht kompostierbar (Endres und Siebert-Raths 2009:254-255).

Eine erfolgreiche Kompostierung eines kompostierbaren Biokunststoffes kann nur in industriellen Kompostieranlagen stattfinden, da hier die geforderten Bedingungen wie eine hohe Temperatur, notwendige Sauerstoff- und Wassermenge und regelmäßiges Wenden des Materials aufgefunden werden können. Bei privaten Komposten werden diese Bedingungen nicht vollständig erfüllt, sodass der Abbau länger dauert. Es gibt jedoch explizit ausgewiesene Biopolymere, die auch für die Kompostierung in privaten Komposten geeignet sind. Die Kompostierung von Biokunststoffen sollte nur dort dem Recycling bzw. der Verbrennung vorgezogen werden, wo sie ohne großen Sammelaufwand, wie zum Beispiel kompostierbare Biomüllsäcke, erfolgen kann. Wenn vor der Kompostierung noch eine aufwendige Sammlung und möglicherweise auch eine Trennung erfolgen muss, ist die Verbrennung bzw. das Recycling vorteilhafter. Die Verbrennung besitzt gegenüber der Kompostierung den Vorteil, dass CO₂-neutrale Energie erzeugt werden kann, während bei der Kompostierung neben der gleichen Menge an CO₂ wie bei der Verbrennung nur Biomasse entsteht, wodurch die Energie, welche im Material vorhanden ist, nicht genutzt wird (Endres und Siebert-Raths 2009:254-255).

Bei einer Umfrage, die 2016 unter deutschen Kompostieranlagenbetreibern durchgeführt wurde, wurde deren Umgang mit Biokunststoffen abgefragt. Dabei antworteten etwa die Hälfte der Betreiber, die etwas weniger als 2/3 der Anlagenkapazität stellen. Dabei kam heraus, dass 95 % der Anlagen keine Produkte aus Biokunststoffen kompostieren und dass 80 % solche Produkte als Störstoffe bei der Kompostierung ansehen. Etwa ¼ der Anlagenbetreiber sortiert die Einkaufstaschen aus Biokunststoffen vor dem Kompostierprozess nicht aus, sondern lässt sie im Biomüll. Der Rest entfernt alle Einkaufstaschen nach der Anlieferung und unterscheidet nicht, ob das Material kompostierbar ist oder nicht. Der Hauptgrund für die Ausschleusung der Biokunststoffe ist der nicht ausreichende Abbau von den Biopolymeren, da die Rückstände die Qualität des Kompostes negativ beeinflussen (Deutsche Umwelthilfe e.V 2018).

Biokunststoffe werden von vielen Menschen als die beste Lösung für das Littering, also das achtlose Wegwerfen von Kunststoffen in die Umwelt angesehen. Dabei wird angenommen, dass sich Biokunststoffe in der Natur zersetzen, da sie ja „bio“ sind und dadurch keinen negativen Einfluss auf die Umwelt nehmen. Es sind jedoch nicht alle Biopolymere bioabbaubar, sodass es eine große Rolle spielt, welcher Biokunststoff achtlos in der Natur entsorgt wird. Oftmals ist nicht ohne weiteres zu erkennen, ob eine Bioabbaubarkeit gegeben ist. Somit kann potentiell das Littering verstärkt werden, da viele Personen fälschlich annehmen könnten, dass Kunststoffe sowieso abbaubar seien und diese ohne Prüfung in der Natur entsorgen (Endres und Siebert-Raths 2009:266).

3.1.5 Produktionsmengen

Die Biokunststoffproduktion belief sich im Jahr 2020 auf etwa 20 Millionen Tonnen. In Abbildung 14 sind die weltweiten Produktionskapazitäten für Biopolymere dargestellt. Der größte Anteil davon, etwas mehr als die Hälfte, entfiel auf die Produktion von Kautschuk aus biobasierten Rohstoffen. Cellulosehaltige Biokunststoffe, wie regenerierte Cellulose oder Cellulosederivate haben einen Anteil von ca. 30 %. Dabei wird die Produktion von Papier, Karton und Pappe nicht miteingerechnet. Biokunststoffe der neueren Generation, wie PLA, PHA, Stärkeblends, Bio-PE, Bio-PA, Bio-PET, Bio-PP und PTT weisen nur einen Anteil von etwa 10 % an der Biokunststoffmenge aus. Das entspricht etwas mehr als 2 Millionen Tonnen. Linoleum, welches auch ein Biopolymer ist und in großem Ausmaß für Fußböden verwendet wird, hat einen Anteil von weniger als 1 % (Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe 2021).

Production capacities Old and New Economy bioplastics 2020

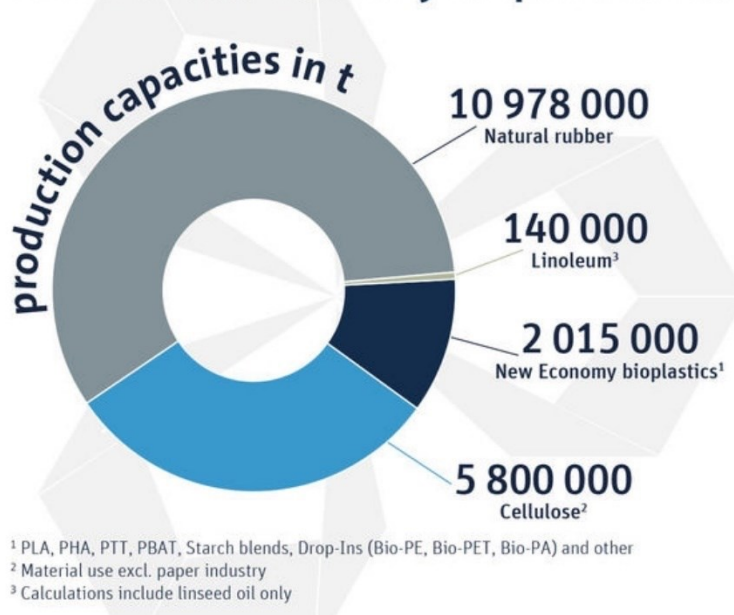


Abbildung 14: Weltweite Produktionskapazitäten für Biokunststoffe für das Jahr 2020 (Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe 2021).

Von den 2 Millionen Tonnen Biokunststoffen der neueren Generation beträgt ca. 2/3 der Menge Polymere die bioabbaubar sind. Das andere Drittel ist zwar biobasiert, aber kann aber nicht durch biologische Prozesse abgebaut werden. Eine Prognose des Instituts für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe der Hochschule Hannover schätzt, dass sich die Produktion von Biopolymeren der neuen Generation bis zum Jahr 2025 um etwa 50 % steigert, wobei sich die Anteile an bioabbaubaren und nicht bioabbaubaren Kunststoffen nicht im relevanten Ausmaß ändern wird. Auch in der Vergangenheit, speziell im Zeitraum von 2017 bis 2020, kam es zu einer Steigerung von etwa 50 % (Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe 2021).

Die Produktion von biobasierten und petrobasierten Kunststoffen belief sich im Jahr 2020 auf fast 370 Millionen Tonnen. Damit beträgt der Anteil der Biokunststoffe an der Gesamtproduktion etwa 5 %. Die Biokunststoffe der neueren Generation werden in den folgenden Absätzen verkürzt Biokunststoffe bzw. Biopolymere genannt und verstärkt in den Blick genommen, da diese Polymere ein großes Wachstumspotential aufweisen. Die Biopolymere haben einen Anteil an der Gesamtkunststoffmenge von ca. 0,5 %. Dieser Anteil hat sich über die letzten Jahre erhöht, da Biokunststoffe ein stärkeres Wachstum aufweisen konnten als alle anderen Polymere zusammen. So lag der Anteil an Biokunststoffen 2017 bei nur etwa 0,3 % (PlasticsEurope 2021). Wie bereits an der Tendenz der letzten Jahre absehbar, wird sich dieser Trend auch in Zukunft voraussichtlich fortsetzen, da erwartet wird, dass Biokunststoffe viel stärker wachsen werden als der gesamte Kunststoffmarkt. Ein Grund hierfür ist, dass immer öfter versucht wird, auf fossilen Rohstoffen und Brennstoffen zu verzichten und dafür biobasierte Rohstoffe einzusetzen.

Die Aufteilung der 2 Millionen Tonnen an Biokunststoffen der neueren Generation, die 2020 produziert worden sind, ist in Abbildung 15 zu sehen. Von dieser Menge waren etwa ¼ bioabbaubare Polyester. PLA, das vollständig aus biobasierten Rohstoffen produziert wird, weist einen Anteil von ca. 20 % auf. Stärkebasierte Kunststoffe haben einen Anteil von fast 13 %, während cellulosehaltige Kunststoffe sowie Polyhydroxyalkanoate einen geringen einstelligen Anteil vorweisen können. Bei den nicht abbaubaren Kunststoffen besitzt das Bio-PE mit fast 12 % den größten Anteil, Bio-PET, Bio-PP, Bio PA und PTT weisen alle einen Anteil zwischen 3 und 9 % an der gesamten Biokunststoffmenge auf. Laut der Prognose des Instituts für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe der Hochschule Hannover für das Jahr 2025 werden die Polyhydroxyalkanoate mit einer Vervierfachung ihres Anteils die größte Steigerung erfahren. Der Anteil der Polylactidacide wird um etwa 10 % gesteigert werden können. Bio-PP, das nicht bioabbaubar ist, aber aus biobasierten Rohstoffen hergestellt wird, kann seinen Anteil auf fast 7 % verdoppeln. Alle anderen Biopolymere werden laut der Prognose für das 2025 einen etwas geringeren Anteil am Gesamtbiokunststoffmarkt aufweisen. Da die Menge um 50 % gesteigert wird, erhöhen sich die absoluten Mengen natürlich, nur die relativen Anteile der einzelnen Biokunststoffe verringern sich (Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe 2021).

New Economy bioplastics production capacities by material type 2020

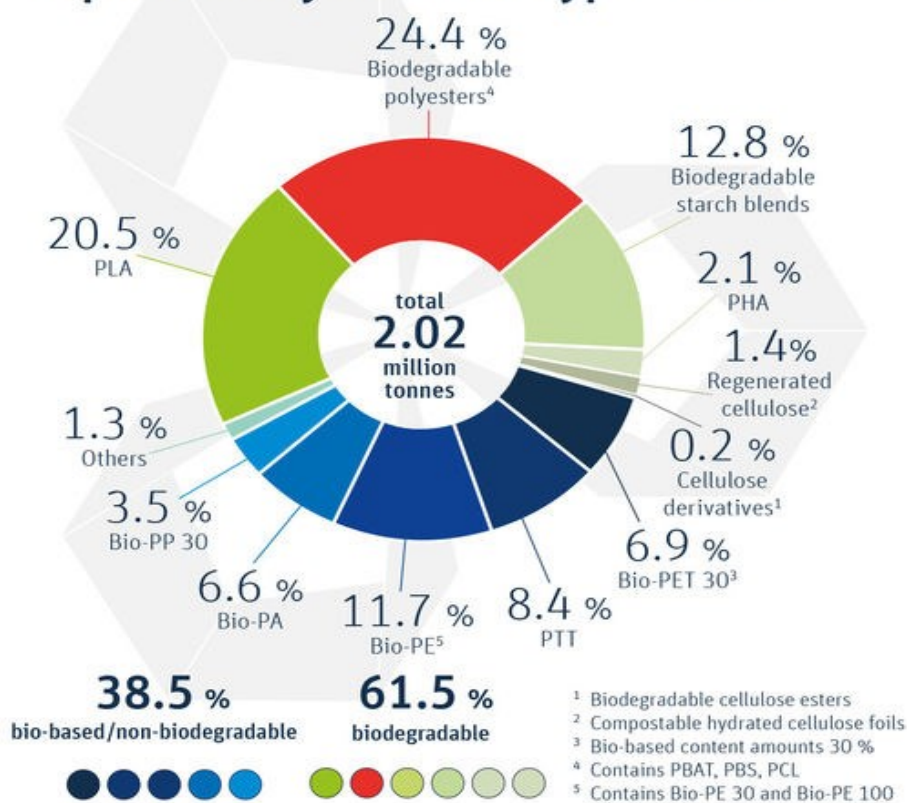


Abbildung 15: Weltweite Produktionskapazitäten für Biokunststoffe der neueren Generation wie zum Beispiel PLA, Bio-Polyester, cellulose- oder stärkehaltige Biopolymere Bio-PP, Bio-PA, Bio-PE oder Bio-PET (Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe 2021).

Die Produktion von Biokunststoffen ist auf der Welt sehr ungleich verteilt. In Asien wird fast die Hälfte aller Biokunststoffe hergestellt. Die andere Hälfte wird fast zu gleichen Teilen zwischen Nord- und Südamerika und Europa aufgeteilt. In Afrika findet fast gar keine Produktion von Biokunststoffen statt, während in Australien weniger als 1 % aller Biokunststoffe hergestellt werden (Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe 2021). Wenn diese Aufteilung der Produktionskapazitäten von Biokunststoffen mit den Mengenangaben aller produzierten Kunststoffe verglichen wird, sieht man, dass in Europa ein größerer Anteil an Biokunststoffen erzeugt wird als alle Kunststoffe zusammen. Dafür ist in Asien, im speziellen in China der Anteil von Biokunststoffen an der Gesamtkunststoffproduktion wesentlich geringer (Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe 2021; PlasticsEurope 2021).

Die Anwendungen der verschiedenen Biokunststoffe kann sehr unterschiedlich sein. In Abbildung 16 ist zu sehen, welche Biopolymere für welche Produkte verwendet werden. Weiters sind auch die Mengenangaben für die einzelnen Anwendungsgebiete für das Jahr 2020 angeführt. Die größte Menge an Biokunststoffen werden für Verpackungen, wie in Abbildung 16 in den beiden rechten Säulen zu sehen ist, herangezogen. Es macht bei den hergestellten Mengen keinen großen Unterschied, ob die Verpackungen starr und unflexibel, wie Flaschen oder Dosen, oder elastisch und flexibel, wie bei Einkaufstaschen oder Obst- bzw. Gemüseverpackungen, sind. Es ist jedoch zu sehen, dass bei starren Verpackungen nicht abbaubare, aber biobasierte Biokunststoffe in einem größeren Ausmaß verwendet werden als bei den nicht starren Verpackungen. Es ist auch gut erkennbar, dass nicht bioabbaubare Biokunststoffe für Anwendungen verwendet werden, die eine längere Lebensdauer haben, wie zum Beispiel in der Automobilindustrie, oder der Produktion von Textilien oder für Elektrogeräte. Eine Ausnahme stellt der Bereich Gebäude und Bau dar, der auch auf eine lange Lebensdauer ausgelegt ist, in dem aber nur bioabbaubare Materialien, wie in Abbildung 16 in der dritten Spalte von links zu sehen ist, verwendet werden.

Bioabbaubare Kunststoffe finden zu einem großen Teil Anwendung bei nicht starren Verpackungen, hier insbesondere stärkehaltige Blends aber auch PLA. Diese haben oft nur eine sehr kurze Verwendungs- und Lebensdauer. Bio-PET wird vor allem für starre Verpackungen, hier insbesondere Getränkeflaschen, eingesetzt. Auch bei konventionellem PET ist dies zu sehen, da dieses oft für Getränkeflaschen verwendet wird. Bio-PE wird hauptsächlich für Verpackungen verwendet, wobei es für starre und auch nicht starre Verpackungen verwendet wird. Andere nicht bioabbaubare Kunststoffe wie Bio-PC, Bio-PUR, PTT oder Bio-PA werden vor allem in der Textil- und Autoindustrie verwendet, aber auch bei anderen Anwendungen werden diese Biokunststoffe verarbeitet. Es ist auffällig, dass bei Anwendungen von Biokunststoffen wie in der Automobilindustrie, in der Landwirtschaft, im Baugewerbe und der Elektroindustrie sowie zum Teil auch in der Textilindustrie alle Produkte aus einer einzigen Kunststoffart hergestellt werden. Diese Konzentration auf eine Polymerart ist ein Hinweis dafür, dass für diese Anwendungen sehr spezielle Eigenschaften notwendig sind und diese nur von dieser einen Kunststoffart erfüllt werden (Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe 2021).

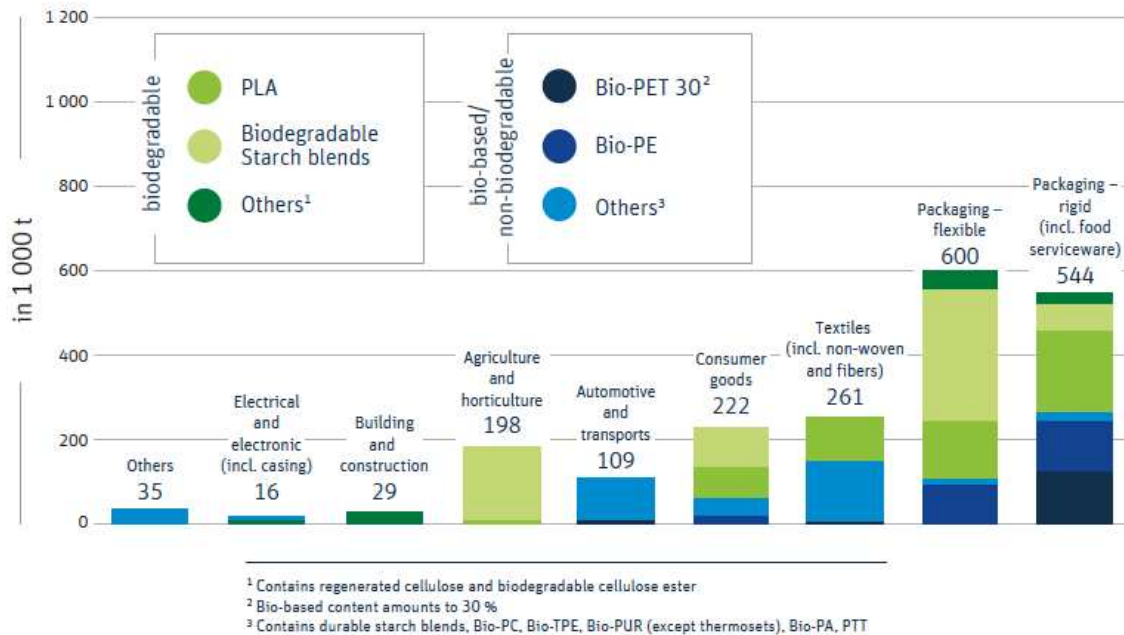


Abbildung 16: Mengenaufteilung der einzelnen Biokunststoffarten nach den Verwendungszwecken und Anwendungsgebieten für das Jahr 2020 (Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe 2021).

3.2 Ergebnisse anhand des Ist-Zustandes

In Abbildung 18 sind die Pfade sowie die Mengen des Kohlenstoffes dargestellt. Die Kohlenstoffanteile der einzelnen Fraktionen wurden nach den in Kapitel 2.4 genannten Kriterien berechnet. Im Vergleich dazu sind in Abbildung 17 die Mengen der einzelnen Fraktionen für das gleiche Modell abgebildet. Es ist gut zu sehen, dass die größten Anteile an Kohlenstoff beim den Fraktionen Bioabfall, Altpapier und Restmüll vorkommen. Wenn die beiden Exportströme der Materialströme aus dem System mit den Exportströmen des Kohlenstoffes verglichen werden, ist zu sehen, dass relativ gesehen mehr Kohlenstoff nicht recycelt wird. Das weist darauf hin, dass bei den Recyclingmaterialien der Kohlenstoffgehalt geringer ist, was vor allem auf die geringen Kohlenstoffanteile bei Glas und Metallen hindeutet. Bei diesen beiden Fraktionen ist auch gut zu sehen, dass der Großteil des Kohlenstoffes bei der Sortierung im Sortierrest landet und dann in die Müllverbrennung gelangt. In den Abbildungen 19, 20, 21 und 22 sind die Pfade des biogenen Kohlenstoffes für dasselbe Modell aber mit unterschiedlichen Szenarien dargestellt. Die Szenarien bewirken, wie in Kapitel 2.3 beschrieben, entweder eine höhere Menge in den getrennt gesammelten Fraktionen (in Abbildung 20 zu sehen) oder eine bessere Trennleistung der Aufbereitungsmaschinen (in Abbildung 21 zu sehen). Das letzte Szenario ist eine Kombination aus den beiden Verbesserungen und ist in Abbildung 22 zu sehen.

Wenn Abbildung 17 mit den Abbildungen 18, 20, 21 und 22 verglichen wird, ist gut zu sehen, dass der gesamte biogene Kohlenstoff bei Altglas und den Altmetallen bei der Sortierung

abgetrennt wird. Der Anteil an Kohlenstoff, der bei diesen beiden Fraktionen nach der Sortierung noch vorhanden ist, ist also fossilen Ursprungs. Bei der LVP-Fraktion ist der Unterschied von Abbildung 18 zu den anderen drei Abbildungen am größten. Der Anteil des biogenen Kohlenstoffes bei dieser Materialfraktion ist viel geringer als bei Altpapier, Bioabfall oder Restmüll, was durch die geringere Dicke des Pfeiles, der den Fluss symbolisiert, gezeigt wird. Obwohl, wie in Kapitel 3.1.5 beschrieben, die Produktionsmengen von Biokunststoffen seit Jahren stark steigen, ist der Anteil an biogenem Kohlenstoff, das sind vor allem biobasierte Kunststoffe, in Kunststoffen noch immer sehr gering. Leichtverpackungen verlieren einen Großteil des biogenen Kohlenstoffes, der am Anfang in dieser Fraktion war, durch die Abtrennung, da diese Ströme einen höheren Anteil an biogenem Kohlenstoff aufweisen. Aus diesem Grund sind im LVP-Recyclingmaterial nur etwa 10 % des Kohlenstoffes aus biogenen Quellen. Papier hat nur biogenen Kohlenstoff, da es aus nachwachsenden Rohstoffen, dem Holz, hergestellt wird.

Wenn die Abbildungen 19 bis 22 mit Abbildung 18, wo der Weg des gesamten Kohlenstoffes zu sehen ist, verglichen wird, fällt auf, dass prozentual gemessen ein größerer Anteil an biogenem Kohlenstoff im Recyclingmaterial landet, als es der Anteil des gesamten Kohlenstoffes in diesem Material ist. Das deutet darauf hin, dass Produkte, die aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt werden, mit größerer Wahrscheinlichkeit recycelbar sind, wobei bei diesen Materialien auch die Kompostierung als Recycling zählt. Bei Abbildung 20 und 22 ist im Vergleich mit Abbildung 19 zu sehen, dass höhere Mengen in der getrennten Sammlung vorkommen und dadurch größere Mengen den Aufbereitungsanlagen zugeführt werden. Aus diesem Grund sind auch die Kohlenstoffmengen bei den Recyclingmaterialien höher als in Abbildung 19. Dadurch sinkt der Anteil des biogenen Kohlenstoffes im Restmüll. Die Erhöhung der Trennleistung der Aufbereitungsanlage in den Abbildungen 21 und 22 macht sich nur bei den Leichtverpackungen bemerkbar, darum sind auch die Auswirkungen davon nur schlecht an einer Steigerung der biogenen Kohlenstoffmenge sichtbar, da der Anteil bei dieser Fraktion nur sehr gering ist. Die Erhöhung der getrennt gesammelten Menge an Abfällen hat bei dieser Ausgangslage eine wesentliche größere Auswirkung als die Steigerung der Trennleistung.

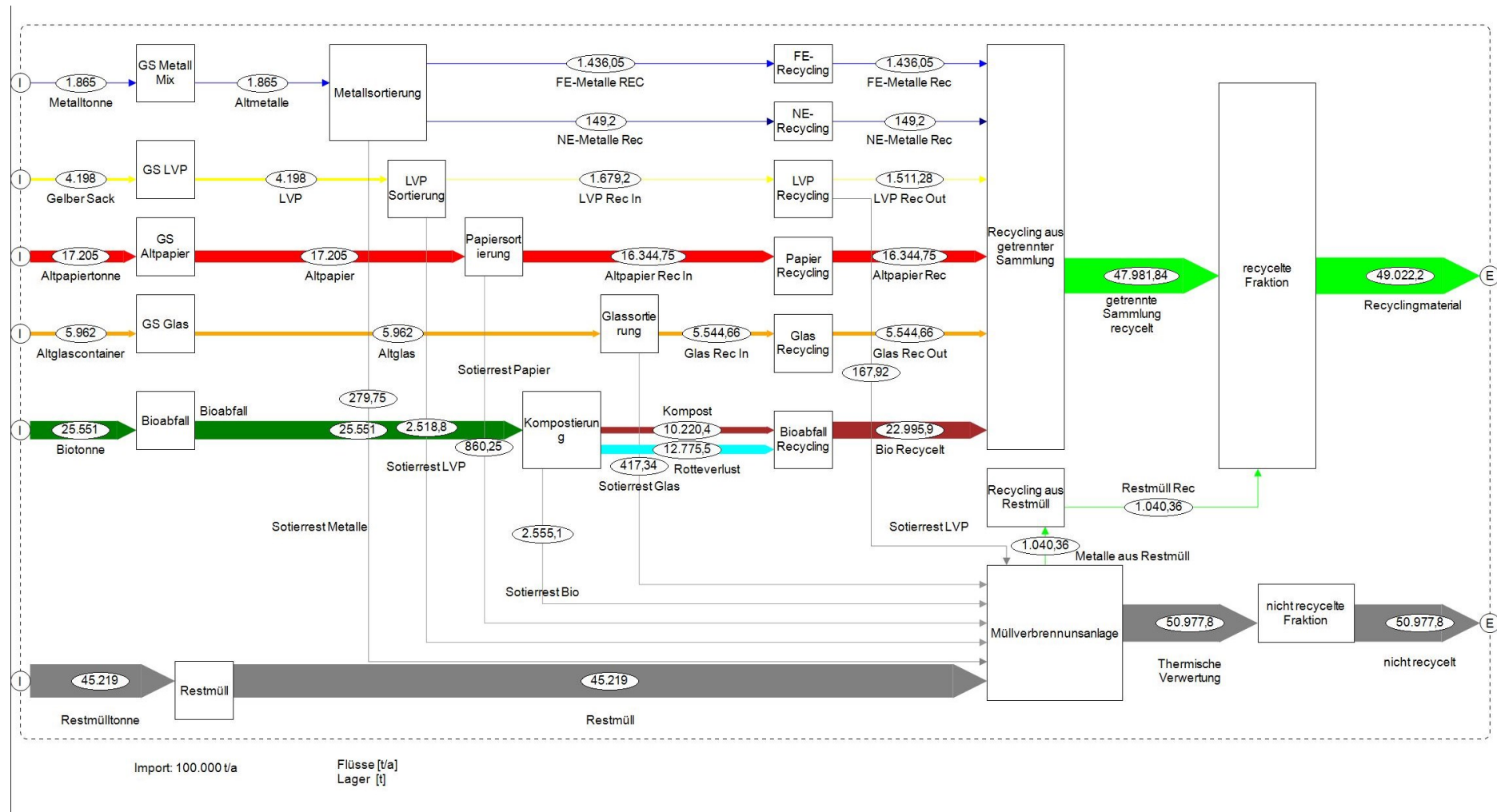


Abbildung 17: Mengenfluss für die einzelnen Fraktionen des Ist-Zustandes der österreichischen Abfallwirtschaft dargestellt für einen Input von 100.000 t (Ott 2020).

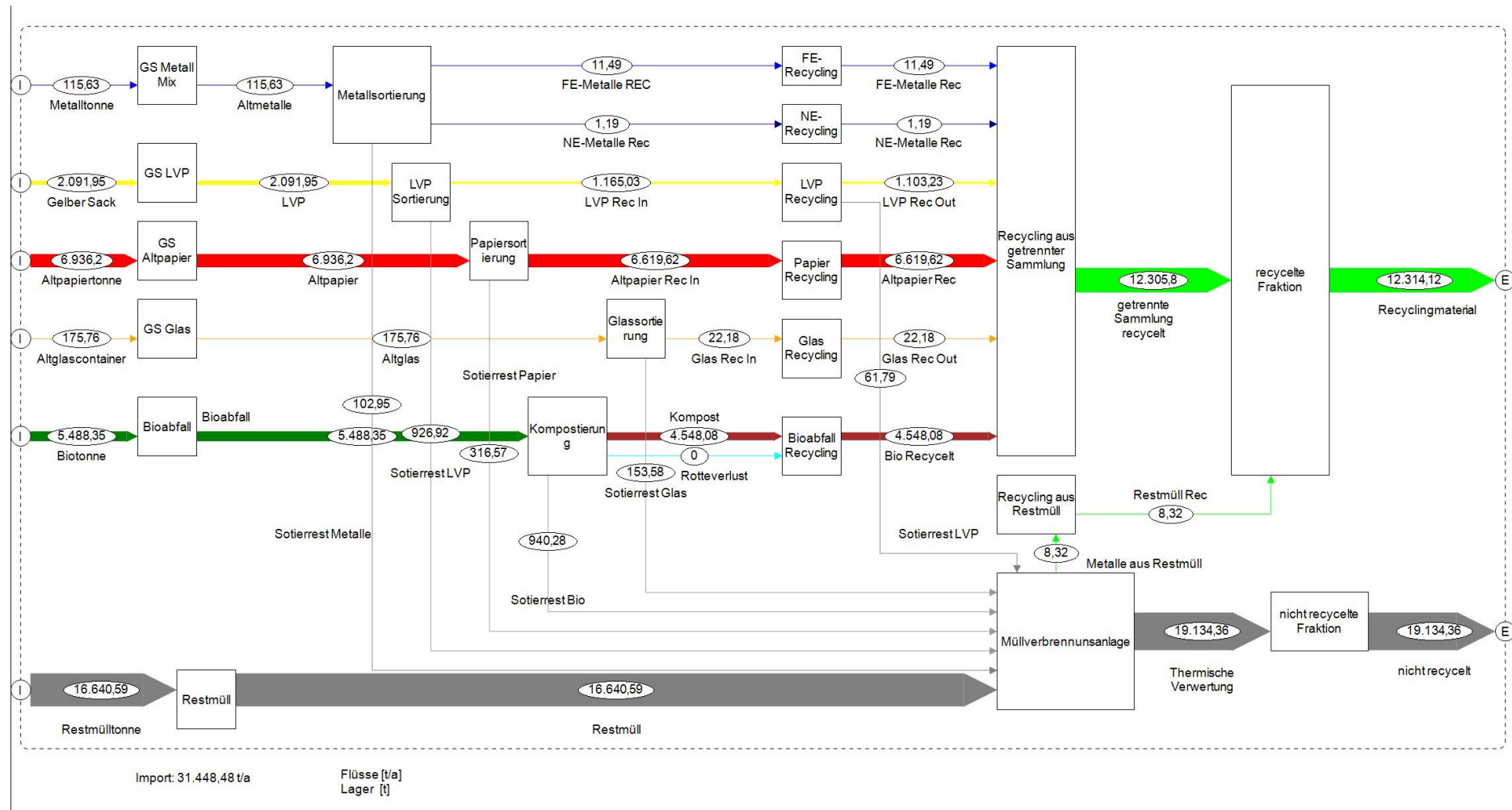


Abbildung 18: Mengenfluss des gesamten Kohlenstoffes für den Status Quo des Abfallwirtschaft dargestellt für einen Input von 100.000 t.

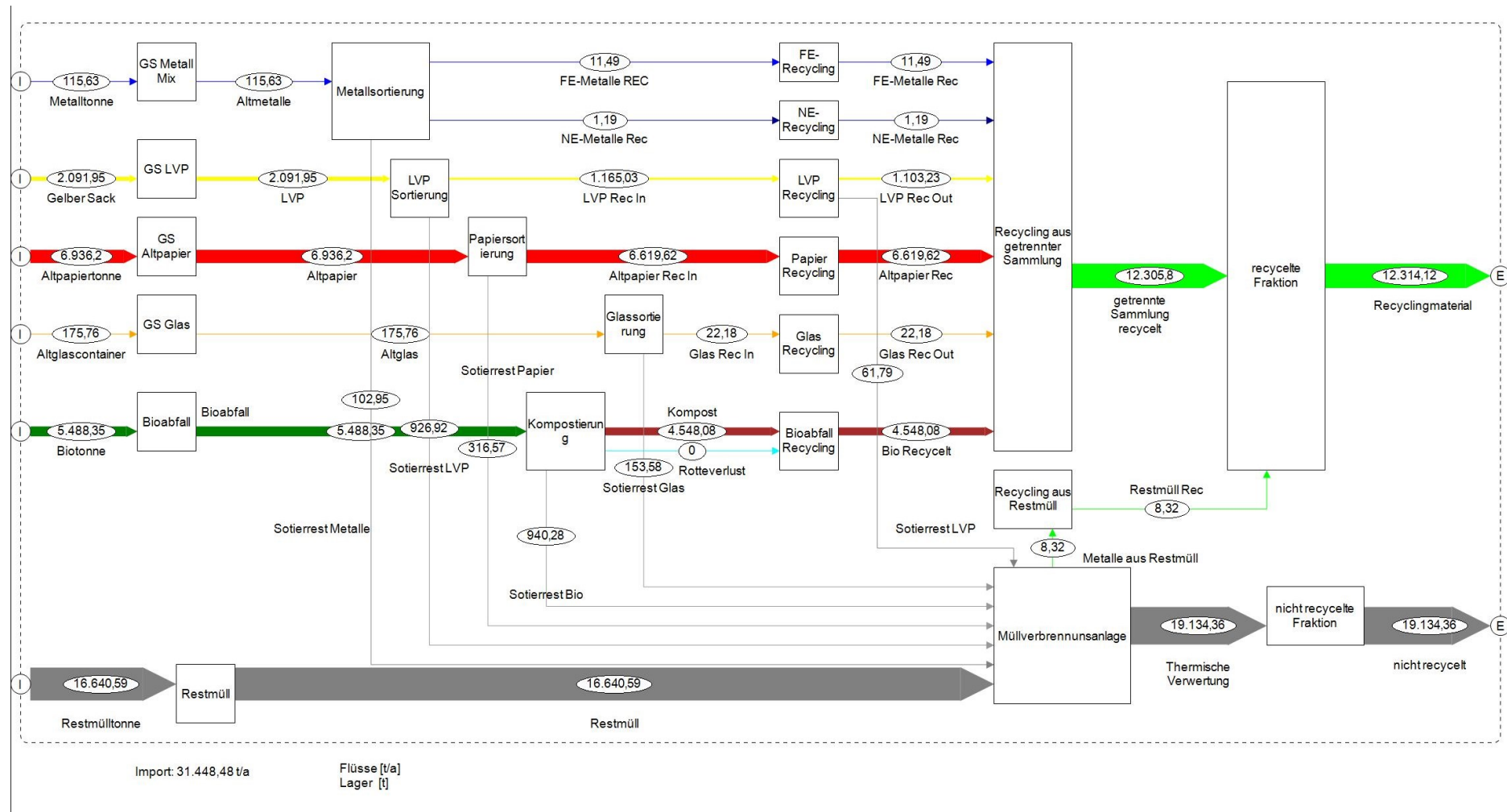


Abbildung 19: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes für den Status Quo der Abfallwirtschaft dargestellt für einen Input von 100.000 t.

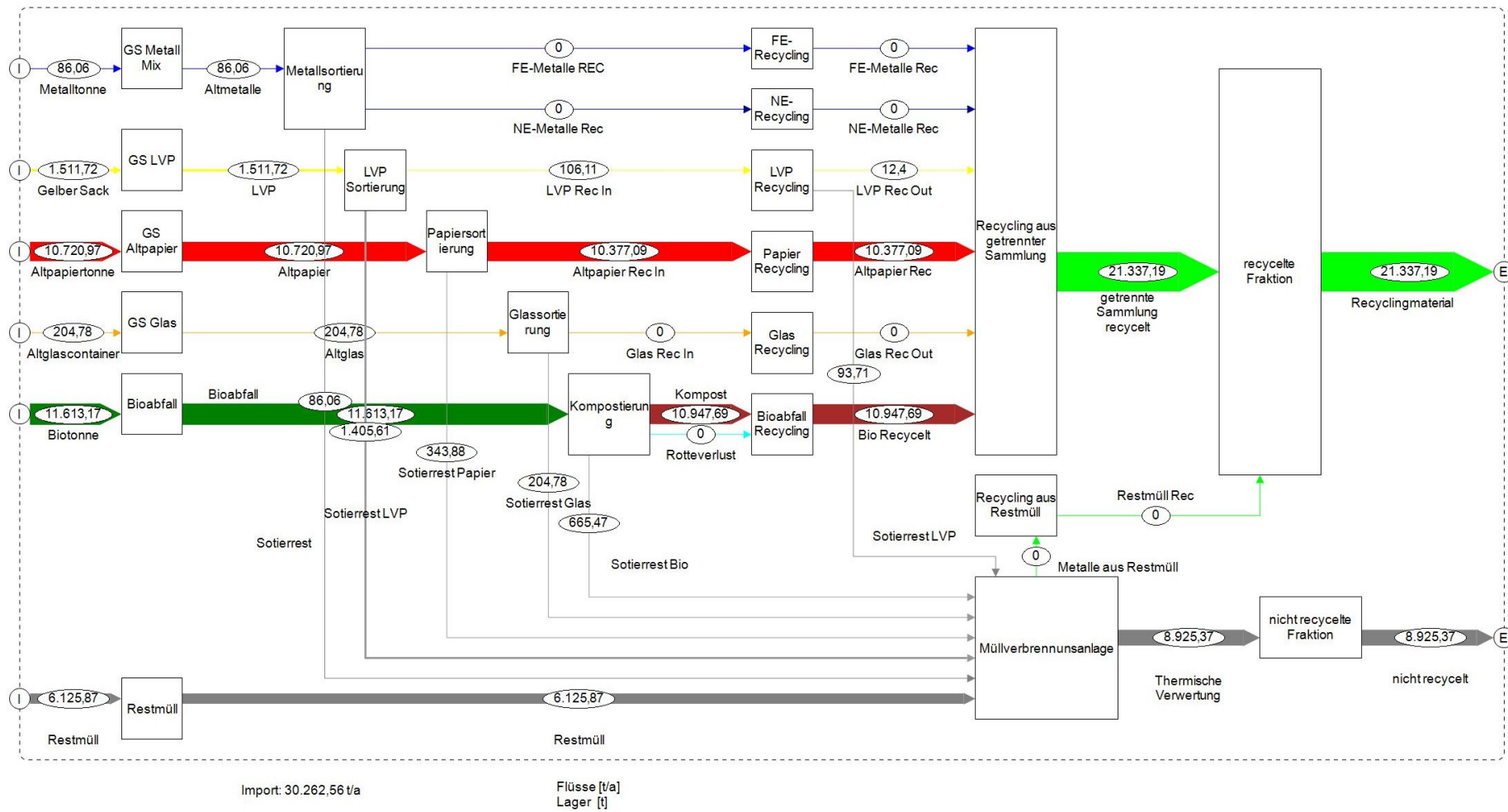


Abbildung 20: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes für eine erhöhte Menge der getrennten Sammlung für den Status Quo der Abfallwirtschaft (drittes Szenario) dargestellt für einen Input von 100.000 t.

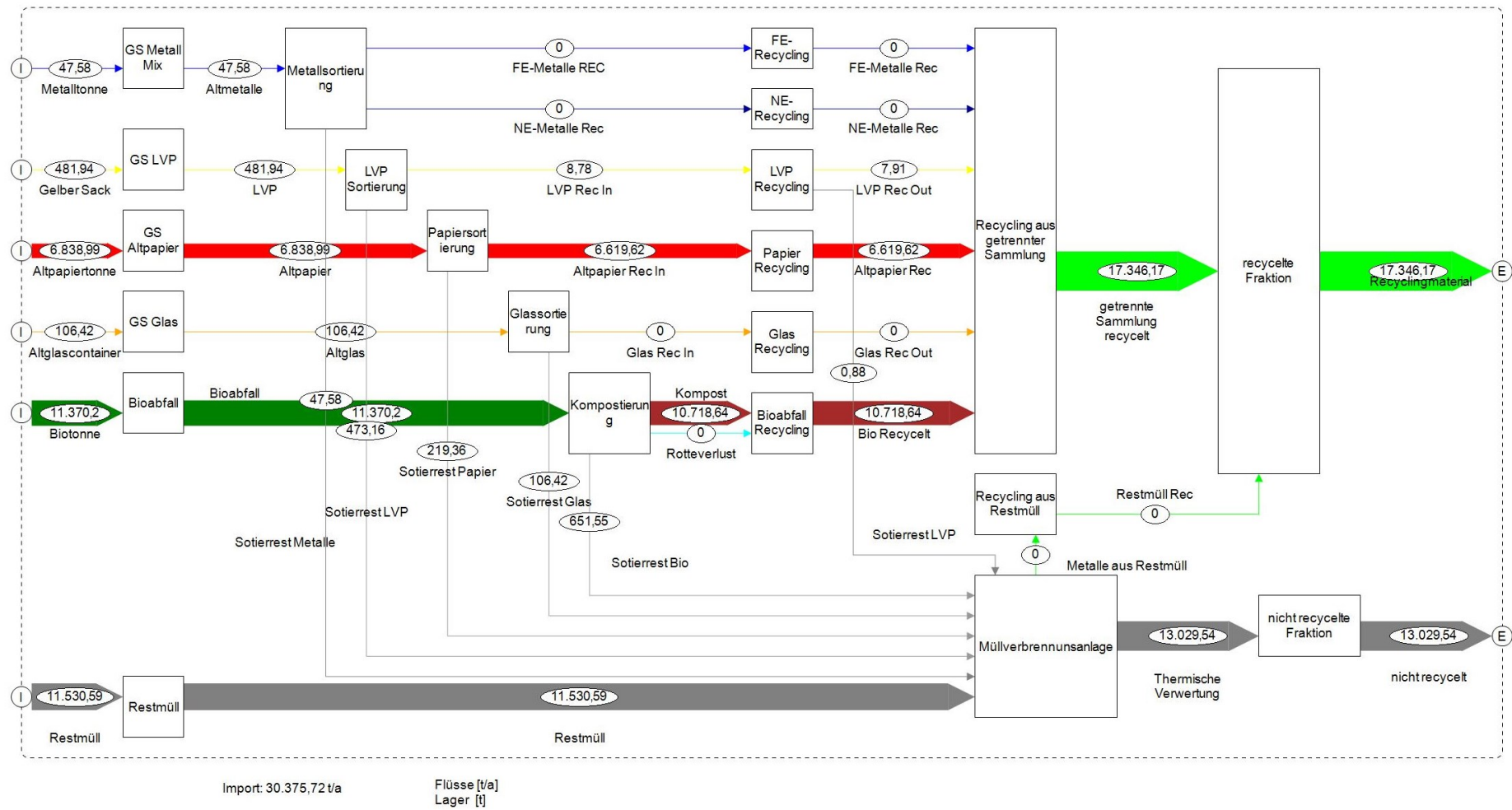


Abbildung 21: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes mit einer besseren Technik bei der Aufbereitung für den Status Quo der Abfallwirtschaft (viertes Szenario) dargestellt für einen Input von 100.000 t.

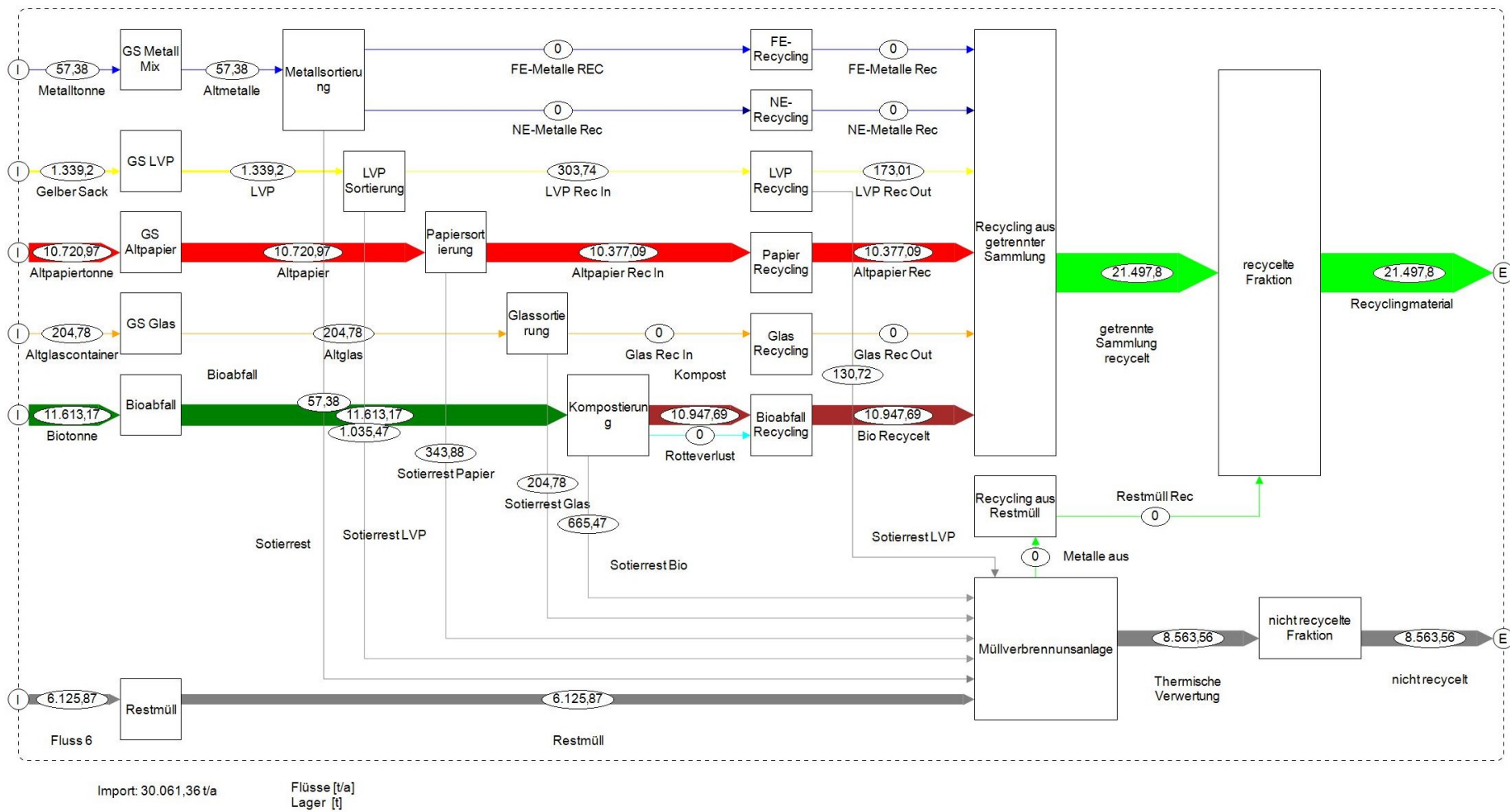


Abbildung 22: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes für eine erhöhte Menge der getrennten Sammlung bei gleichzeitiger besserer Trennung für den Status Quo der Abfallwirtschaft (fünftes Szenario) dargestellt für einen Input von 100.000 t.

3.3 Ergebnisse des Zwei-Tonnen-Modells

In Abbildung 23 sind die Mengenflüsse für die Trennung der einzelnen Fraktionen für das Zwei-Tonnen-Modell dargestellt. Es ist gut zu sehen, dass im Vergleich mit Abbildung 17 mehr Aufbereitungsschritte notwendig sind. Gleichzeitig werden bei der Aufbereitung mehr einzelne Fraktionen voneinander getrennt. In Abbildung 24 ist der Mengenfluss des im gesamten System vorhandenen Kohlenstoffes abgebildet. Wie schon in Kapitel 3.2 geschrieben, sind die Fraktionen mit der größten Kohlenstoffmenge das Altpapier und der Biomüll. Weitere Materialströme mit einer größeren Menge an Kohlenstoff sind die beiden Ströme aus der Abfallverbrennungsanlage bzw. dem Zementwerk. Diese bestehen jedoch aus Material, das nicht mehr recycelt, sondern thermisch verwertet wird. Im Vergleich zum im vorigen Kapitel beschriebenen Modell wird mehr Kohlenstoff über das Recyclingmaterial ausgetragen als über das Material, das nicht recycelt wird. Ein Grund dafür ist die geringere Menge an Restmüll und daraus folgernd eine höhere Menge an Material, das einer Aufbereitung unterzogen wird. Fast die Hälfte des Trockenmülls kann jedoch nicht recycelt werden, sondern gelangt nach Aufbereitungsschritten in eine Verbrennungsanlage.

In den Abbildungen 25, 26, 27 und 28 sind die Mengenflüsse des biogenen Kohlenstoffes für das Zwei-Tonnen-Modell zu sehen. Es ist gut zu sehen, dass Altglas und die Metalle nach der Aufbereitung keinen biogenen, sondern nur fossilen Kohlenstoff aufweisen. Der biogene Kohlenstoff wird in der Aufbereitung abgetrennt und mit dem Sortierrest einer thermischen Verwertung zugeführt. Die Leichtverpackungen weisen nur eine sehr geringe Menge an biogenem Kohlenstoff im Vergleich zu ihrer absoluten Menge auf. Das kommt von dem Umstand, dass Leichtverpackungen aus Kunststoffen sind und diese immer noch zum Großteil aus fossilen Rohstoffen hergestellt werden. Es ist jedoch zu sehen, dass bei LVP eine geringe Menge an biogenem Kohlenstoff vorhanden ist. Das ist auf Kunststoffe aus biogenen Rohstoffen, wie sie in Kapitel 3 beschrieben sind, zurückzuführen.

In Abbildung 25 ist das Zwei-Tonnen-Modell ohne Szenarien zu sehen, während in Abbildung 26 das gleiche Modell mit einer erhöhten Menge der getrennt gesammelten Fraktionen (drittes Szenario) abgebildet ist. Abbildung 27 zeigt das Modell mit zwei Tonnen und einer höheren Trennleistung der Aufbereitungsanlagen (viertes Szenario), sodass mehr Recyclingmaterial ausgetragen werden kann. In Abbildung 28 wird eine Kombination aus einer erhöhten Menge der getrennt gesammelten Fraktionen mit einer gleichzeitig besseren Trennleistung in der Aufbereitung (fünftes Szenario) dargestellt. Durch die größeren Mengen aus der getrennten Sammlung in den Abbildungen 26 und 28 werden auch die Mengen an biogenem Kohlenstoff, der mit diesen Fraktionen ausgetragen wird, erhöht. Im Vergleich zum im vorherigen Kapitel beschriebenen Modell wird durch die bessere Technik in der Aufbereitung mehr Material dem Recycling zugeführt als ohne diese Verbesserung. Dies ist in Abbildung 27 gut zu sehen, da hier mehr biogener Kohlenstoff im recycelten Material landet als in Abbildung 25. Daraus kann geschlossen werden, dass bei diesem Modell die Trennung von den Abfällen eine größere Rolle spielt als in dem im vorherigen Kapitel beschriebenen Modell. Der Anteil des biogenen Kohlenstoffes an der Gesamtmenge des Kohlenstoffes für das Recyclingmaterial ist viel höher als der dieser Anteil bei den nicht recycelten Materialien. Daraus lässt sich schließen, dass

recyclbare Materialien oft aus biobasierten Rohstoffen hergestellt werden, während Materialien, die in der Abfallwirtschaft oft nur mehr thermisch verwertet werden können, oft aus fossilen Rohstoffen hergestellt werden. Das ist gut zu erkennen, wenn man die Output-Ströme von Abbildung 24 mit den Output-Strömen der Abbildungen 25 bis 28 vergleicht.

Wenn man das Zwei-Tonnen-Modell und den Ist-Zustand der österreichischen Abfallwirtschaft miteinander vergleicht, lässt sich feststellen, dass ein Großteil des biogenen Kohlenstoffes beim Biomüll und der anschließenden Kompostierung zu finden ist. Die Kompostierung zählt zu den Recyclingverfahren, jedoch ist es speziell bei kompostierbaren Kunststoffen zu hinterfragen, ob die Kompostierung die beste Methode für die Verwertung ist und ob nicht ein anderes Verfahren ökologisch sinnvoller ist. Im Restmüll befinden sich bei beiden Modellen noch immer große Menge an biogenen Kohlenstoffen. Diesen könnte man zum Teil durch eine Aufbereitung des Restmülls vor der thermischen Verwertung abtrennen und einem Recycling zuführen. Es ist jedoch nur schwer möglich, alle Stoffe, die potenziell verwertet werden können, einem Recycling zuzuführen. Im direkten Vergleich der beiden Modelle ist zu sehen, dass die biogene Kohlenstoffmenge bei den Recyclingmaterialien beim Zwei-Tonnen-Modell größer ist als beim Ist-Zustand der Abfallwirtschaft in Österreich. Genauso weist das Zwei-Tonnen-Modell einen höheren Anteil des biogenen Kohlenstoffes in den Recyclingmaterialien auf.

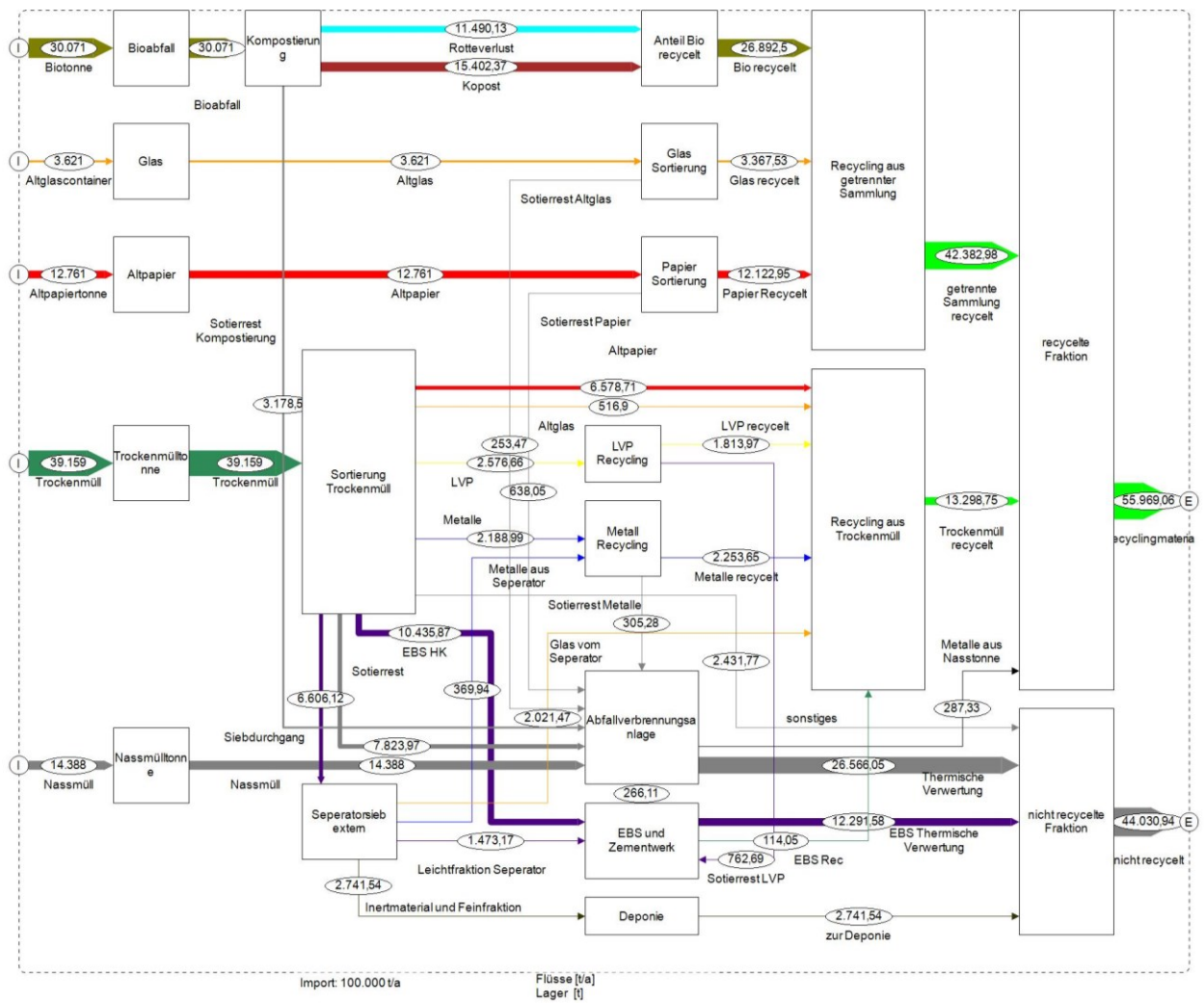


Abbildung 23: Mengenfluss für die einzelnen Fraktionen des Zwei-Tonnen-Modells dargestellt für einen Input von 100.000 t (Ott 2020).

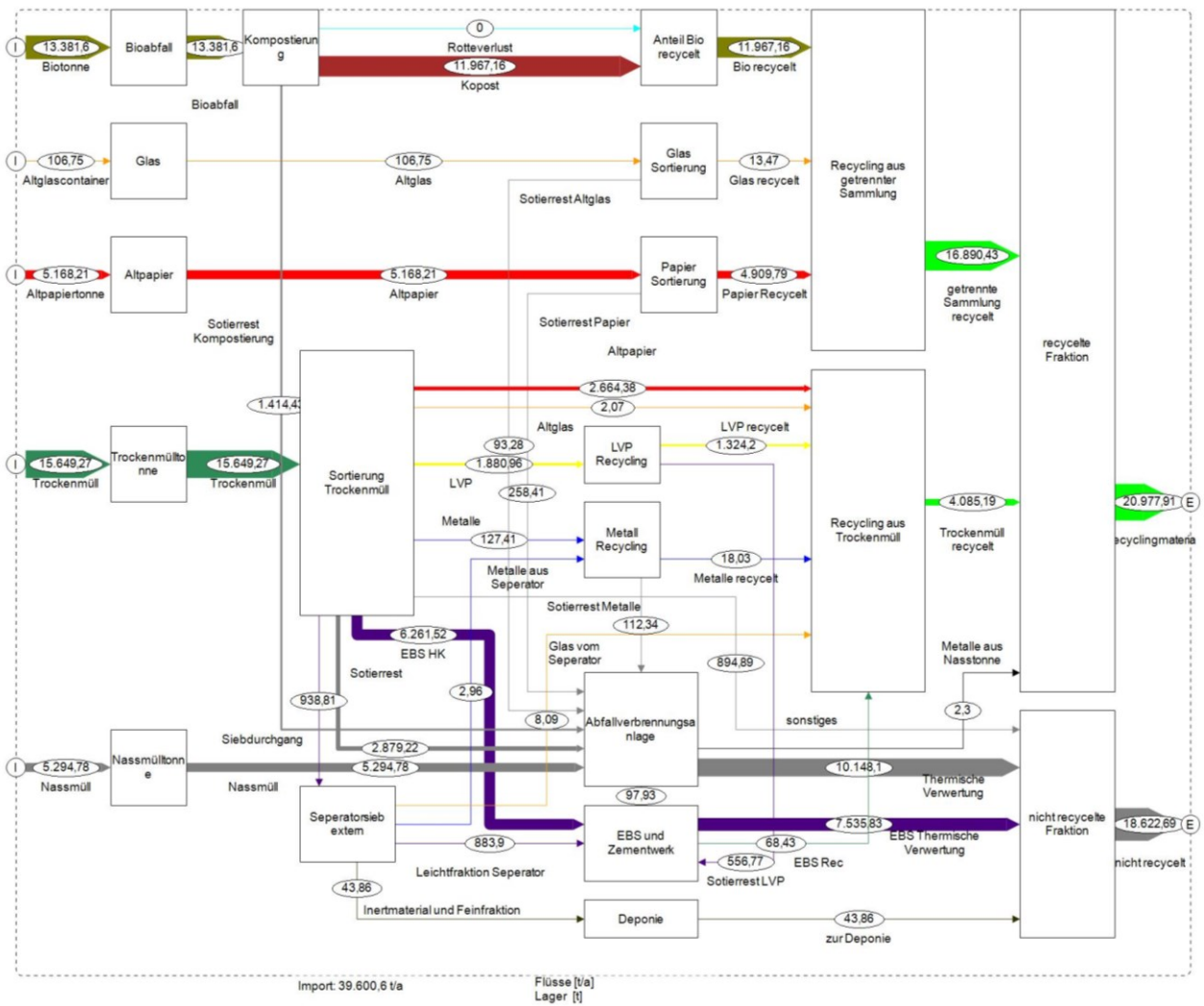


Abbildung 24: Mengenfluss des gesamten Kohlenstoffes des Zwei-Tonnen-Modells dargestellt für einen Input von 100.000 t.

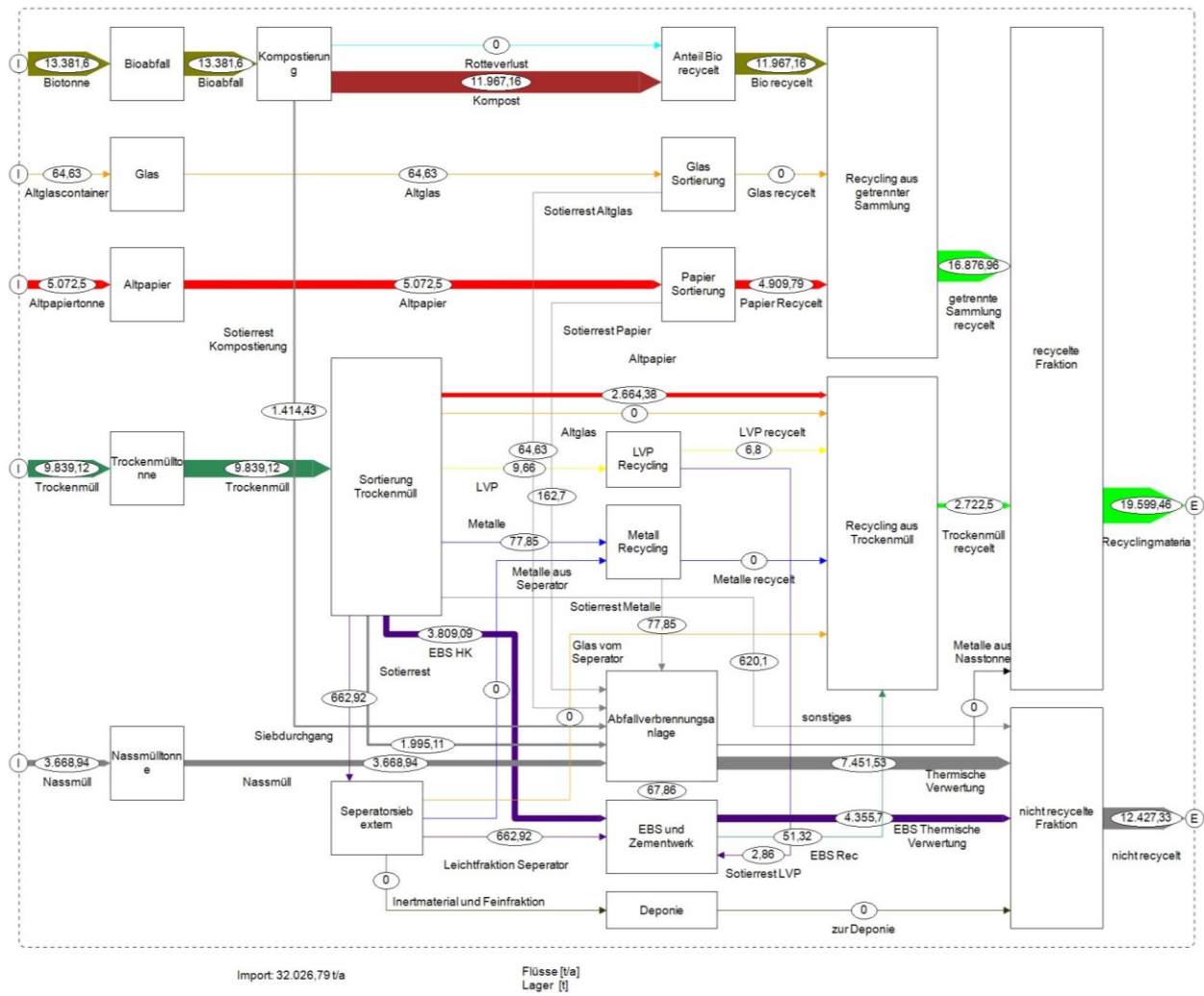


Abbildung 25: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes des Zwei-Tonnen-Modells dargestellt für einen Input von 100.000 t.

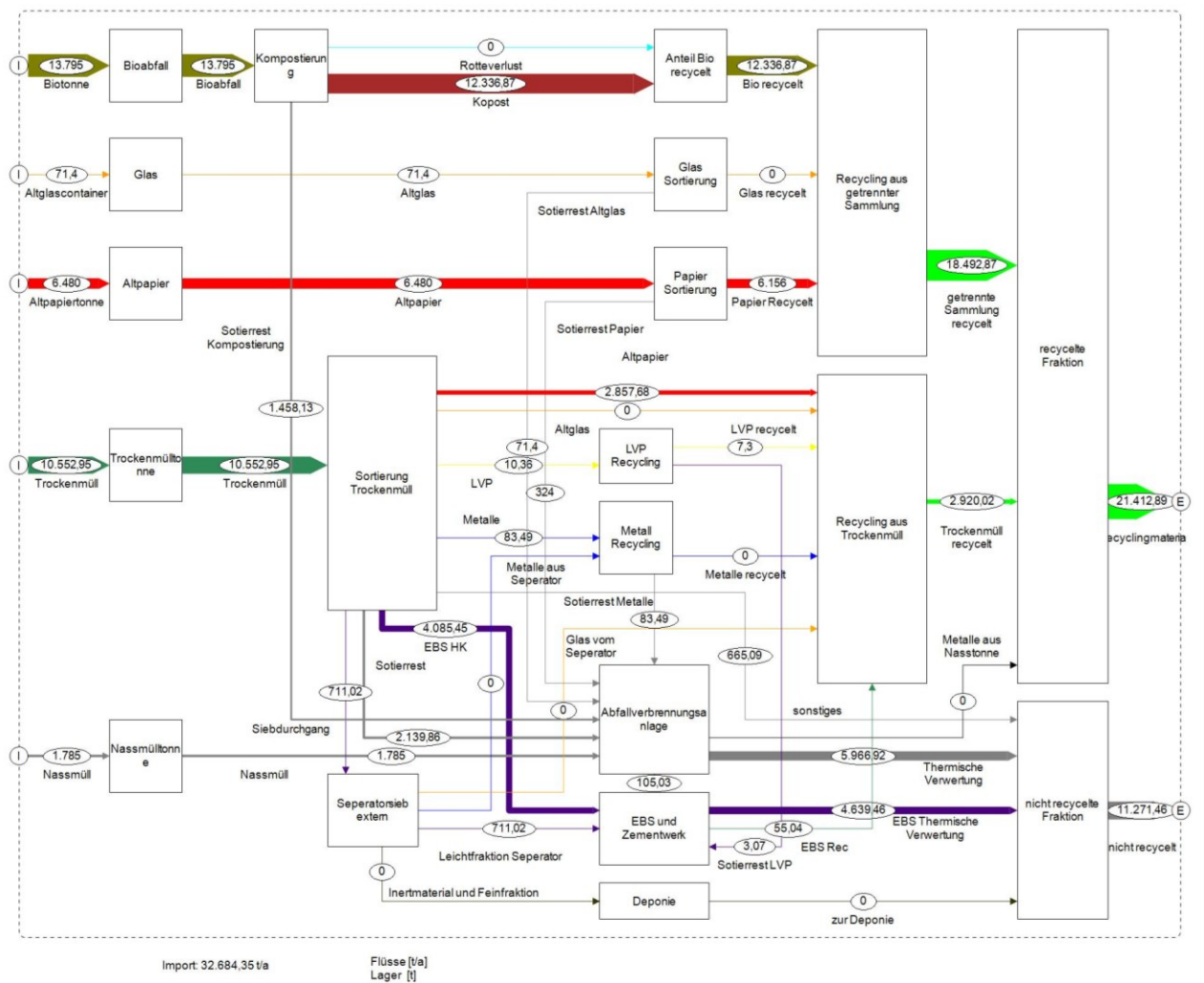


Abbildung 26: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes für eine erhöhte Menge der getrennten Sammlung des Zwei-Tonnen-Modells (drittes Szenario) dargestellt für einen Input von 100.000 t.

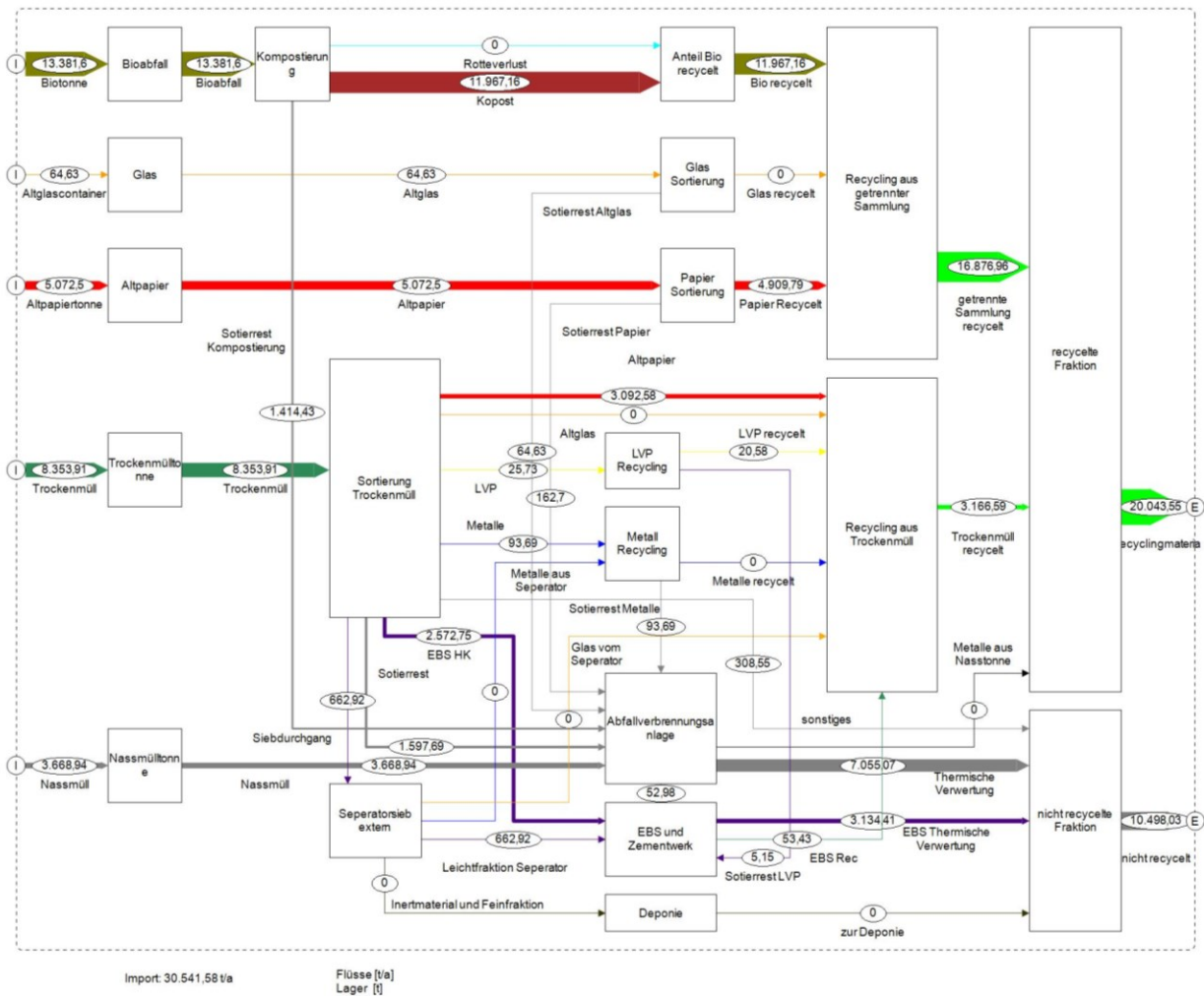


Abbildung 27: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes mit einer besseren Technik bei der Aufbereitung des Zwei-Tonnen-Modells (viertes Szenario) dargestellt für einen Input von 100.000 t.

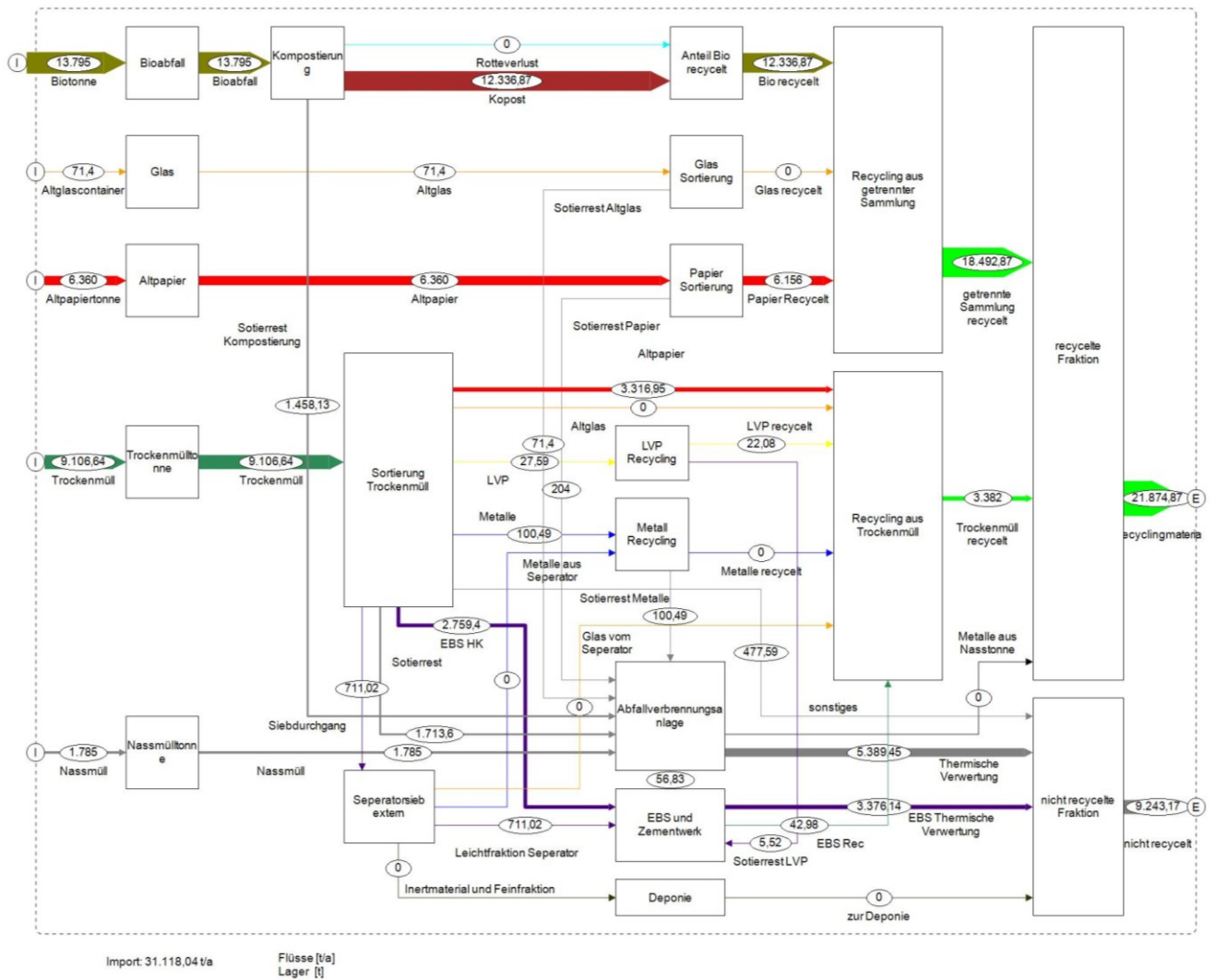


Abbildung 28: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes für eine erhöhte Menge der getrennten Sammlung bei gleichzeitiger besserer Trennung des Zwei-Tonnen-Modells (fünftes Szenario) dargestellt für einen Input von 100.000 t.

3.4 Ergebnisse des EBS-Materials

In Abbildung 29 ist der Mengenfluss für einen Ersatzbrennstoff nach der Sortierung des 3D-Materials für den Hauptbrenner dargestellt. Es ist gut zu sehen, dass fast $\frac{2}{3}$ des Materials aus Kunststoffen besteht. Der Sortierrest, der aus sehr kleinen, aber auch nicht identifizierbaren Teilchen besteht macht etwa 20 % aus. Alle anderen Fraktionen weisen Anteile im einstelligen Prozentbereich auf. In Abbildung 30 ist für den gleichen Ersatzbrennstoff die Kohlenstoffmenge anhand der einzelnen Fraktionen angeführt. Es ist gut zu sehen, dass in der Kunststofffraktion der meiste Kohlenstoff vorhanden ist, gefolgt vom Sortierrest. Die Metallfraktionen (Elektroabfälle, NE- und FE-Metalle) weisen die geringsten Mengen an Kohlenstoff auf. Alle anderen Fraktionen befinden sich zwischen diesen Werten. In Abbildung 31 ist für den Ersatzbrennstoff die biogene Kohlenstoffmenge für die Fraktionen dargestellt. Im Vergleich zu Abbildung 30 fällt auf, dass die Kunststoffe nicht mehr die größte Menge stellen, da diese Fraktion vor allem aus fossilen Rohstoffen hergestellt wird. Der in Abbildung 31 zu sehende Anteil kommt durch biobasierte Kunststoffe zustande.

Die größte Menge an biogenem Kohlenstoff kommt im Sortierrest vor, weitere Fraktionen mit einem erheblichen Anteil an biogenem Kohlenstoff sind PPK, das aus Holz bzw. Zellstoff hergestellt wird und die Nichteisen-Metalle. Dieser Anteil kommt durch Verunreinigungen zustande. Wenn man die Menge des biogenen Kohlenstoffes aus Abbildung 31 mit der Menge des gesamten Kohlenstoffes aus Abbildung 30 vergleicht, sieht man, dass der biogene Anteil nur etwa $\frac{1}{6}$ des im Ersatzbrennstoff vorhandenen Kohlenstoffes beträgt. Der biogene Kohlenstoffanteil der Kunststofffraktion beträgt etwas mehr als 20 %. Dieser Wert ist im Hinblick auf den Kauf von Emissionszertifikaten, wie in Kapitel 1.2 beschrieben, interessant, da für diese Menge an Kohlenstoff, die bei der Verbrennung zu CO₂ reagiert, bisher Zertifikate gekauft werden müssen. Wenn jedoch diese Menge CO₂ als biogen angesehen wird, müssen dafür keine Zertifikate gekauft werden und die Betreiber können diese Zertifikate entweder am Markt weiterverkaufen oder komplett einsparen. Dieser Wert ist nur für einen Teil des Ersatzbrennstoffes.

Wenn die gesamte Zusammensetzung des EBS aus Tabelle 5 zur Berechnung verwendet wird, sieht das Ergebnis wie in Abbildung 32 aus. Es ist zu sehen, dass für den gesamten EBS der biogene Anteil des Kunststoffes einen Anteil von etwas mehr als 10 % aufweist. Dieser geringere Wert als oben beschrieben ist dem höheren Sortierrest sowie der kleineren Korngröße des 2D-Materials geschuldet. Dadurch können die kleinen Teilchen keiner Fraktion zugeordnet werden. Wenn die Untersuchungsmethoden genauer sind bzw. der biogene Kohlenstoffanteil nach den in Kapitel 1.3 beschriebenen Verfahren bestimmt wird, kann dieser Wert noch größer werden. Dadurch können auch mehr Zertifikate eingespart werden. In Abbildung 33 ist die gesamte Kohlenstoffmenge für den Ersatzbrennstoff zu sehen. Wenn die Menge des biogenen Kohlenstoffes der Kunststofffraktion mit der gesamten Kohlenstoffmenge des EBS verglichen wird, wird ein Wert von etwa 3,3 % erhalten. Dies bedeutet, dass 3,3 % des gesamten Kohlenstoffes des EBS aus biobasierten Kunststoffen stammen. Weiters können Zertifikate in diesem Umfang eingespart werden, wenn das Zementwerk nur mit Ersatzbrennstoffen betrieben wird. Dazu müssen noch die anderen biogenen Materialien

gerechnet werden, sodass in Summe etwas mehr als ¼ des gesamten Kohlenstoffes im Ersatzbrennstoff biogenen Ursprungs ist. Der gleiche Anteil an Zertifikaten kann aus diesem Grund theoretisch eingespart werden. Wenn diese Zahl auf die Einsatzmenge von EBS im Jahr 2021 nach Mauschitz (2022) hochgerechnet wird, können dadurch etwa 80.000 t fossiler Kohlenstoff durch biogenen ersetzt werden. Dieser Kohlenstoff ist aus biobasierten Rohstoffen und dadurch „klimaneutral“.

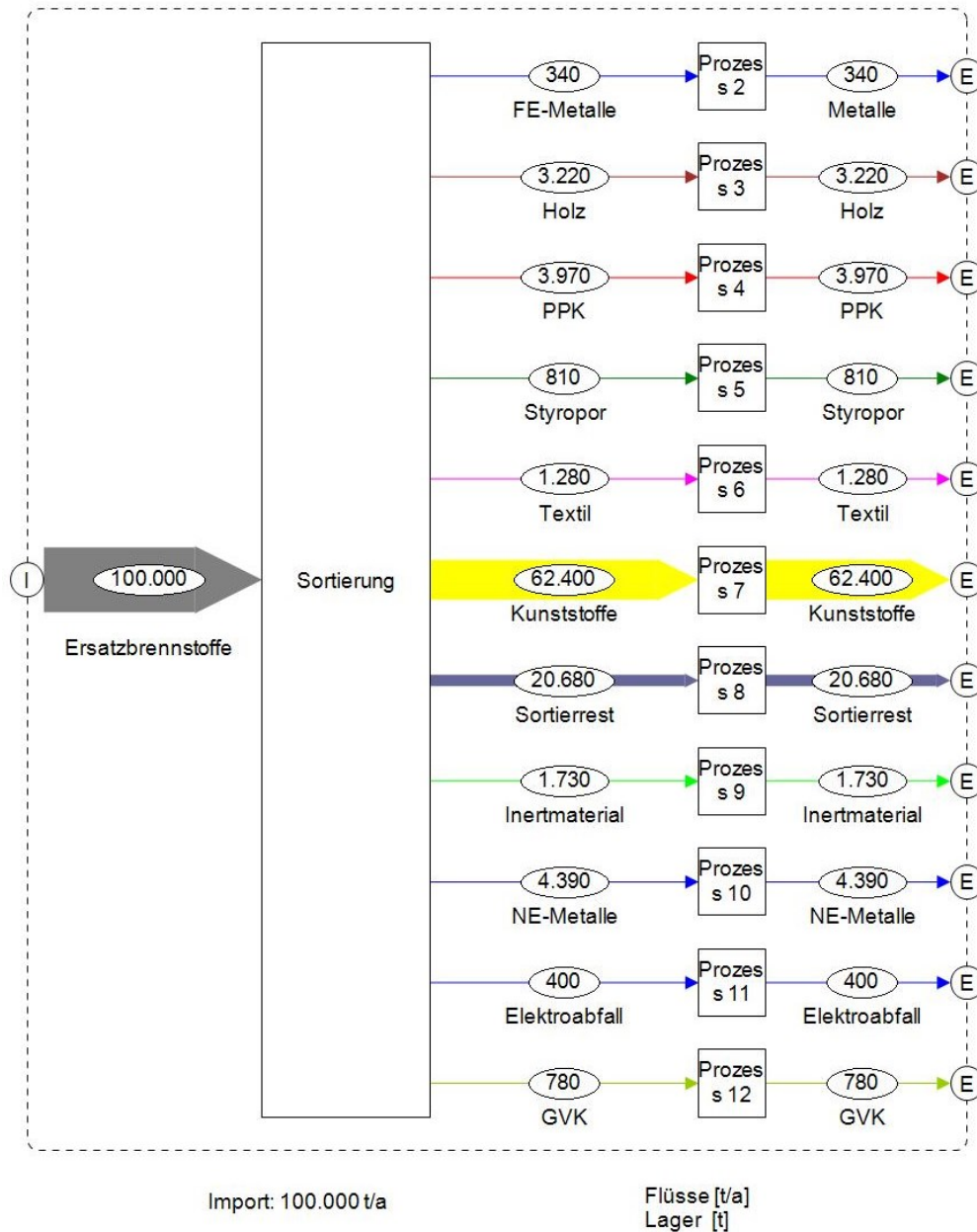


Abbildung 29: Mengenfluss für die 3D-Fractionen eines EBS für den Hauptbrenner nach Ehrenguber (2022) für einen Input von 100.000 t.

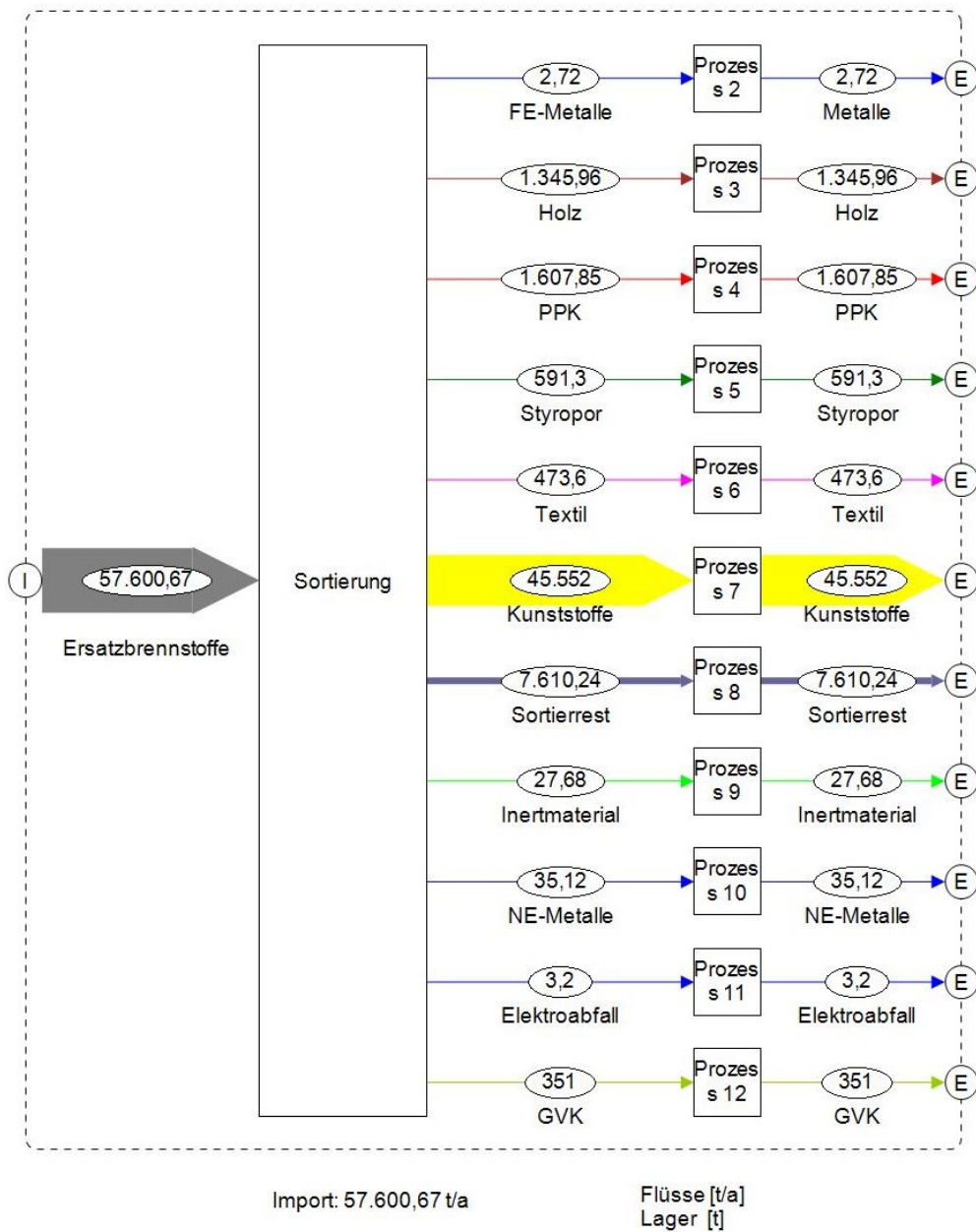


Abbildung 30: Mengenfluss für den gesamten Kohlenstoffgehalt für einen EBS für den Hauptbrenner mit einem Input von 100.000 t.

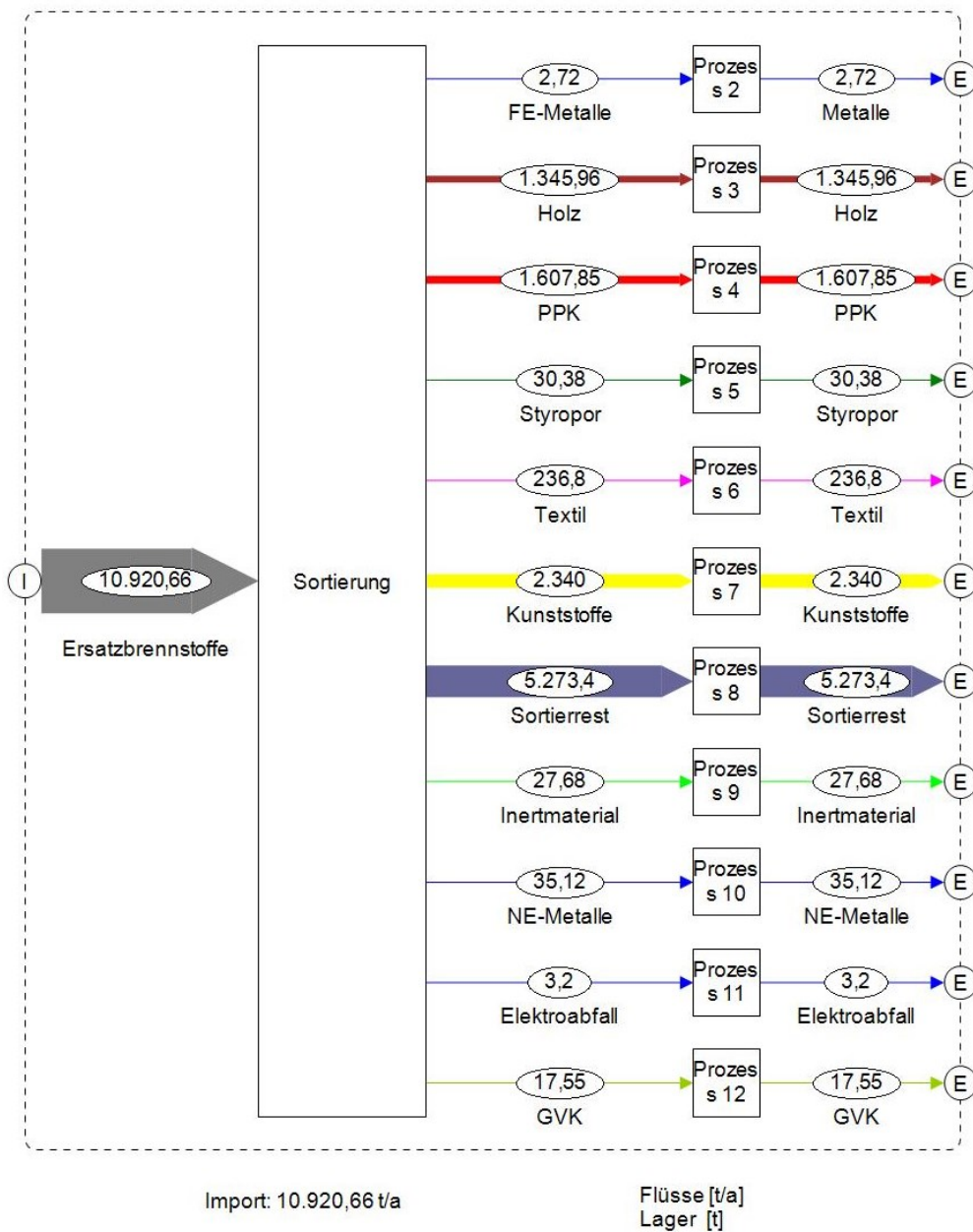


Abbildung 31: Mengenfluss für den biogenen Kohlenstoffgehalt für einen EBS für den Hauptbrenner mit einem Input von 100.000 t.

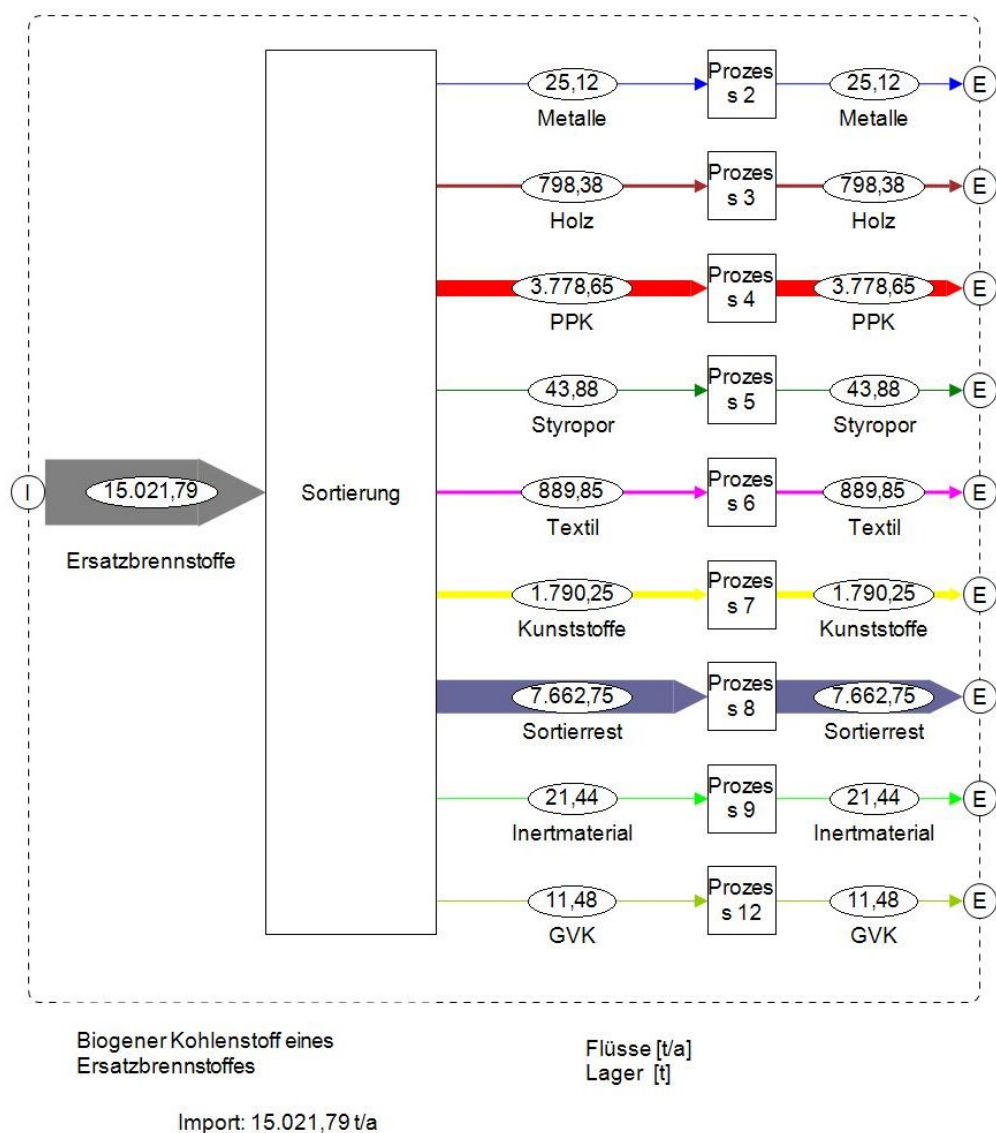


Abbildung 32: Mengenfluss für den biogenen Kohlenstoffgehalt für einen EBS mit einem Input von 100.000 t.

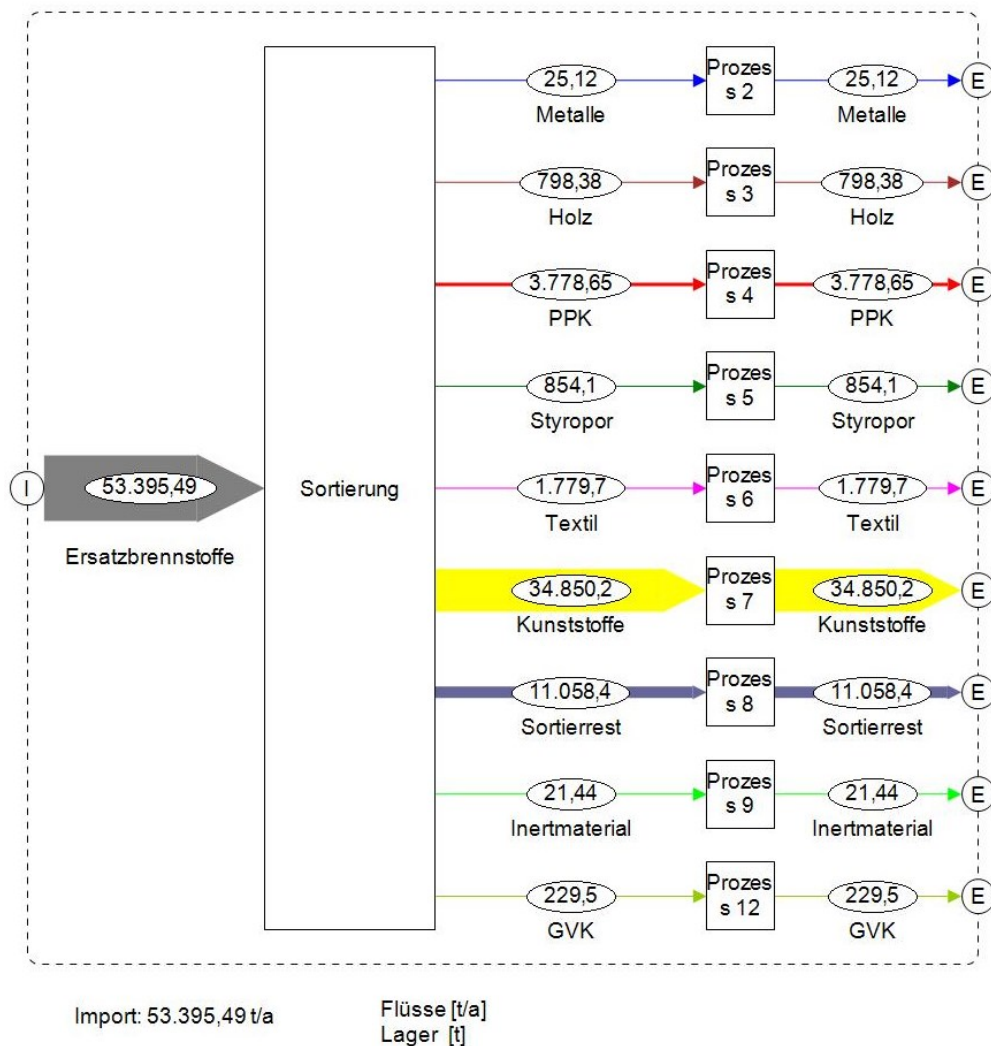


Abbildung 33: Mengenfluss für den gesamten Kohlenstoffgehalt für einen EBS mit einem Input von 100.000 t.

4 Schlussfolgerungen

Seit 2005 gibt es das EU-Emissionshandelssystem. Mit diesem System sollen die Emissionen von Fabriken und anderen Industriebetrieben reduziert werden. Um eine Reduzierung zu erreichen, wurden in Europa bisher Grenzwerte eingeführt. Mit dem EU-Emissionshandelssystem werden Zertifikate ausgegeben, die dem Besitzer erlaubt, eine bestimmte Menge an Emissionen zu verursachen. Das EU-Emissionshandelssystem erfasst seit der aktuellsten Überarbeitung CO₂, N₂O, CH₄, SF₆ und halogenierte oder perfluorierte FKWs. Um eine Reduzierung der Emissionen zu erreichen, wird die Menge an Zertifikaten, die von der EU ausgegeben werden, jährlich reduziert. Diese Zertifikate werden zum Teil auf Auktionen an die Unternehmen verkauft, die diese benötigen. Der andere Teil, der aktuell etwa 80 % ausmacht, werden gratis ausgegeben. Dieser Anteil soll wie in Kapitel 1.2 beschrieben, auf etwa ein 1/3 der Zertifikatmenge sinken. Neben Industriebetrieben, die große Mengen an Emissionen ausstoßen, wie Zementwerke, Stahlwerke oder Anlagen der chemischen Industrie unterliegt auch der Flugverkehr auch dem EU-Emissionshandelssystem und muss Zertifikate für seine Emissionen kaufen. Für den Flugverkehr werden diese jedoch bisher gratis ausgegeben. Neben dem Kauf von Zertifikaten können Unternehmen auch Investitionen entweder in Ländern, die das Kyoto-Protokoll unterzeichnet haben (Joint Implementation) oder in Ländern, die es nicht unterzeichnet haben (Clean Development Mechanism), tätigen. Dadurch erhalten die Betriebe Zertifikate für ihre Emissionen. Das EU-Emissionshandelssystem wurde aufgrund des Kyoto-Protokolls eingeführt, das besagt, dass Industrieländer ihre Emissionen verringern müssen. Dieses Abkommen ist der erste, völkerrechtlich verbindliche Vertrag, in dem sich Ländern verpflichten, ihre Emissionen zu reduzieren. 2015 wurde als Nachfolger das Übereinkommen von Paris ratifiziert. Dabei werden erstmals alle Länder der Welt verpflichtet, ihre Emissionen zu reduzieren und so den Anstieg der Temperatur auf unter 2°C zu begrenzen.

Biokunststoffe werden schon seit dem Beginn der Produktion von Kunststoffen hergestellt. Zuallererst gab es nur Kunststoffe aus biobasierten Rohstoffen, die dann im Laufe der Industrialisierung durch fossile Rohstoffe abgelöst wurden. Mit dem Einsetzen der Umweltbewegungen und ein verstärktes Interesse an Umwelt- und Naturschutz erhalten diese Kunststoffe wieder mehr Aufmerksamkeit. Wie in Kapitel 1.4 beschrieben gibt es keine eindeutige Definition von Biokunststoffen. Die für diese Arbeit verwendete Definition ist, dass sie entweder aus biobasierten Rohstoffen hergestellt wurden oder bioabbaubar sind. Es ist jedoch auch möglich, dass ein Kunststoff auf fossilen Rohstoffen hergestellt wurde und trotzdem zu den Biokunststoffen zählt. Dann muss dieser Kunststoff jedoch biologisch abbaubar sein, wie zum Beispiel PCL oder PVAL (siehe Kapitel 3.1.3.7 und 3.1.3.8). In Abbildung 6 ist diese Unterteilung und Zuordnung zu sehen. Es gibt sehr viele unterschiedliche Biokunststoffarten, die für viele verschiedene Anwendungen eingesetzt werden. Einige Polymere wie PLA oder Stärkepolymere werden vor allem für kurzlebige Produkte wie Verpackungen eingesetzt. Andere wie Kautschuk zur Reifenherstellung oder WPC in Gartenmöbel besitzen eine längere Lebensdauer. Manche Biopolymere wie Chitin

oder PCL werden für medizinische Spezialanwendungen verwendet. Diese Kunststoffe werden im Körper abgebaut und es verbleiben keine Rückstände im menschlichen Körper.

Einige Biokunststoffe sind kompostierbar, das bedeutet, sie können in industriellen Kompostieranlagen zu Komposterde abgebaut werden. Diese Art des Recyclings ist zum Teil umstritten, da aus den Polymeren nur Biomasse erzeugt wird und der Heizwert, den der Kunststoff besitzt, nicht genutzt wird. Wenn der Heizwert genutzt werden soll, können Polymere wie konventionelle Kunststoffe in Abfall- oder Mitverbrennungsanlagen thermisch verwertet werden. Chemisches und rohstoffliches Recycling sind auch möglich, jedoch bedarf es hierfür einer ausreichenden Qualität und auch Menge siehe dazu Kapitel 3.1.4.

2020 wurden weltweit etwa 20 Millionen Tonnen Biokunststoffe hergestellt, davon entfällt etwa die Hälfte auf Kautschuk wie in Kapitel 3.1.5 nachzulesen ist. Biokunststoffe der neueren Generation haben eine Produktionsmenge von etwa 2 Millionen Tonnen, was einem Anteil am Gesamtkunststoffmarkt von etwa 0,5 % entspricht. Biokunststoffe haben ein größeres Wachstum als konventionelle Polymere, dadurch wird sich dieser Anteil in den nächsten Jahren noch weiter steigern.

Für die Betreiber ist es wichtig, welchen biogenen Kohlenstoffanteil die EBS, die in Zementwerken eingesetzt werden, aufweisen. Dieser kann durch verschiedene Methoden wie in Kapitel 1.3 beschrieben werden. Die einfachste Methode ist die manuelle Sortierung, jedoch ist sie auch sehr ungenau. Weitere Methoden sind das Verfahren der selektiven Auflösung oder das ^{14}C -Verfahren. Beide Analyseverfahren erzielen genaue Ergebnisse, weisen jedoch auch einige Beschränkungen auf. Speziell das ^{14}C -Verfahren benötigt ein speziell ausgerüstetes Labor mit geschulten Mitarbeitern, was die Anwendung stark verteuert.

Die größten Mengen an biogenem Kohlenstoff kommen im Zementwerk im Sortierrest und der PPK-Fraktion vor. Kunststoffe besitzen einen hohen Anteil an Kohlenstoff, jedoch ist das meiste davon fossilen Ursprungs. Nur etwa 3,6 % der Gesamtmasse in der Kunststofffraktion sind biogene Kohlenstoffe, wie in Kapitel 3.4 zu sehen ist. Dieser Anteil stammt aus biobasierten Kunststoffen und wird, wenn die Prognosen zum Wachstum eintreffen, in den nächsten Jahren steigen. Diese Menge an biogenem Kohlenstoff wird bei der Verbrennung zu klimaneutralem CO_2 umgewandelt. Für dieses CO_2 werden keine Emissionszertifikate benötigt, da es aus biogenem Ursprung ist. Aus diesem Grund können Betreiber von Zementwerken ihre Kosten senken, wenn sie die genaue Zusammensetzung und den biogenen Kohlenstoffanteil ihrer Ersatzbrennstoffe wissen. Wenn dieser Anteil bekannt ist, kann genauer gesagt werden, wie viel fossiles CO_2 dadurch eingespart werden kann. In weiterer Folge bedeutet das eingesparte fossile Kohlendioxid auch Kosteneinsparungen.

In der Abfallwirtschaft weisen Biomüll, Altpapier und der Restmüll die größten Mengen an biogenem Kohlenstoff auf. Kunststoffe haben den größten relativen Anteil an Kohlenstoff, jedoch ist ihre Menge im Gegensatz zu anderen Fraktionen eher gering, wodurch auch der biogene Kohlenstoffanteil sehr klein ist. Je nach Art der Sammlung bzw. auch der weiteren Aufbereitung können mehr oder weniger große Mengen an biogenem Kohlenstoff einem Recycling zugeführt werden. Jedoch lässt sich grundsätzlich sagen, dass biogener Kohlenstoff vermehrt in Recyclingmaterialien zu finden ist, während fossiler vorwiegend in Trennung von der Fraktion, die nicht recycelt wird, vorkommt. Durch eine verbesserte Aufbereitung des Restmülles und dadurch höhere Mengen bei den abgetrennten Materialfraktionen kann die Menge an biogenen Kohlenstoff, die recycelt wird, weiter gesteigert werden wie in Kapitel 3.2. und 3.3 zu sehen ist.

5 Verzeichnisse

5.1 Abkürzungsverzeichnis

$(C_6H_{12}O_5)_n$	Stärke bzw. Cellulose
°C	Grad Celsius
2D	Zweidimensional
3D	Dreidimensional
AMS	Beschleuniger-Massenspektrometrie
BMK	Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Bzw	Beziehungsweise
C	Kohlenstoff
CDM	Clean Development Mechanism
CH ₄	Methan
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂	Kohlendioxid
COP21	UN-Klimakonferenz in Paris 2015
e.V	Eingetragener Verein
EBS	Ersatzbrennstoffe
EN	Europäische Norm
EU	Europäische Union
EU ETS	European Union Emissions Trading System
FE-Metalle	Eisenmetalle
FKW	Fluorkohlenwasserstoffe
g	Gramm
GVK	Getränkeverbundkarton

H	Wasserstoff
H ₂ O	Wasser
H ₂ O ₂	Wasserstoffperoxid
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure
ISO	Internationale Organisation für Standardisierung
JI	Joint Implementation
kg	Kilogramm
LVP	Leichtverpackungen
mbar	Millibar
mm	Millimeter
MSR	Marktstabilitätsreserve
N	Stickstoff
N ₂ O	Distickstoffmonoxid
NaOH	Natriumhydroxid
NDC	Nationally-Determined Contributions
NE-Metalle	Nichteisenmetalle
NIR	Nahinfrarot
OH	Hydroxid
P	Phosphor
PA	Polyamid
PBAT	Polybutylen-Adiabat-Therephtalat
PC	Polycarbonat
PCL	Polycaprolacton
PE	Polyethylen
PET	Polyethylenterephthalat
PHA	Polyhydroxyalkanoate
PHB	Polyhydroxybutyrat

PLA	Poly lactide
PP	Polypropylen
PPK	Papier, Pappe, Karton
PS	Polystyrol
PSM	Proportional-Szintillationszähler-Verfahren
PTT	Polytrimethylen-Therephtalat-Copolyester
PUR	Polyurethane
PVAL	Polyvinylalkohole
PVC	Polyvinylchlorid
S	Schwefel
SDM	Verfahren der Selektiven Auflösung
SF ₆	Schwefelhexafluorid
SO ₂	Schwefeldioxid
SRF	Solid Recovered Fuels (Ersatzbrennstoffe)
t	Tonne
TOC	Gesamter Organischer Kohlenstoff
UN, UNO	Vereinigte Nationen
USA	Vereinigte Staaten von Amerika
UV	Ultraviolett
WPC	Wood-Polymer-Composites

5.2 Literaturverzeichnis

Adam, Michael; Hentschke, Helmar; Kopp-Assenmacher, Stefan (2006): Handbuch des Emissionshandelsrechts. Berlin, Heidelberg: Springer.

Al-Kaidy, Huschyar; Duwe, Anna; Huster, Manuel; Muffler, Kai; Schlegel, Christin; Sieker, Tim et al. (2014): Biotechnologie und Bioverfahrenstechnik - Vom ersten Ullmanns Artikel bis hin zu aktuellen Forschungsthemen. In: *Chemie Ingenieur Technik* 86 (12), S. 2215–2225.

Beier, Wolfgang (2009): Bioabbaubare Kunststoffe. Dessau.

Beucker, Severin; Marscheider-Weidemann, Mark (2007): Zukunftsmarkt Biokunststoffe. Fallstudie im Auftrag des Umweltbundesamtes. Unter Mitarbeit von Michael Carus. Karlsruhe.

Blees, Eva Christina (2016): Untersuchung der mechanischen Rezyklierbarkeit von technischen Biokunststoffen. Masterarbeit, Leoben. Lehrstuhl für Werkstoffkunde und Prüfung der Kunststoffe.

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) (2011): Bundesgesetz über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten.

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) (2022): Das Übereinkommen von Paris. Online verfügbar unter https://www.oesterreich.gv.at/themen/bauen_wohnen_und_umwelt/klimaschutz/1/Seite.1000325.html, zuletzt geprüft am 14.09.2022.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2008): Deponieverordnung, zuletzt geprüft am 27.10.2022.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) (2010): Abfallverbrennungsverordnung, zuletzt geprüft am 15.09.2022.

Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz (2022): Abkommen von Paris. Online verfügbar unter <https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Artikel/Industrie/klimaschutz-abkommen-von-paris.html#:~:text=Das%20Abkommen%20von%20Paris%20verfolgt,auf%201%2C5%20Grad%20Celsius>, zuletzt geprüft am 14.09.2022.

Deutsche Umwelthilfe e.V (2018): Bioplastik in der Kompostierung. Ergebnisbericht - Umfrage.

Ehrengruber, Sebastian (2022): Auswirkung der Ausschleusung verschiedenfarbiger Kunststoffe auf die EBS-Qualität und Schadstoffgehalte. Bachelorarbeit, Leoben. Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft.

Ehrenstein, Gottfried W.; Pongratz, Sonja (2007): Die Beständigkeit von Kunststoffen. 1. Aufl. 1 Band. München: Hanser, Carl.

Endres, Hans-Josef; Siebert-Raths, Andrea (2009): Technische Biopolymere. Rahmenbedingungen, Marktsituation, Herstellung, Aufbau und Eigenschaften. München: Hanser.

Endres, Hans-Josef; Siebert-Raths, Andrea (2011): Engineering biopolymers. Markets, manufacturing, properties and applications. Munich: Hanser.

Europäische Kommission (2022_2): Emissionsobergrenzen und -zertifikate. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/eu-action/eu-emissions-trading-system-eu-ets/emissions-cap-and-allowances_de, zuletzt geprüft am 14.09.2022.

Europäische Kommission (2022_3): Market Stability Reserve. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/eu-action/eu-emissions-trading-system-eu-ets/market-stability-reserve_en, zuletzt geprüft am 14.09.2022.

Europäische Kommission (2022_1): National Allocation Plans. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/eu-action/eu-emissions-trading-system-eu-ets/development-eu-ets-2005-2020/national-allocation-plans_en, zuletzt geprüft am 14.09.2022.

Europäische Kommission (2022_4): Revision for phase 4 (2021-2030). Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/eu-action/eu-emissions-trading-system-eu-ets/revision-phase-4-2021-2030_en, zuletzt geprüft am 14.09.2022.

Europäische Kommission (2015): EU ETS Handbook.

Europäische Kommission (2022): Phasen 1 und 2 (2005-2012). Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/clima/eu-action/eu-emissions-trading-system-eu-ets/development-eu-ets-2005-2020_de, zuletzt geprüft am 14.09.2022.

Ferreira, Filipe V.; Cividanes, Luciana S.; Gouveia, Rubia F.; Lona, Liliane M.F. (2019): An overview on properties and applications of poly(butylene adipate-co-terephthalate)-PBAT based composites. In: *Polym Eng Sci* 59 (s2), E7-E15.

Fink, Johannes Karl (2019): The chemistry of bio-based polymers. Hoboken, NJ, Beverly, MA: John Wiley & Sons, Inc.; Scrivener Publishing LLC.

Gagg, Colin R. (2014): Cement and concrete as an engineering material: An historic appraisal and case study analysis. In: *Engineering Failure Analysis* 40.

Götze, Ramona; Boldrin, Alessio; Scheutz, Charlotte; Astrup, Thomas Fruergaard (2016): Physico-chemical characterisation of material fractions in household waste: Overview of data in literature. In: *Waste management (New York, N.Y.)* 49, S. 3–14.

Grundmann, Veit (2015): Desintegration und anaerobe Verwertung bioabbaubarer Biokunststoffe. Dissertation, Dresden. Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten.

Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe (2021): Biopolymers - facts and statistics 2021. Production capacities, processing routes, feedstock, land and water use. Hannover (8).

Maier, Nina (2018): Biologisch abbaubare Kunststoffe. Ansätze und Erfahrungswerte aus 16 Mitgliedsstaaten des EPA-Netzwerks.

Mauschitz, Gerd (2022): Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie Berichtsjahr 2021.

Moroni, Monica; Mei, Alessandro (2020): Characterization and Separation of Traditional and Bio-Plastics by Hyperspectral Devices. In: *Applied Sciences* 10 (8), S. 2800.

Nagel, Janet (2015): Nachhaltige Verfahrenstechnik. Grundlagen, Techniken, Verfahren und Berechnung. München: Hanser.

ÖNORM EN 13432:2008: ÖNORM EN 13432 - Verpackung - Anforderungen an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau.

ÖNORM EN 14995:2007: ÖNORM EN 14995 - Kunststoffe — Bewertung der Kompostierbarkeit - Prüfschema und Spezifikationen.

ÖNORM EN ISO 21644:2021: ÖNORM EN ISO 21644:2021, Feste Sekundärbrennstoffe_ - Verfahren zur Bestimmung des Gehalts an Biomasse (ISO_21644:2021, korrigierte Fassung 2021-03);

Ott, Stefan (2020): Energetische Bewertung und Betrachtung klimarelevanter Emissionen moderner, recyclingoptimierter Systeme für Siedlungsabfälle. Masterarbeit, Leoben. Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft.

PlasticsEurope (2021): Plastics - the Facts 2021. An analysis of European plastics production, demand and waste data. An analysis of European plastics production, demand and waste data. Brüssel. Online verfügbar unter <https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/12/Plastics-the-Facts-2021-web-final.pdf>, zuletzt geprüft am 06.09.2022.

Pomberger, Roland (2008): Entwicklung von Ersatzbrennstoff für das HOTDISC-Verfahren und Analyse der abfallwirtschaftlichen Relevanz. Dissertation. Montanuniversität Leoben.

Saltuari, Simon (2011): Auswirkungen des Emissionshandels auf die österreichische Abfallwirtschaft. Abfallmonoverbrennung, Restmüll- und Verpackungssammlung. Masterarbeit. Abfallmonoverbrennung, Restmüll- und Verpackungssammlung, Leoben. Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik,

Sarc, R.; Lorber, K. E. (2013): Production, quality and quality assurance of Refuse Derived Fuels (RDFs). In: *Waste management (New York, N.Y.)* 33 (9), S. 1825–1834.

Sarc, Renato (2015): Herstellung, Qualität und Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen zur Erreichung der 100 %-igen thermischen Substitution in der Zementindustrie. Dissertation. Montanuniversität Leoben.

Sarc, Renato; Seidler, I. M.; Kandlbauer, L.; Lorber, K. E.; Pomberger, R. (2019): Design, quality and quality assurance of solid recovered fuels for the substitution of fossil feedstock in the cement industry - Update 2019. In: *Waste management & research* 37 (9).

Türk, Oliver (2014): Stoffliche Nutzung nachwachsender Rohstoffe. Grundlagen - Werkstoffe - Anwendungen. Wien.

Verein Deutscher Zementwerke (2020): Dekarbonisierung von Zement und Beton – Minderungspfade und Handlungsstrategien. Düsseldorf.

Viczek, S. A.; Aldrian, A.; Pomberger, R.; Sarc, R. (2020): Origins and carriers of Sb, As, Cd, Cl, Cr, Co, Pb, Hg, and Ni in mixed solid waste - A literature-based evaluation. In: *Waste Management* 103.

Vogel, Julia; Krüger, Franziska; Fabia, Matthias (2020): Chemisches Recycling. Hg. v. Umweltbundesamt Deutschland. Dessau-Roßlau.

5.3 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Darstellung des Ablaufs einer selektiven Auflösung zur Bestimmung des Biomassegehaltes, angegeben als Massenanteil in Prozent (ÖNORM EN ISO 21644:2021).....	13
Abbildung 2: Verfahrensfliessbild mit Mengenflüssen für das erste Szenario dargestellt für einen Input von 100.000 t (Ott 2020).	29
Abbildung 3: Verfahrensfliessbild mit den Mengenflüssen für Kohlenstoff für das erste Szenario, dargestellt für einen Input von 100.000 t.....	30
Abbildung 4: Verfahrensfliessbild mit Mengenflüssen für das Zwei-Tonnen-Modell, welches das zweite Szenario ist, dargestellt für einen Input von 100.000 t (Ott 2020).	31
Abbildung 5: Verfahrensfliessbild mit Mengenflüssen für den gesamten Kohlenstoff für das Zwei-Tonnen-Modell, welches das zweite Szenario ist, dargestellt für einen Input von 100.000 t.....	32
Abbildung 6: Kunststoffe und die Aufteilung in konventionelle und Biopolymere (Nagel 2015).	33
Abbildung 7: Unterschiedliche Herstellwege für Biokunststoffe (Endres und Siebert-Raths 2009:91).....	36
Abbildung 8: Chemische Struktur von PLA (Türk 2014:372).	37
Abbildung 9: Herstellprozess für ein Cellulosederivat mit dem Viskoseverfahren (Türk 2014:194).....	43
Abbildung 10: Chemische Struktur von PHAs (Endres und Siebert-Raths 2009:121).....	46
Abbildung 11: Chemische Struktur von PVAL (Endres und Siebert-Raths 2009:98).....	48
Abbildung 12: Chemische Struktur von PCL (Endres und Siebert-Raths 2009:163).	49
Abbildung 13: Chemische Struktur von Kautschuk (Türk 2014:328).	51
Abbildung 14: Weltweite Produktionskapazitäten für Biokunststoffe für das Jahr 2020 (Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe 2021).	60
Abbildung 15: Weltweite Produktionskapazitäten für Biokunststoffe der neueren Generation wie zum Beispiel PLA, Bio-Polyester, cellulose- oder stärkehaltige Biopolymere Bio-PP, Bio-PA, Bio-PE oder Bio-PET (Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe 2021).	61
Abbildung 16: Mengenaufteilung der einzelnen Biokunststoffarten nach den Verwendungszwecken und Anwendungsgebieten für das Jahr 2020 (Institut für Biokunststoffe und Bioverbundwerkstoffe 2021).	63
Abbildung 17: Mengenfluss für die einzelnen Fraktionen des Ist-Zustandes der österreichischen Abfallwirtschaft dargestellt für einen Input von 100.000 t (Ott 2020). .	65

Abbildung 18: Mengenfluss des gesamten Kohlenstoffes für den Status Quo der Abfallwirtschaft dargestellt für einen Input von 100.000 t.	66
Abbildung 19: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes für den Status Quo der Abfallwirtschaft dargestellt für einen Input von 100.000 t.	67
Abbildung 20: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes für eine erhöhte Menge der getrennten Sammlung für den Status Quo der Abfallwirtschaft (drittes Szenario) dargestellt für einen Input von 100.000 t.	68
Abbildung 21: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes mit einer besseren Technik bei der Aufbereitung für den Status Quo der Abfallwirtschaft (viertes Szenario) dargestellt für einen Input von 100.000 t.	69
Abbildung 22: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes für eine erhöhte Menge der getrennten Sammlung bei gleichzeitiger besserer Trennung für den Status Quo der Abfallwirtschaft (fünftes Szenario) dargestellt für einen Input von 100.000 t.	70
Abbildung 23: Mengenfluss für die einzelnen Fraktionen des Zwei-Tonnen-Modells dargestellt für einen Input von 100.000 t (Ott 2020).	73
Abbildung 24: Mengenfluss des gesamten Kohlenstoffes des Zwei-Tonnen-Modells dargestellt für einen Input von 100.000 t.	74
Abbildung 25: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes des Zwei-Tonnen-Modells dargestellt für einen Input von 100.000 t.	75
Abbildung 26: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes für eine erhöhte Menge der getrennten Sammlung des Zwei-Tonnen-Modells (drittes Szenario) dargestellt für einen Input von 100.000 t.	76
Abbildung 27: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes mit einer besseren Technik bei der Aufbereitung des Zwei-Tonnen-Modells (viertes Szenario) dargestellt für einen Input von 100.000 t.	77
Abbildung 28: Mengenfluss des biogenen Kohlenstoffes für eine erhöhte Menge der getrennten Sammlung bei gleichzeitiger besserer Trennung des Zwei-Tonnen-Modells (fünftes Szenario) dargestellt für einen Input von 100.000 t.	78
Abbildung 29: Mengenfluss für die 3D-Fraktionen eines EBS für den Hauptbrenner nach Ehrenguber (2022) für einen Input von 100.000 t.	80
Abbildung 30: Mengenfluss für den gesamten Kohlenstoffgehalt für einen EBS für den Hauptbrenner mit einem Input von 100.000 t.	81
Abbildung 31: Mengenfluss für den biogenen Kohlenstoffgehalt für einen EBS für den Hauptbrenner mit einem Input von 100.000 t.	82
Abbildung 32: Mengenfluss für den biogenen Kohlenstoffgehalt für einen EBS mit einem Input von 100.000 t.	83
Abbildung 33: Mengenfluss für den gesamten Kohlenstoffgehalt für einen EBS mit einem Input von 100.000 t.	84

5.4 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Sortierergebnis für die materielle Zusammensetzung der 3D-Fraktion für beide Feuerungen eines Ersatzbrennstoffes (Ehrenguber 2022).....	23
Tabelle 2: Sortierergebnis für die materielle Zusammensetzung der 3D-Fraktion für beide Feuerungen eines Ersatzbrennstoffes nach der Zusammenrechnung der beiden Kunststofffraktionen nach Daten von Ehrenguber (2022).....	23
Tabelle 3: Sortierergebnis für die materielle Zusammensetzung der 2D-Fraktion für beide Feuerungen eines Ersatzbrennstoffes (Ehrenguber 2022).....	24
Tabelle 4: Sortierergebnis für die materielle Zusammensetzung der 2D-Fraktion für beide Feuerungen eines Ersatzbrennstoffes nach der Zusammenrechnung der beiden Kunststofffraktionen nach Daten von Ehrenguber (2022).....	24
Tabelle 5: Zusammensetzung eines Ersatzbrennstoffes ohne Trennung nach Materialart und Aufgabeort nach Daten von Ehrenguber (2022).....	25
Tabelle 6: Mediane der Massenanteile von Kohlenstoff an der Trockensubstanz der jeweiligen Materialfraktionen (Götze et al. 2016).	26