

Herstellung und ökologische Bewertung hochwertiger Karbonisate aus der Altreifen-Pyrolyse

DISSERTATION

zur Erlangung des Grades eines Doktors
der Ingenieurwissenschaften

vorgelegt von

Sebastian Bogdahn (M. Sc.)

eingereicht bei der Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät

der Universität Siegen

Siegen 2026

Betreuer und erster Gutachter
Prof. Dr.-Ing. Christian Malek
Technische Hochschule Köln

Zweiter Gutachter
Prof. Dr.-Ing. habil. Wolfgang Krumm
Universität Siegen

Tag der mündlichen Prüfung

07.05.2026

Eidesstattliche Versicherung

Ich, Sebastian Bogdahn, erkläre hiermit an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit mit dem Titel „Herstellung und ökologische Bewertung hochwertiger Karbonisate aus der Altreifen-Pyrolyse“ ohne unzulässige Hilfe Dritter und ohne Benutzung anderer, nicht angegebener Hilfsmittel angefertigt habe. Die aus anderen Quellen direkt oder indirekt übernommenen Daten und Konzepte sind unter Angabe der Quelle gekennzeichnet.

Die Arbeit wurde bisher weder im In- noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde vorgelegt.

Es wurden keine Dienste eines Promotionsvermittlungsinstituts oder einer ähnlichen Organisation in Anspruch genommen.

Siegen, 8. Januar 2026

Danksagung

Diese Dissertation entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am :metabolon Institut der TH Köln sowie meiner parallelen Anstellung als Ingenieur bei der Ralf Bohle GmbH (Schwalbe Fahrradreifen).

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr.-Ing. Christian Malek für das entgegengebrachte Vertrauen sowie die jederzeit konstruktive, fachlich fundierte und menschlich äußerst bereichernde Betreuung, die wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen hat.

Mein Dank gilt zudem Herrn Prof. Dr.-Ing. habil. Wolfgang Krumm für die hilfreichen Kommentare sowie die Übernahme des Zweitgutachtens.

Ebenso möchte ich dem Bergischen Abfallwirtschaftsverband für die Zusammenarbeit bei der Errichtung der Forschungsanlagen am Standort :metabolon danken, welche die Grundlage für die experimentellen Untersuchungen dieser Arbeit bildete.

In diesem Zusammenhang danke ich auch dem gesamten Team des :metabolon Instituts, allen voran Herrn Bodo Knoll, Herrn David Schulz und Herrn Pascal Theobald, für die tatkräftige Unterstützung bei Planung, Aufbau und Durchführung der experimentellen Versuche. Ohne diesen Einsatz wäre die umfangreiche Datengrundlage dieser Arbeit nicht möglich gewesen.

Besonderer Dank gilt zudem Frau Prof. Dr. Danka Katrakova-Krüger für den fachlichen Austausch und den Zugang zu den Analysemöglichkeiten des Labors für Werkstoffe am Campus Gummersbach der TH Köln.

Mein herzlicher Dank richtet sich auch an die Ralf Bohle GmbH, insbesondere an die Geschäftsführung und meine Kolleginnen und Kollegen, für den gewährten Freiraum, die fachliche und menschliche Unterstützung sowie das Vertrauen, diese Promotion neben meiner beruflichen Tätigkeit realisieren zu können. Die gemeinsame Arbeit an der Entwicklung und Etablierung des Schwalbe Recyclingsystems als weltweit erstes rohstoffliches Recyclingverfahren für Fahrradreifen war dabei eine große Motivation und Bereicherung. Ebenso danke ich unserem Kooperationspartner, der Pyrum Innovations AG, für die stets partnerschaftliche und konstruktive Zusammenarbeit.

Abschließend möchte ich meiner Familie und meiner Partnerin für ihre Geduld, ihr Verständnis und ihre uneingeschränkte persönliche Unterstützung danken, besonders in den intensiven Phasen dieser Arbeit.

Köln, Mai 2026

Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der Transformation von einer linearen hin zu einer kreislauforientierten Wirtschaftsweise untersucht diese Dissertation die Pyrolyse von Altreifen als technisch und ökologisch tragfähige Verwertungsoption. Das primäre Ziel besteht darin, das Substitutionspotenzial der Pyrolyseprodukte Koks und Öl sowie des zu Ruß weiterverarbeiteten Pyrolyseöls gegenüber konventionell hergestelltem Industrieruß zu quantifizieren. Zudem wird die Altreifen-Pyrolyse im Vergleich zu den etablierten Verwertungspfaden des werkstofflichen Recyclings, der thermischen Verwertung und der Runderneuerung technisch, wirtschaftlich und ökologisch eingeordnet, um ihre Tauglichkeit als Ergänzungstechnologie zur Deckung dringend benötigter zusätzlicher Recyclingkapazitäten zu bewerten.

Da bisherige Ansätze zur ökologischen Bewertung der Altreifen-Pyrolyse nicht standardisiert sind und erhebliche Unsicherheiten aufweisen, wurde ein Gesamtkonzept entwickelt, das ein technologiespezifisches Prozessmodell der pyrolytischen Stoffumwandlung mit einem Ökobilanzmodell verknüpft. Die Bewertung auf Grundlage valider Primärdaten aus halbtechnischen Versuchen in einem Drehrohrofen am :metabolon Institut der TH Köln zeigt, dass Pyrolysekoks die Treibhausgasemissionen gegenüber konventionellem Industrieruß um rund 80 % senken kann. Der aus Pyrolyseöl erzeugte Ruß reduziert die Treibhausgasemissionen gegenüber Industrieruß um etwa 3 %, bietet jedoch aufgrund seiner besseren Produktqualität ein höheres Kreislaufpotenzial als Pyrolysekoks. Aus Verwertungssicht erzielt die Pyrolyse im Vergleich zu werkstofflichem Recycling und thermischer Verwertung die günstigste Treibhausgasbilanz, vorteilhafter ist lediglich die in der Abfallhierarchie ohnehin übergeordnete Runderneuerung.

Die Modellierung verdeutlicht, dass eine vollständige Substitution von konventionell hergestelltem Industrieruß durch Pyrolysekoks das globale Emissionsniveau der Rußindustrie perspektivisch um bis zu 80 % senken kann. Für die Erreichung dieses Potenzials müssen jedoch bestehende Qualitätsunterschiede zwischen Pyrolysekoks, aus Pyrolyseöl hergestelltem Ruß und konventionellem Industrieruß überwunden werden, deren Ausgleich durch gezielte Koks-nachbehandlungen bereits Gegenstand aktueller Entwicklungen ist. Übergangsweise ermöglicht auch der Einsatz von Mischungen aus allen drei Materialien eine deutliche Verbesserung der Treibhausgasbilanz.

Damit bietet das entwickelte Gesamtmodell ein übertragbares methodisches Konzept, das durch die Kopplung von Prozess- und Ökobilanzmodellen als Grundlage für die ökologische Optimierung industrieller Systeme im Sinne der Kreislaufwirtschaft dienen kann.

Abstract

In the context of the transition from a linear to a circular economy, this dissertation investigates the pyrolysis of scrap tires as a technically and environmentally viable recycling option. The primary objective is to quantify the substitution potential of the pyrolysis products coke and oil, as well as carbon black produced from pyrolysis oil, in comparison to conventional carbon black. In addition, the feasibility of pyrolysis as a complementary technology for expanding urgently needed recycling capacities is assessed from a technical, economic, and environmental perspective alongside established recovery pathways, including mechanical recycling, thermal treatment, and retreading.

As existing approaches to the environmental assessment of tire pyrolysis are not standardized and involve considerable uncertainties, an integrated modeling framework was developed that links a technology-specific process model of pyrolytic conversion with a life cycle assessment model. Based on validated primary data from semi-industrial experiments conducted in a rotary kiln at the :metabolon Institute of TH Köln, the assessment shows that pyrolysis coke can reduce greenhouse gas emissions by approximately 80 % compared to conventional carbon black. Carbon black produced from pyrolysis oil processing achieves a 3 % emission reduction compared to fossil-based carbon black and, due to its enhanced product quality, offers greater circularity potential than pyrolysis coke. From a recovery perspective, pyrolysis demonstrates the most favorable climate performance compared to mechanical recycling and thermal treatment, surpassed only by the hierarchically preferred retreading process.

The modeling results further indicate that a complete substitution of conventionally produced carbon black with pyrolysis coke could, in the long term, reduce the global emission level of the carbon black industry by up to 80 %. However, achieving this potential requires overcoming existing quality differences between pyrolysis coke, carbon black derived from pyrolysis oil, and conventional carbon black, which are already being addressed through targeted post-treatment processes for pyrolysis coke. In the interim, the use of blends comprising all three materials provides a practical strategy to significantly improve the overall greenhouse gas balance.

The developed integrated model provides a transferable methodological framework that demonstrates how the coupling of process and life cycle assessment models can serve as a basis for the environmental optimization of industrial systems within the circular economy.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	XI
Tabellenverzeichnis.....	XVIII
Abkürzungsverzeichnis	XXII
1 Einleitung	1
2 Stand des Wissens zu Kreislaufwirtschaft und Reifen	4
2.1 Transformation von der Linearwirtschaft zur Kreislaufwirtschaft.....	4
2.2 Einordnung des Recyclings in die Kreislaufwirtschaft	5
2.3 Altreifenaufkommen und -verwertung.....	7
2.4 Verwertungspfade für Altreifen	9
2.5 Aufbau und Herstellung von Reifen.....	12
2.6 Füll- und Verstärkungstoff Carbon Black (CB)	13
2.7 Chemisches Recycling mittels Pyrolyse	16
2.8 Gegenüberstellung von CB und rCB.....	21
3 Ökobilanzierung für das chemische Recycling	24
3.1 Grundlagen der Ökobilanzierung	24
3.2 Ökobilanzierung des chemischen Kunststoffrecyclings	29
3.3 Ökobilanzierung des Altreifen-Recyclings	31
3.4 Literaturbasierte Erkenntnisse als Grundlage der Modellentwicklung	34
3.5 Modellierungsansätze für das pyrolytische Altreifen-Recycling	36
3.5.1 Der „Cut-Off“-Ansatz	38
3.5.2 Der „Avoided Burden“-Ansatz	40
3.5.3 Ansätze nach „Together for Sustainability“	41
3.5.3.1 Szenarien mit Energierückgewinnung.....	41
3.5.3.2 Szenarien mit Materialrückgewinnung	42
3.5.4 Produktkategorieregeln für "Reifen"	45
3.5.5 Gegenüberstellung und Ableitung einer Methodenmatrix	46

4	Gesamtmodell für die Altreifen-Pyrolyse	51
5	Prozessmodell.....	55
5.1	Reaktionskinetik.....	55
5.2	Reaktormodell	59
5.2.1	Axialtransport und Verweilzeit	60
5.2.2	Vermischung	64
5.3	Bilanzmodell	68
5.3.1	Massenbilanz.....	68
5.3.2	Energiebilanz.....	71
5.4	Kopplung der Teilmodelle	76
5.5	Validierung und Anwendung des Prozessmodells	78
6	Pyrolyseversuche zur Datenerhebung	85
6.1	Charakterisierung des Inputmaterials.....	85
6.2	Versuche im Labormaßstab.....	87
6.2.1	Beschreibung der Anlagentechnik und Versuchsdurchführung.....	87
6.2.2	Auswertung der Versuche und Plausibilisierung der Ergebnisse.....	88
6.3	Versuche im halbtechnischen Maßstab	92
6.3.1	Beschreibung der Anlagentechnik und der Versuchsdurchführung.....	92
6.3.2	Auswertung der Versuche und Plausibilisierung der Ergebnisse.....	96
7	Ökobilanz	100
7.1	Übergeordnete Rahmenbedingungen und Prozessketten	101
7.2	Produkt-Perspektive (rCB, TPO)	102
7.2.1	Ziel und Untersuchungsrahmen.....	102
7.2.2	Sachbilanz	105
7.2.2.1	Altreifen Sammellogistik	108
7.2.2.2	Mechanische Aufbereitung.....	109
7.2.2.3	Pyrolyse.....	111
7.2.2.4	Pyrolysegasreinigung und -verbrennung.....	113

7.2.2.5	Vermahlung, Pelletierung und Trocknung des Raw rCB.....	117
7.2.2.6	Kohlenstoffbilanz: Verteilung des biogenen und fossilen Kohlenstoffs....	118
7.2.2.7	Upstream System Expansion (USE-Ansatz).....	122
7.2.3	Wirkungsabschätzung	123
7.2.3.1	Wirkungsabschätzung rCB.....	124
7.2.3.2	Wirkungsabschätzung TPO.....	128
7.2.4	Auswertung	131
7.2.4.1	Identifikation signifikanter Einflussfaktoren (Hotspot-Analyse).....	131
7.2.4.2	Bewertung von TPO im Vergleich zu FF als CB-Feedstock	133
7.2.4.3	Bewertung von rCB und sCB im Vergleich zu fossilem CB	134
7.2.4.4	Sensitivitätsanalysen rCB, TPO und sCB	138
7.2.4.5	Zusammenfassung und Potenzialabschätzung	143
7.3	Abfall-Perspektive.....	144
7.3.1	Ziel und Untersuchungsrahmen.....	144
7.3.2	Sachbilanz	146
7.3.3	Wirkungsabschätzung	149
7.3.4	Auswertung und Interpretation.....	151
7.4	Technologievergleich.....	156
8	Übergeordnete Anwendung auf eine zukünftige Kreislaufwirtschaft.....	164
9	Zusammenfassung und Ausblick	168
10	Literatur.....	173
11	Anhang	212
11.1	Stand des Wissens	212
11.2	Versuchsdurchführung	214
11.2.1	Analytik des Inputmaterials	214
11.2.2	Labormaßstab	215
11.2.3	Halbtechnischer Maßstab	216
11.3	Ökobilanz (Methodik).....	224

11.4	Ökobilanz (Durchführung).....	226
11.4.1	Produkt-Perspektive	226
11.4.2	Abfall-Perspektive.....	240
11.4.3	Technologievergleich (Produkt-Perspektive).....	248

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1:	Schema einer Durchlauf- oder Linearwirtschaft	4
Abbildung 2.2:	Schema einer Kreislaufwirtschaft	5
Abbildung 2.3:	Abfallhierarchie gemäß EU-Abfallrahmenrichtlinie [50] und KrWG [52]	6
Abbildung 2.4:	Altreifenaufkommen und -verwertung in Deutschland (2000–2023) nach GAVS [62–79] und WDK [20, 80–83], Datenlücken für 2020 (Corona-Pandemie) interpoliert, Summe Exporte enthält Exporte von Runderneuerungen, Exporte zur Wieder- und Weiterverwendung, Exporte zur energetischen Verwertung sowie in 2023 zusätzlich eine nicht erfasste Verwertungsmenge von 87.000 t nach [20, 84]	7
Abbildung 2.5:	Verwertungspfade für Altreifen	9
Abbildung 2.6:	Schematische Darstellung der CB-Produktion mittels Furnace-Prozess.....	14
Abbildung 2.7:	Entwicklung des CB-Weltbedarfs in den Jahren 1996 [141], 2001 [135], 2005 [139], 2012 [136] und 2020 [140] sowie Prognose für 2030 [140]	15
Abbildung 2.8:	Rechtliche und technologische Einordnung des chemischen Recyclings mittels Pyrolyse [142]	16
Abbildung 2.9:	Schematische Darstellung verschiedener Reaktortechnologien für die Altreifen-Pyrolyse, I: Festbettreaktor, II: Wirbelschichtreaktor, III: Vertikalreaktor, IV: Drehrohrföfen, V: Schneckenreaktor, auf Grundlage von [24, 111, 151–155]	18
Abbildung 2.10:	Allgemeines Prozessschema der Altreifen-Pyrolyse [156].....	20
Abbildung 2.11:	Schematischer Aufbau und typische Partikelgrößen von CB sowie qualitative Darstellung eines rCB-Aggregats.....	22
Abbildung 3.1:	Systemgrenzen einer Ökobilanz, angepasst nach [185, 186]	24
Abbildung 3.2:	Rahmen einer Ökobilanz gemäß ISO 14040, angepasst nach [182]	25
Abbildung 3.3:	Beispielhaftes Produktsystem einer Ökobilanz, angepasst nach [182]	27
Abbildung 3.4:	Allokationshierarchie bei Ökobilanzen nach ISO 14044 [183]	28

Abbildung 3.5:	GWP-Literaturdurchschnittswerte der Pyrolyse (Mittelwert aus [118, 223, 224]) sowie der Thermischen Verwertung und des Werkstofflichen Recyclings (jeweils Mittelwert aus [30, 217–219, 221, 224]), Fehlerbalken: Minima und Maxima der genannten Literaturquellen.....	35
Abbildung 3.6:	Differenzierung zwischen technischer Beschreibung eines Produktsystems und Allokationsverfahren für das Recycling, angepasst nach [183, 203].....	37
Abbildung 3.7:	Cut-Off-Ansatz, angepasst nach [229, 230].....	38
Abbildung 3.8:	Avoided Burden-Ansatz, angepasst nach [229, 230].....	40
Abbildung 3.9:	USE-Ansatz (TfS) mit Berechnungsbeispiel, auf Grundlage von [228].....	44
Abbildung 4.1:	Schematischer Aufbau des Gesamtmodells	51
Abbildung 4.2:	Ökobilanzieller Betrachtungsrahmen (Fokus: Produkt-Perspektive auf Ebene II und Ebene III).....	53
Abbildung 5.1:	TG-Kurven (links) und DTG-Kurven (rechts) von Gummigranulat aus Altreifen bei verschiedenen Heizraten ($\dot{T} = 2, 5, 10$ und 15 K min^{-1}).....	58
Abbildung 5.2:	Oben: Erster Friedman-Plot mit Regressionsgeraden (für $Y = 0,2$ bis $0,8$), Datenpunkte bei $\dot{T} = 10 \text{ K min}^{-1}$ wurden aufgrund von Abweichungen ab $Y = 0,5$ (vgl. TG-Kurve in Abbildung 5.1) ausgeschlossen, Unten: Zweiter Friedman-Plot zur Ermittlung der Reaktionsordnung n sowie des Arrhenius-Vorfaktors A	59
Abbildung 5.3:	Schematische Darstellung des Feststoff-Axialtransports in Drehrohröfen.....	60
Abbildung 5.4:	Prozessgrößen zur Modellierung des Feststoff-Axialtransports in Drehrohröfen.....	61
Abbildung 5.5:	Beispiel einer Rührkesselkaskade mit N ideal durchmischten Rührkesseln.....	64
Abbildung 5.6:	Schematische Darstellung des Drehrohröfenmodells als Rührkesselkaskade	66
Abbildung 5.7:	Gegenüberstellung von Gummigranulat (links) und Pyrolysekoks (rechts).....	67

Abbildung 5.8:	Bilanzräume für die Massenbilanzierung (Reaktor und Rührkessel)	68
Abbildung 5.9:	Schematische Darstellung der Massenbilanz für einen Rührkessel	69
Abbildung 5.10:	Bilanzräume für die Energiebilanzierung (Reaktor und Rührkessel)	71
Abbildung 5.11:	Schematische Darstellung der Energiebilanz für einen Rührkessel	73
Abbildung 5.12:	Schematische Übersicht zur Kopplung der Teilmodelle	76
Abbildung 5.13:	Materialbettverlauf $h(x)$ im Drehrohrföfen bei Standardprozeßeinstellung	78
Abbildung 5.14:	Experimentelle (Tracer-Sprungaufgabe) und rechnerische ($N = 125$) Verweilzeitsummerkurven $F(\Theta)$ bei Standardprozeßeinstellung	80
Abbildung 5.15:	Umsetzungsgrad Y in Abhängigkeit der Wärmezufuhr $\dot{Q}_{el,zu}$ bei $N = 125$, Koksausbeute $m_{end} = 40$ wt.-% und Standardprozeßeinstellung	81
Abbildung 5.16:	Umsetzungsgrad Y in Abhängigkeit der Rührkesselanzahl N bei $\dot{Q}_{el,zu} = 24,1$ kW, Koksausbeute $m_{end} = 40$ wt.-% und Standardprozeßeinstellung	82
Abbildung 5.17:	Umsetzungsgrad $Y(x)$ und Temperaturprofil $T(x)$ bei $N = 125$, $\dot{Q}_{el,zu} = 24,1$ kW, Koksausbeute $m_{end} = 39,64$ wt.-% und Standardprozeßeinstellung	83
Abbildung 5.18:	Umsetzungsgrad Y in Abhängigkeit der Aktivierungsenergie E_a bei $N = 125$, $\dot{Q}_{el,zu} = 24,1$ kW, $m_{end} = 39,64$ wt.-% und Standardprozeßeinstellung, SA: Standardabweichungen von E_a aus Friedman-Methode ($192,1 \pm 3,8$ kJ mol ⁻¹ , vgl. Kapitel 5.1)	84
Abbildung 6.1:	Schematischer Aufbau der Laborversuche	87
Abbildung 6.2:	Produktverteilung der ersten Versuchsreihe ($T = 300 - 750$ °C, ohne Ölkondensation) sowie rechnerischer Koksverlauf aus Prozessmodell (mit $m_{end} = 40$ wt.-%) bei $\dot{T} = 10$ K min ⁻¹ und 60 min Haltezeit	88
Abbildung 6.3:	Flüchtige Bestandteile (oben) und BET-Oberfläche (unten) des Pyrolysekoks aus der ersten Versuchsreihe ($T = 300 - 750$ °C, ohne Ölkondensation), MW aus Dreifachbestimmung $\pm$ SA	90

Abbildung 6.4:	Produktverteilung der zweiten Versuchsreihe bei T = 600 und 650 °C, Fehlerbalken zeigen $\pm$ SA.....	91
Abbildung 6.5:	Pyrolysegaszusammensetzung der zweiten Versuchsreihe bei T = 600 und 650 °C.....	92
Abbildung 6.6:	Halbtechnischer Drehrohrofen am :metabolon Institut der TH Köln	93
Abbildung 6.7:	Bilanzierungsschema der Pyrolyseversuche im Drehrohrofen	94
Abbildung 6.8:	Produktverteilung der Pyrolyseversuche im halbtechnischen Drehrohrofen bei T = 600 und 650 °C (Öl jeweils inkl. 0,63 wt.-% H ₂ O) sowie Vergleich mit Laborversuchen (vgl. Kapitel 6.2.2) und Literaturdurchschnitt (gemäß Anhang 11.2.3, Tabelle 11.8), Fehlerbalken zeigen $\pm$ SA	96
Abbildung 6.9:	Zusammensetzung des permanenten Pyrolysegases im halbtechnischen Drehrohrofen bei T = 600 und 650 °C im Vergleich zu den Laborversuchen (vgl. Kapitel 6.2.2) und Literaturdurchschnitten (gemäß Anhang 11.2.3, Tabelle 11.10), Fehlerbalken zeigen $\pm$ SA	98
Abbildung 6.10:	Elementbilanz der Pyrolyseversuche im halbtechnischen Drehrohrofen bei T = 650 °C	99
Abbildung 7.1:	Prozessketten der Ökobilanzierung aus Produkt- und Abfall-Perspektive	101
Abbildung 7.2:	Systemgrenze der Prozessketten rCB und TPO (Produkt-Perspektive).....	103
Abbildung 7.3:	Prozesskette rCB, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 1 (Base Case).....	106
Abbildung 7.4:	Prozesskette TPO, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 1 (Base Case).....	107
Abbildung 7.5:	Massen- und Energieströme der Pyrolysegasreinigung und -verbrennung (Prozessmodule 4.1 und 4.2), IA: Inklusive Allokation, EA: Exklusive Allokation	114
Abbildung 7.6:	Verteilung des biogenen und fossilen Kohlenstoffs aus dem Gummigranulat auf die Pyrolyseprodukte	120

Abbildung 7.7:	PCFP rCB, alle Szenarien (oben: exkl. biogenem CO ₂ , unten: inkl. biogenem CO ₂), Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis.....	125
Abbildung 7.8:	PCFP rCB, Szenario 1a (exkl. USE-Ansatz) und 1b (inkl. USE-Ansatz) auf Prozessmodulebene (jeweils exkl. sowie inkl. biogenem CO ₂), Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis.....	127
Abbildung 7.9:	PCFP TPO, alle Szenarien (oben: exkl. biogenem CO ₂ , unten: inkl. biogenem CO ₂), Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis.....	128
Abbildung 7.10:	PCFP TPO, Szenario 1a (exkl. USE-Ansatz) und 1b (inkl. USE-Ansatz) auf Prozessmodulebene (jeweils exkl. sowie inkl. biogenem CO ₂), Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis.....	130
Abbildung 7.11:	Hotspots der rCB- und TPO-Prozesskette (inkl. sowie exkl. biogenem CO ₂), Rauten zeigen Netto-Ergebnisse des Szenarios 1, Fehlerbalken zeigen absolute Minima und Maxima aller Szenarien	132
Abbildung 7.12:	PCFP von FF (Mittelwert aus [131, 329, 330]) und TPO-Schwerfraktion (auf Basis TPO Szenario 1a, exkl. biogenem CO ₂), Fehlerbalken zeigen Minima und Maxima der Grundlagendaten (FF) bzw. aller TPO-Szenarien (exkl. biogenem CO ₂).....	134
Abbildung 7.13:	PCFP von CB [344], rCB (Szenario 1a, exkl. biogenem CO ₂) und sCB (mit TPO-Schwerfraktion des TPO aus Szenario 1a, exkl. biogenem CO ₂), Fehlerbalken CB: Minimum [131] und Maximum [344] der Referenzdaten, Fehlerbalken rCB: Minimum und Maximum aller Szenarien (exkl. biogenem CO ₂), Fehlerbalken sCB: Einfluss des TPO (Minimum und Maximum) aller Szenarien (exkl. biogenem CO ₂).....	136
Abbildung 7.14:	PCFP _{rCB,Korrektur} in Abhängigkeit des Kohlenstoffgehalts im rCB	138
Abbildung 7.15:	Sensitivitätsanalysen (S) und Optionen (O) der Prozessketten rCB, TPO und sCB (Produkt-Perspektive).....	141
Abbildung 7.16:	Systemgrenzen der Prozessketten PY, WR und TV (Abfall-Perspektive).....	145
Abbildung 7.17:	PY, Fließbild mit Systemgrenzen (Abfall-Perspektive).....	147

Abbildung 7.18:	WR und TV, Fließbilder mit Systemgrenzen (Abfall-Perspektive).....	148
Abbildung 7.19:	Prozessketten PY, WR und TV (Abfall-Perspektive), Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis	150
Abbildung 7.20:	Vergleich der Prozessketten PY, WR (exkl. sowie inkl. Qualitätskorrektur) und TV mit Literaturdaten (vgl. Kapitel 3.3), TV und WR jeweils als Mittelwert aus [30, 217–219, 221, 224], PY als Mittelwert aus [118, 223, 224]), Fehlerbalken zeigen die jeweiligen Minima und Maxima	152
Abbildung 7.21:	Sensitivitätsanalyse der Prozessketten PY, WR (inkl. sowie exkl. Qualitätskorrektur) und TV, Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis	155
Abbildung 7.22:	Prozessfließbild der Pyrum Innovations AG (vertikaler Wandbettreaktor), angepasst nach [362]	157
Abbildung 7.23:	Vergleich der PCFPs von rCB, TPO und sCB zwischen Drehrohren- und Vertikalreaktor (Produkt-Perspektive, jeweils Szenario 1a) sowie Sensitivitätsanalysen S1, S4 und Optionen O1, O2 für den Vertikalreaktor	158
Abbildung 7.24:	PCFP rCB (Vertikalreaktor, Szenario 1a) auf Prozessmodulebene, Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis	159
Abbildung 7.25:	PCFP TPO (Vertikalreaktor, Szenario 1a) auf Prozessmodulebene, Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis	159
Abbildung 8.1:	Ökobilanzielle Einordnung der Reifenindustrie (inkl. EoL-Pfade) in eine übergeordnete Systemlandschaft, dargestellte Systemverbindungen sind beispielhaft und können in der Praxis komplexer ausfallen	165
Abbildung 9.1:	THG-Reduktionspotenzial bei Substitution von CB durch rCB oder durch einen Mix aus rCB und sCB (Verhältnis 1:1) im Jahr 2030 (prognostizierter CB-Weltbedarf nach [140]: 17 Millionen Tonnen)	170
Abbildung 11.1:	Überblick über den Herstellungsprozess von Polymeren und petrochemischen Produkten, schwarze Felder: fossile Einsatzstoffe, blaue Felder: typische Steamcracker-Feedstocks, graue Felder: Monomere, Polymere und Chemikalien, verändert nach [366, 367]	213

Abbildung 11.2:	STA des Gummigranulats (PKW-, LKW-, und Fahrrad-Altreifen), Heizrate 10 K min^{-1} unter inerter Atmosphäre, Reaktionsenthalpie: $163,2 \text{ J g}^{-1}$	214
Abbildung 11.3:	Siebkurve und Partikelgrößenverteilung des Gummigranulats nach DIN ISO 3310-1 [374], durchgeführt mit Analysensieben mit Metalldrahtgewebe ($D_i = 200 \text{ mm}$) sowie einer Plansiebmaschine (Typ: AS 400 control, Retsch)	215
Abbildung 11.4:	Schematische Querschnittsdarstellung des Schneckenförderers zur Materialaufgabe in den Drehrohrofen.....	217
Abbildung 11.5:	Massenstrom des Schneckenförderers ($\dot{m}_{\text{Fest, ein}}$) für Gummigranulat in Abhängigkeit des Schneckenneigungswinkels β_{SF} und der Schneckendrehzahl f_{SF} im realistischen Arbeitsbereich des Drehrohrofens	218
Abbildung 11.6:	Querschnittzeichnung des Drehrohrofens	219
Abbildung 11.7:	Versuchsaufbau zur experimentellen Bestimmung des dynamischen Schüttwinkels θ (für Inputmaterial Gummigranulat).....	220
Abbildung 11.8:	Elementbilanz der Pyrolyseversuche im halbtechnischen Drehrohrofen bei $T = 600^\circ\text{C}$	223
Abbildung 11.9:	Entscheidungsbaum zur Differenzierung zwischen Abfällen und Koppelprodukten, angepasst nach [227, 228]	224
Abbildung 11.10:	Prozesskette rCB, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 2	226
Abbildung 11.11:	Prozesskette rCB, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 3	227
Abbildung 11.12:	Prozesskette rCB, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 4	228
Abbildung 11.13:	Prozesskette TPO, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 2	229
Abbildung 11.14:	Prozesskette TPO, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 3	230
Abbildung 11.15:	Prozesskette TPO, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 4	231
Abbildung 11.16:	Massen- und Energieströme der Pyrolysegasreinigung und -verbrennung (Prozessmodule 4.1 und 4.2) des Vertikalreaktors (Produkt-Perspektive), IA: Inklusive Allokation der Prozessmodule 3 (Massenallokation) und 4.1 (energetische Allokation), EA: Exklusive Allokation der Prozessmodule 3 und 4.1 (rein physische Massenströme)	251

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Durchschnittliche Zusammensetzung von PKW-, LKW- und Fahrradreifen	12
Tabelle 2.2:	Einteilung grundlegender Pyrolysetypen, auf Grundlage von [145– 149]	17
Tabelle 2.3:	Charakteristische Merkmale der wichtigsten Reaktortechnologien für die Altreifen-Pyrolyse, auf Grundlage von [24, 111, 151–155].....	19
Tabelle 3.1:	Gegenüberstellung der Modellierungsansätze	48
Tabelle 3.2:	Methodenmatrix für das Ökobilanzmodell	50
Tabelle 5.1:	Gegenüberstellung der Axialtransport-Modellrechnungen und der experimentell ermittelten Daten (Kaltbetrieb, stationärer Zustand)	79
Tabelle 6.1:	Elementzusammensetzung (C, H, N, S, Asche) des Pyrolysekoks aus der ersten Versuchsreihe (T = 300 – 750 °C, ohne Ölkonden- sation), MW: Mittelwert aus Dreifachbestimmung, SA: Standard- abweichung	89
Tabelle 6.2:	Analytik des Pyrolysekoks der Versuche im halbtechnischen Drehrohrofen bei T = 600 und 650 °C	97
Tabelle 7.1:	Annahmen und Einschränkungen des LCA-Modells.....	104
Tabelle 7.2:	LCI-Daten zur Altreifen Sammellogistik (Prozessmodul 1).....	108
Tabelle 7.3:	LCI-Daten zur mechanischen Aufbereitung (Prozessmodul 2)	110
Tabelle 7.4:	LCI-Daten zur Pyrolyse (Prozessmodul 3)	112
Tabelle 7.5:	LCI-Daten zur Pyrolysegasreinigung und -verbrennung (Prozess- module 4.1 und 4.2)	116
Tabelle 7.6:	LCI-Daten zur Vermahlung, Pelletierung und Trocknung (Prozess- modul 5)	117
Tabelle 7.7:	Biogener Kohlenstoff im Gummigranulat und den Pyrolyse- produkten.....	120
Tabelle 7.8:	Literaturdaten zum PCFP (GWP100, Cradle-to-Gate) von konven- tionellem CB aus dem Furnace-Prozess.....	135
Tabelle 7.9:	Sensitivitätsanalysen und Optionen der Prozessketten rCB, TPO und sCB.....	139
Tabelle 7.10:	Sensitivitätsanalysen der Prozessketten PY, WR und TV	154

Tabelle 7.11:	Technologiespezifische Unterschiede als Grundlage der LCA-Modellierung.....	162
Tabelle 11.1:	Typische Charakteristika von Industrieruen nach ASTM D1765 [137].....	212
Tabelle 11.2:	Analyse des Gummigranulats aus PKW-, LKW-, und Fahrrad-Altreifen, MW: Mittelwert aus Dreifachbestimmung, SA: Standardabweichung	214
Tabelle 11.3:	Analysenumfang zur Charakterisierung des Pyrolysekoks.....	216
Tabelle 11.4:	Technische Parameter des Drehrohrofens.....	219
Tabelle 11.5:	Ergebnisse der experimentellen Bestimmung des dynamischen Schüttwinkels θ (für Inputmaterial Gummigranulat).....	220
Tabelle 11.6:	Prozessparameter der Pyrolyseversuche im halbtechnischen Drehrohrforn bei T = 600 und 650 °C	221
Tabelle 11.7:	Stromaufnahme der Pyrolyseversuche im halbtechnischen Drehrohrforn bei T = 600 und 650 °C (absolut und pro kg durchgesetztem Gummigranulat).....	221
Tabelle 11.8:	Literaturwerte zur Produktausbeute der Altreifen-Pyrolyse (Temperaturbereich 600 – 700 °C), MW: Mittelwert, SA: Standardabweichung (ohne Berücksichtigung der spezifischen Reaktortechnologien).....	222
Tabelle 11.9:	Gaszusammensetzung der Pyrolyseversuche im halbtechnischen Drehrohrforn bei T = 600 und 650 °C (GC-Analyse, 60 min Messdauer im stationären Betrieb), exkl. Spülstickstoff, Umrechnung von [Vol.-%] in [wt.-%] nach Gleichung (6.1)	222
Tabelle 11.10:	Literaturwerte zur Gaszusammensetzung bei der Altreifen-Pyrolyse, MW: Mittelwert, SA: Standardabweichung, k.A.: keine Angabe, n.d.: nicht detektiert	223
Tabelle 11.11:	Kriterienkatalog zur Anwendung des USE-Modellierungsansatzes für Recyclingprozesse mit Materialrückgewinnung nach TfS [228]	225
Tabelle 11.12:	PCFP rCB, Ergebnisse der Szenarien 1a und 1b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO ₂ -eq t ⁻¹ rCB	232

Tabelle 11.13:	PCFP rCB, Ergebnisse der Szenarien 2a und 2b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO ₂ -eq t ⁻¹ rCB	233
Tabelle 11.14:	PCFP rCB, Ergebnisse der Szenarien 3a und 3b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO ₂ -eq t ⁻¹ rCB	234
Tabelle 11.15:	PCFP rCB, Ergebnisse der Szenarien 4a und 4b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO ₂ -eq t ⁻¹ rCB	235
Tabelle 11.16:	PCFP TPO, Ergebnisse der Szenarien 1a und 1b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO ₂ -eq t ⁻¹ TPO	236
Tabelle 11.17:	PCFP TPO, Ergebnisse der Szenarien 2a und 2b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO ₂ -eq t ⁻¹ TPO	237
Tabelle 11.18:	PCFP TPO, Ergebnisse der Szenarien 3a und 3b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO ₂ -eq t ⁻¹ TPO	238
Tabelle 11.19:	PCFP TPO, Ergebnisse der Szenarien 4a und 4b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO ₂ -eq t ⁻¹ TPO	239
Tabelle 11.20:	LCI-Daten der Abfall-Perspektive zur Altreifen Sammellogistik (Prozessmodul 1) für die Prozessketten PY, WR und TV	240
Tabelle 11.21:	LCI-Daten der Abfall-Perspektive zur mechanischen Aufbereitung (Prozessmodul 2) für die Prozessketten PY, WR und TV	241
Tabelle 11.22:	LCI-Daten der Abfall-Perspektive zur Pyrolyse (Prozessmodul 3) für die Prozesskette PY	242
Tabelle 11.23:	LCI-Daten der Abfall-Perspektive zur Pyrolysegasreinigung und -verbrennung (Prozessmodule 4.1 und 4.2) für die Prozesskette PY	243
Tabelle 11.24:	LCI-Daten der Abfall-Perspektive zur Raw rCB-Aufbereitung (Prozessmodul 5) für die Prozesskette PY	244

Tabelle 11.25:	GWP100 der Prozesskette PY (Abfall-Perspektive, Szenario 1a) auf Prozessmodulebene nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO ₂ -eq t ⁻¹ Altreifen.....	245
Tabelle 11.26:	GWP100 der Prozesskette WR (Abfall-Perspektive, Szenario 1a) auf Prozessmodulebene nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO ₂ -eq t ⁻¹ Altreifen.....	246
Tabelle 11.27:	GWP100 der Prozesskette TV (Abfall-Perspektive, Szenario 1a) auf Prozessmodulebene nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO ₂ -eq t ⁻¹ Altreifen.....	247
Tabelle 11.28:	LCI-Daten zur Altreifen Sammellogistik (Prozessmodul 1).....	248
Tabelle 11.29:	LCI-Daten zur mechanischen Aufbereitung (Prozessmodul 2)	249
Tabelle 11.30:	LCI-Daten zur Pyrolyse (Prozessmodul 3)	250
Tabelle 11.31:	LCI-Daten zur Pyrolysegasreinigung und -verbrennung (Prozess- module 4.1 und 4.2)	252
Tabelle 11.32:	LCI-Daten zur Vermahlung, Pelletierung und Trocknung (Prozess- modul 5, nur für rCB-Prozesskette)	253
Tabelle 11.33:	PCFP (Vertikalreaktor) für rCB und TPO, Ergebnisse des Szenarios 1a auf Prozessmodulebene, GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO ₂ -eq t ⁻¹ rCB.....	254

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzungen

Symbol	Bezeichnung
AMS	Beschleuniger-Massenspektrometrie (engl.: Accelerator Mass Spectrometry)
AR6	Sechster Sachstandsbericht des Weltklimarats (engl.: Assessment Report 6)
ASTM	American Society for Testing and Materials
AZuR	Allianz Zukunft Reifen (Netzwerk für Altreifen-Recycling)
BET	Brunauer Emmett Teller (Analysenmethode zur Bestimmung der spezifischen Oberfläche)
BF	Hochofen (engl.: Blast Furnace)
BR	Butadien-Kautschuk (engl.: Butadiene Rubber)
CB	Industrieruß (engl.: Carbon Black)
CC	Klimawandel (engl.: Climate Change)
CEMBUREAU	Europäischer Zementverband (engl.: Cement Bureau)
CFP	Carbon Footprint
CID	Clean Industrial Deal der Europäischen Kommission
CL	Geschlossener Kreislauf (engl.: Closed Loop)
CO ₂ -eq	CO ₂ -Äquivalente (engl.: CO ₂ equivalents)
EA	Exklusive Allokation
EAF	Elektrolichtbogenofen (engl.: Electric Arc Furnace)
EF	Umweltfußabdruck (engl.: Environmental Footprint)
EoL	Lebensende (engl.: End-of-Life)
EoW	Ende der Abfalleigenschaft (engl.: End of Waste)
EPDM	Ethylen-Propylen-Dien-Monomer (synthetischer Kautschuk)
EU	Europäischen Union
EUGD	Green Deal der Europäischen Kommission
FF	Fossiler Feedstock (für die Carbon Black Produktion)
GAVS	Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H.
GC	Gaschromatograph
GG	Gummigranulat
GHG	Treibhausgas (engl.: Greenhouse Gas)

GRO	Global Resources Outlook (der Vereinten Nationen)
GWP	Treibhauspotenzial (engl.: Global Warming Potential)
GWP100	Treibhauspotenzial über 100 Jahre (engl.: Global Warming Potential 100)
IA	Inklusive Allokation
ICBA	International Carbon Black Association
IIR	Butylkautschuk (engl.: Isobutylene Isoprene Rubber)
IL	Interner Kreislauf (engl.: Internal Loop)
IPCC	Weltklimarat (engl.: Intergovernmental Panel on Climate Change)
KK	Korrektur der biogenen Kohlenstoffbilanz
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
LCA	Lebenszyklusanalyse, auch: Ökobilanz (engl.: Life Cycle Assessment)
LCI	Sachbilanz (engl.: Life Cycle Inventory)
LDPE	Low-Density Polyethylen (Kunststoff)
LKW	Lastkraftwagen
LUC	Landnutzungsänderungen (engl.: Land Use Change)
MVA	Müllverbrennungsanlage
MW	Mittelwert
NR	Naturkautschuk (engl.: Natural Rubber)
O	Option
OAN	Ölabsorptionszahl (engl.: Oil Absorption Number)
OL	Offener Kreislauf (engl.: Open Loop)
PA	Polyamid
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PCFP	Partieller Carbon Footprint
PCR	Produktkategorieregeln (engl.: Product Category Rules)
PKW	Personenkraftwagen
PPP	Verursacherprinzip (engl.: Polluter Pays Principle)
PY	Pyrolyse
Raw rCB	Pyrolysekoks, unbehandelt (engl.: Raw recovered Carbon Black)
rCB	Pyrolysekoks, gemahlen (engl.: recovered Carbon Black)
RE	Runderneuerung

S	Sensitivitätsanalyse
SA	Standardabweichung
SBR	Styrol-Butadien-Kautschuk (engl.: Styrene Butadiene Rubber)
sCB	Nachhaltiger Ruß aus Pyrolyseöl (engl.: sustainable Carbon Black)
SCR	Selektive katalytische Reduktion (engl.: Selective Catalytic Reduction)
SDGs	17 Ziele für nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen (engl.: Sustainable Development Goals)
SNCR	Selektive nicht-katalytische Reduktion (engl.: Selective Non-Catalytic Reduction)
STA	Simultane Thermische Analyse (Kopplung von TG- und DSC-Analyse)
TfS	Together for Sustainability (Vereinigung der Chemieindustrie)
TGA	Thermogravimetrische Analyse
THG	Treibhausgas
TNV	Thermische Nachverbrennung
TPE	Thermoplastische Elastomere
TPO	Öl aus der Altreifen-Pyrolyse (engl.: Tire Pyrolysis Oil)
TR	Technische Regel
TS	Technische Spezifikation
TV	Thermische Verwertung
TVER	Thermische Verwertung mit Energierückgewinnung
UN	Vereinte Nationen (engl.: United Nations)
USE	Systemerweiterung stromaufwärts in der Wertschöpfungskette (engl.: Upstream System Expansion)
VV	Hohlraumvolumen (engl.: Void Volume)
WBCSD	Weltwirtschaftsrat für Nachhaltige Entwicklung (engl.: World Business Council for Sustainable Development)
WCED	Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (engl.: World Commission on Environment and Development)
WDK	Wirtschaftsverband der deutschen Kautschukindustrie e.V.
WR	Werkstoffliches Recycling (auch: Mechanisches Recycling)

Lateinische Formelzeichen

Symbol	Bezeichnung	Einheit
A	Arrhenius-Vorfaktor	s^{-1}
A_{Fest}	Mit Feststoff gefüllte Fläche	m^2
A_{frei}	Freie Fläche	m^2
c	Konzentration	-
c_p	Spezifische Wärmekapazität	$J\ kg^{-1}\ K^{-1}$
D	Durchmesser	m
$E(\Theta)$	Verweilzeitverteilungskurve	-
E_a	Aktivierungsenergie	$kJ\ mol^{-1}$
EM	Gesamtemissionen (absolute Größe)	z. B. $kg\ CO_2\text{-eq}$
em	Spezifische Emissionen (materialabhängig)	z. B. $kg\ CO_2\text{-eq}\ t^{-1}$
f	Drehzahl	s^{-1}
F	Füllungsgrad	-
$f(Y)$	Funktion zur Beschreibung der umsatzabhängigen Reaktionsgeschwindigkeit	-
$F(\Theta)$	Verweilzeitsummenkurve	-
H	Enthalpie	J
h	Spezifische Enthalpie	J
$h(x)$	Lokale Materialbetthöhe	M
H_u	Unterer Heizwert	$MJ\ kg^{-1}$
h_u	Spezifischer unterer Heizwert	$MJ\ kg^{-1}$
$\dot{H}$	Enthalpiestrom	$W = J\ s^{-1}$
k	k-ter Rührkessel	-
$K(T)$	Temperaturabhängige Geschwindigkeitskonstante	s^{-1}
L	Länge	m
M	Molare Masse	$kg\ mol^{-1}$
m	Masse	kg
$\dot{m}$	Massenstrom	$kg\ s^{-1}$
M_{DR}	Drehrohrfüllgewicht	kg
n	Reaktionsordnung	-
N	Gesamtrührkesselanzahl	-

Q	Wärmemenge	J
$\dot{Q}$	Wärmestrom	$W = J\ s^{-1}$
R	Gaskonstante (8,314)	$J\ mol^{-1}\ K^{-1}$
r	Umsetzungsrate	s^{-1}
R_{in}	Innenradius	m
s	Steigung der Regressionsgeraden	-
S	Steigung (Geometrie Schneckenförderer)	m
T	Temperatur	K
$\dot{T}$	Heizrate (Temperaturanstieg pro Zeit)	$K\ s^{-1}$
V	Volumen	m^3
$\dot{V}$	Volumenstrom	$m^3\ s^{-1}$
x	Axialposition	m
Y	Umsetzungsgrad	-

Griechische Formelzeichen

Symbol	Bezeichnung	Einheit
β	Neigungswinkel	°
t	Zeit	s
Δ	Differenz	-
ε	Halber Füllwinkel	rad
η	Wirkungsgrad	-
θ	Schüttwinkel (materialabhängig)	°
Θ	Dimensionslose Zeit	-
ϑ	Temperatur	°C
λ	Luftzahl	-
ρ	Dichte	$kg\ m^{-3}$
τ	Verweilzeit	s
ψ	Volumenanteil	Vol.-%
ξ	Massenanteil	wt.-%

Indizes (tiefgestellt)

Symbol	Bezeichnung
0	Anfang
Abgas	Gasabzug
Abzug	Abzug
AN	Analyse
aus	ausgehend
biogen	biogener Anteil
BP	Bypass
C	Kohlenstoff
CB	Carbon Black
DPN	Deponierung
DR	Drehrohr
ein	eingehend
el	elektrisch
end	Ende
f	Bildung
Fest	Feststoff
fossil	fossiler Anteil
Gas	Gesamtgas (Pyrolysegas und Spülstickstoff)
gesamt	Gesamt
GG	Gummigranulat
H ₂ O	Wasser
Heiz	Heizzone
i	Zählindex
j	Zählindex
k	k-ter Rührkessel
Korrektur	Korrekturwert
Luft	Umgebungsluft
N	Gesamtrührkesselanzahl
N ₂	Stickstoff
Öl	Pyrolyseöl

PGas	Pyrolysegas (ohne Spülstickstoff)
PRI	Primärrohstoff
R	Reaktion
rCB	recovered Carbon Black
Sch	Schütt
SEK	Sekundärrohstoff
SF	Schneckenförderer
t	Zeitpunkt
th	thermisch
TNV	Thermische Nachverbrennung
U	Umgebung
V	Verlust
Zone	Zone

Indizes (hochgestellt)

Symbol	Bezeichnung
--------	-------------

0	Standardbedingungen
---	---------------------

1 Einleitung

Nachhaltigkeit ist in den letzten Jahrzehnten zu einem zentralen Leitbild für den bewussten Umgang mit Ressourcen geworden. Ursprünglich im Jahr 1713 von Hans Carl von Carlowitz im Kontext der Forstwirtschaft geprägt [1], wurde der Begriff 1987 im Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (engl.: World Commission on Environment and Development, WCED) weiter präzisiert. Demnach darf die Bedürfnisbefriedigung der Gegenwart nicht die Möglichkeiten künftiger Generationen gefährden [2]. Diese Definition prägt bis heute internationale Agenden und Vereinbarungen wie die 17 Ziele für nachhaltige Entwicklung (engl.: Sustainable Development Goals, SDGs) der Vereinten Nationen (engl.: United Nations, UN).

Die SDGs betonen die Notwendigkeit einer ressourcenschonenden Kreislaufwirtschaft, die Abfallvermeidung, Recycling sowie eine zirkuläre Energie- und Rohstoffnutzung umfasst [3]. Auf Ebene der Europäischen Union (EU) ist die Umsetzung dieser Maßnahmen im europäischen Green Deal (EUGD) verankert, der darauf abzielt, Wirtschaftswachstum vom Ressourcenverbrauch zu entkoppeln und eine Kreislaufwirtschaft auf Basis regenerativer Energien zu etablieren [4]. Positive Beispiele für bereits funktionierende Stoffkreisläufe finden sich etwa bei Glas, Papier und Metallen, wobei auch hier der vollständige Umstieg auf erneuerbare Energien noch aussteht [5–9]. Dabei stellt die Nutzung regenerativer Energien eine zwingende Voraussetzung für eine nachhaltige Kreislaufwirtschaft dar [10].

Mit dem Clean Industrial Deal (CID) konkretisiert die EU-Kommission die im EUGD verankerten Strategien und fördert gezielt eine klimaneutrale, ressourceneffiziente Industriepolitik [11]. Recycling bildet dabei einen zentralen Baustein zur Reduktion von Treibhausgas (THG)-Emissionen und zur Förderung einer kreislaforientierten Wirtschaft [4, 11]. Das Streben nach Zirkularität unterstreicht die Notwendigkeit, die historisch gewachsene lineare Wirtschaftsweise zu transformieren, um langfristigen Umweltproblemen, fortschreitendem Klimawandel, Ressourcenverknappung und einer ökologisch untragbaren Abfallflut entgegenzuwirken [12].

Der dringende Handlungsbedarf wird besonders am Beispiel von Kunststoffen deutlich [13]. Im Jahr 2023 lag die Produktionsmenge in der EU bei rund 54 Millionen Tonnen, wovon etwa 80 % aus fossilem Neumaterial hergestellt wurden. Im gleichen Zeitraum fielen über 32 Millionen Tonnen Kunststoffabfälle (Post-Consumer-Waste) an, von denen drei Viertel nicht recycelt, sondern energetisch verwertet oder deponiert wurden [14]. Aufgrund der stark linear

organisierten Stoffströme von Kunststoffen werden dem Kreislauf fortlaufend große Mengen fossiler Rohstoffe nach einmaliger Nutzung unwiederbringlich entzogen.

Als wichtiger europäischer Wirtschaftsfaktor für die Mobilität steht auch die Reifenindustrie vor der Herausforderung der Kreislauftransformation. Von den über 300 Millionen im Jahr 2023 in der EU produzierten Reifen für Personenkraftwagen (PKW) und Lastkraftwagen (LKW) [15] wurden, ähnlich wie in den Vorjahren, etwa 40 % mangels verfügbarer Recyclingoptionen thermisch verwertet [15–17]. Zudem erfahren sowohl die thermische Verwertung als auch der etablierte Pfad des werkstofflichen Recyclings, die bislang einen Großteil der Altreifenaufnahme sicherten, aufgrund verschärfter Regularien und ambitionierter Klimaziele einen deutlichen Kapazitätsrückgang [18, 19]. Dadurch verknappt sich die ohnehin bereits defizitäre Gesamtverwertungskapazität weiter, was zu einem steigenden Altreifenüberschuss und zunehmendem Verwertungsdruck führt. Dieser Engpass wird bereits durch wachsende Exporte kompensiert [20], was in klarem Widerspruch zu den Zielen des EUGD und CID steht.

Um bestehende und zukünftige Verwertungslücken zu schließen und die Abhängigkeit von fossilen Rohstoffen zu verringern, muss daher auch im Reifensektor der Übergang zu einer ressourcenschonenden Kreislaufwirtschaft vorangetrieben werden. Diese Forderung adressiert vor allem auch die weltweit steigende Nachfrage nach fossilem Industrieruß (engl.: Carbon Black, CB), der vorwiegend für Reifen, aber auch zunehmend im Wachstumsmarkt der Energieanwendungen eingesetzt wird [21, 22]. Ein vielversprechender Ansatz zur Optimierung der bislang linearen Altreifenverwertung und zur gleichzeitigen Reduzierung des CB-Bedarfs ist das rohstoffliche Recycling mittels Pyrolyse [23, 24]. In diesem Kontext stellt der bei der Pyrolyse gewonnene Feststoff, recovered Carbon Black (rCB), ein potenzielles Substitut für konventionelles CB dar. Auch wenn rCB nach derzeitigem Stand der Technik in einigen Eigenschaften nicht die gleichen Standards wie CB erreicht [23, 25], erscheinen Entwicklungsanstrengungen zur Herstellung, Optimierung und zum Einsatz von rCB als nicht-fossile Füllstoffalternative durchaus lohnenswert.

Bei der Betrachtung der Pyrolyse als integraler Bestandteil einer zirkulären Wertschöpfungskette sind ökologische Verträglichkeit und ein nachweislich positiver Umweltbeitrag entscheidend. Bestehende ökobilanzielle Ansätze sind jedoch aufgrund methodischer Unterschiede, unzureichender Prozessabbildung sowie begrenzter Datenverfügbarkeit und -qualität kaum vergleichbar und nur bedingt belastbar. Zudem beschränken sie sich vorrangig auf abfallorientierte Betrachtungen, während Bewertungen mit Schwerpunkt auf die Pyrolyseprodukte, die insbesondere für deren potenzielle Anwender von Interesse sind, bislang fehlen [26–30].

Vor diesem Hintergrund ist es notwendig, spezifische Prozessmodelle zur Generierung valider Primärdaten zu erstellen, die als Grundlage für aussagekräftige und vergleichbare Ökobilanzen (engl.: Life Cycle Assessments, LCAs) dienen. Erst die Kopplung von Prozess- und LCA-Modellen ermöglicht eine realistische Bewertung und Optimierung verschiedener Recyclingtechnologien. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird eine Methode für diese integrative Herangehensweise am Beispiel der Altreifen-Pyrolyse mit Fokus auf die Pyrolyseprodukte rCB und Pyrolyseöl (engl.: Tire Pyrolysis Oil, TPO) entwickelt. Durch die Integration von prozessmodellbasierter Simulation und ökobilanzieller Bewertung entsteht ein Ansatz, der nicht nur eine fundierte Analyse, sondern zugleich eine kombinierte technologische und ökologische Optimierung der betrachteten Prozessketten ermöglicht. Ziel ist es, auf dieser Basis sowohl die Pyrolyse als innovative und umweltfreundliche Verwertungstechnologie im Sinne einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft als auch das ökologische Potenzial der daraus gewonnenen Sekundärrohstoffe rCB und TPO umfassend zu bewerten.

2 Stand des Wissens zu Kreislaufwirtschaft und Reifen

2.1 Transformation von der Linearwirtschaft zur Kreislaufwirtschaft

Seit jeher bedient sich der Mensch im Kampf um das eigene Überleben natürlicher Ressourcen [10]. Erst mit dem wissenschaftlichen und technischen Fortschritt seit dem 19. Jahrhundert wandelte sich das Leben in den Industrienationen von einem Überlebenskampf zu materiellem Überfluss [10, 31]. Grundlage jenes disruptiven Wandels war vor allem die mechanistisch-materialistische Weltanschauung [10], die ihren Ursprung im siebzehnten Jahrhundert hat und auf Philosophen und Naturwissenschaftler wie René Descartes, Galileo Galilei und Isaac Newton zurückgeht [32, 33]. Das mechanistische Paradigma betrachtet die Welt als einen Aufbau aus kleinster Materie (Atomen) und geht davon aus, dass alle irdischen Phänomene und Zustände durch physikalische Gesetze exakt berechnet und vorhergesagt werden können [33–36].

Auch auf die Wirtschaft hatte das mechanistische Weltbild Einfluss und trug maßgeblich zur Entwicklung der sogenannten Durchlauf- oder Linearwirtschaft bei [10]. Wie **Abbildung 2.1** zeigt, basiert dieses System auf der Annahme eines unbegrenzten Angebots an Energie und Rohstoffen [10, 37] und begünstigt kurzfristige wirtschaftliche Gewinne, während langfristige ökologische und soziale Kosten unberücksichtigt bleiben [31, 38]. Produkte werden für den einmaligen Gebrauch konzipiert und nach ihrer Nutzung als Abfall entsorgt, ohne dass Unternehmen Verantwortung dafür übernehmen [10, 31, 37, 39]. Die industrielle Revolution und niedrige Materialkosten in den westlichen Industrienationen verstärkten diese Praxis zusätzlich. Kostengünstige Neuproduktionen boten keinen Anlass zu Reparaturen und Instandhaltungen. Die Konsequenz war ein übermäßiger Energie- und Ressourcenverbrauch sowie ein enormes Abfallaufkommen [31, 37, 40].

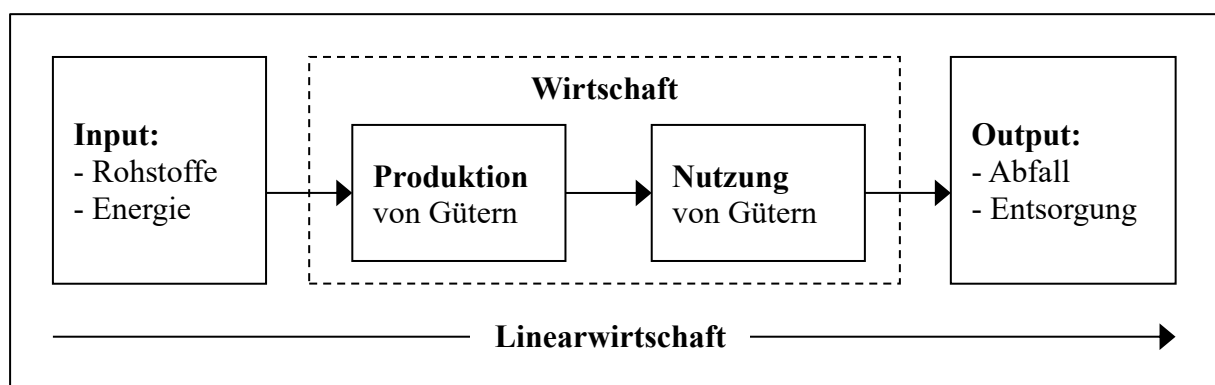


Abbildung 2.1: Schema einer Durchlauf- oder Linearwirtschaft

Spätestens in der zweiten Hälfte des zwanzigsten Jahrhunderts zeigten Phänomene wie Ressourcenknappheit, Umweltverschmutzung durch Abfall und Schadstoffe, Verlust an Biodiversität und wachsende soziale Ungerechtigkeit die Grenzen dieses linearen Systems auf und boten Anlass zum Umdenken [10, 37]. Die Erde wurde zunehmend als begrenztes System verstanden, in dem Ressourcen endlich sind und Umweltbelastungen minimiert werden müssen [40, 41]. Der Club of Rome warnte bereits 1972 vor den „Grenzen des Wachstums“ und forderte einen Paradigmenwechsel hin zu einer kreislaufforientierten Wirtschaft [42].

Pearce und Turner prägten 1990 erstmals den Begriff der Kreislaufwirtschaft, die davon ausgeht, dass alle Outputs zugleich Input für andere Prozesse sind (siehe **Abbildung 2.2**) [41, 43]. Heute gelten die Mehrfachnutzung von Rohstoffen und Energien, die Schonung von Primärressourcen sowie die Reduktion von Abfällen und Emissionen als ökologisches Leitmotiv [10, 37, 44–49].

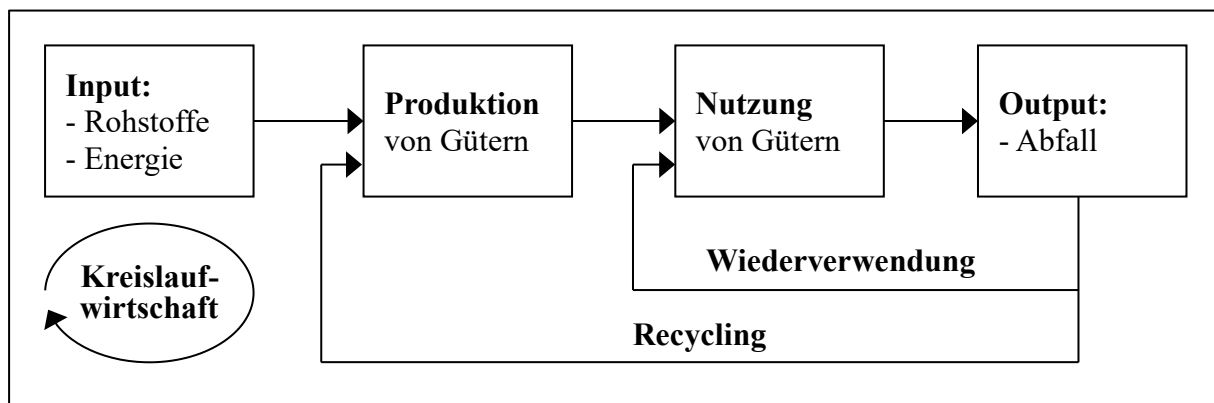


Abbildung 2.2: Schema einer Kreislaufwirtschaft

2.2 Einordnung des Recyclings in die Kreislaufwirtschaft

In der EU ist der Grundgedanke zirkulärer Wertschöpfung in der EU-Abfallrahmenrichtlinie (Richtlinie 2008/98/EG) [50] festgelegt. Unter anderem die darin enthaltene Abfallhierarchie (siehe **Abbildung 2.3**) gilt allen EU-Mitgliedsstaaten als einheitliche Prioritätsvorgabe im Umgang mit Abfällen sowie der entsprechenden Organisation und Gesetzgebung der nationalen Abfallwirtschaft [51]. In Deutschland ist diese Vorgabe im sogenannten Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) [52] verankert.

An der Spitze der Abfallhierarchie steht die Abfallvermeidung. Hierarchisch absteigend folgt die Vorbereitung zur Wiederverwendung, die durch Prüfung, Reinigung und Reparatur eine erneute Nutzung ermöglicht [50] und negative Umwelteinflüsse durch Verlängerung der Lebensdauer reduziert [53]. An dritter Stelle ist die Abfallbehandlung mittels Recyclings

vorgesehen. Lassen sich Abfälle nicht mehr recyceln oder existiert keine geeignete Recyclingtechnologie, so sind sie einer sonstigen Verwertung zuzuführen, womit insbesondere die energetische Verwertung gemeint ist [52, 54, 55]. In letzter Instanz werden Abfälle beseitigt, also nach thermischer oder mechanisch-biologischer Vorbehandlung auf Deponien abgelagert, so dass von ihnen langfristig keine Gefahr ausgeht [51, 55].

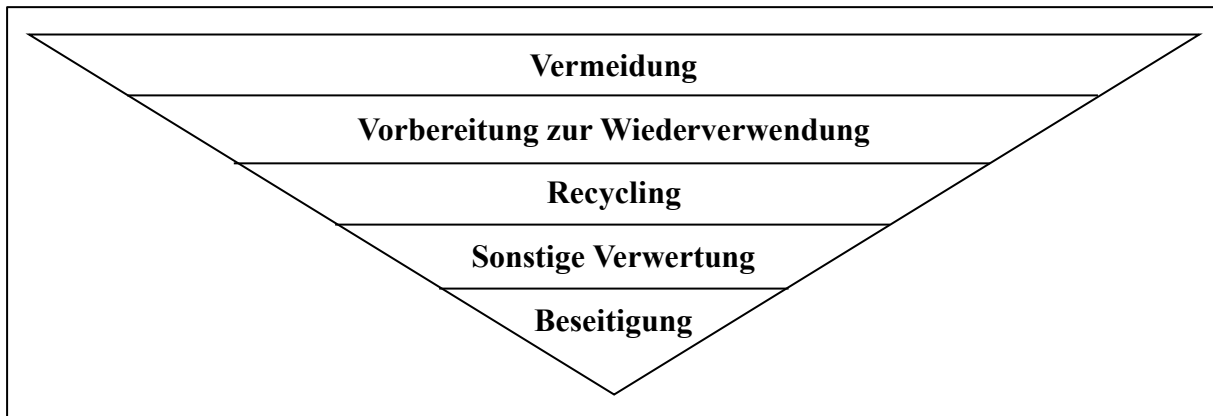


Abbildung 2.3: Abfallhierarchie gemäß EU-Abfallrahmenrichtlinie [50] und KrWG [52]

International besteht Einigkeit darüber, dass vor allem dem Recycling bei der Umsetzung der Kreislaufwirtschaft eine zentrale Bedeutung zukommt. So heben etwa der EU-Aktionsplan für Kreislaufwirtschaft [56], der Global Resources Outlook (GRO) des UN-Umweltprogramms [57] und die SDGs der UN [58] das Recycling als wesentlichen Bestandteil des Kreislaufmodells hervor. Definitionsgemäß umfasst Recycling alle Verwertungstechnologien, die Abfälle zu Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen für den ursprünglichen oder einen anderen Zweck aufbereiten, ausgenommen die energetische Verwertung sowie die Aufbereitung in Brennstoffe und zur Verfüllung [50]. Die technologische Machbarkeit vorausgesetzt, wird Recycling in der Regel dann angewendet, wenn im Vergleich zur Primärproduktion Energie und Emissionen eingespart werden oder die Knappheit einer Primärressource droht [59]. Damit erfüllt das Recycling von Abfällen zentrale Anforderungen für den Übergang von der Linear- zur Kreislaufwirtschaft und kann als wesentliche Komponente der Wirtschaftstransformation dienen. Voraussetzung für eine nachhaltige Recyclingtechnologie ist jedoch, dass auch die hierfür eingesetzte Energie möglichst aus regenerativen Quellen stammt [10].

Vor diesem Hintergrund befasst sich die vorliegende Arbeit mit der konkreten Problematik des Altreifenaufkommens, den bestehenden Verwertungsengpässen und der bislang überwiegend linearen Verwertungsstruktur. Dabei wird das Potenzial der Altreifen-Pyrolyse als ökologische und kreislaforientierte Alternative sowie die Nutzung der dabei gewonnenen Pyrolyseprodukte als Sekundärrohstoffe untersucht. Als Ausgangspunkt werden in den Folgekapiteln die

entsprechenden theoretischen Grundlagen zu Reifen und deren Verwertung sowie zur Pyrolysetechnologie erläutert.

2.3 Altreifenaufkommen und -verwertung

Weltweit erreichen jährlich über 1 Milliarde Altreifen ihr Lebensende [60, 61]. In Europa beträgt das Altreifenvolumen rund 3,5 Millionen Tonnen pro Jahr [16, 17], wovon allein in Deutschland über 500.000 Tonnen anfallen [20]. In Deutschland erfolgte die jährliche Datenerhebung des Altreifenaufkommens bis 2018 durch die mittlerweile aufgelöste Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H. (GAVS) und wird seither durch den Wirtschaftsverband der deutschen Kautschukindustrie e.V. (WDK) fortgeführt. In **Abbildung 2.4** sind die Datenreihen des Altreifenaufkommens und der entsprechenden Verwertungswege in Deutschland für die Jahre 2000 bis 2023 zusammengefasst.

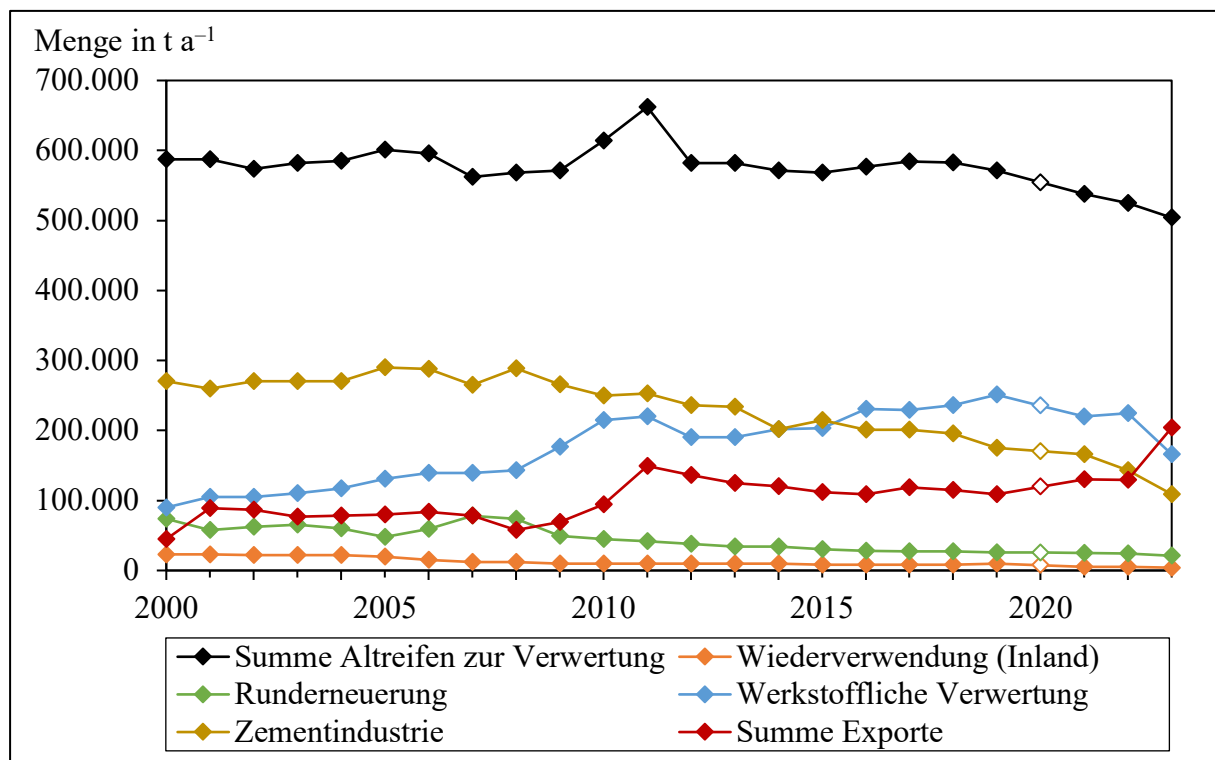


Abbildung 2.4: Altreifenaufkommen und -verwertung in Deutschland (2000–2023) nach GAVS [62–79] und WDK [20, 80–83], Datenlücken für 2020 (Corona-Pandemie) interpoliert, Summe Exporte enthält Exporte von Runderneuerungen, Exporte zur Wieder- und Weiterverwendung, Exporte zur energetischen Verwertung sowie in 2023 zusätzlich eine nicht erfasste Verwertungs- menge von 87.000 t nach [20, 84]

Der übergeordnete Trend der in Deutschland etablierten Verwertungswege zeigt eine abnehmende Entwicklung. Die Quoten der Runderneuerung von Altreifen, die Weiterverwendung im Inland und vor allem die Mitverbrennung in Zementwerken sind stark rückläufig. Durch die zunehmende Diskussion und Reglementierung des Gehaltes an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Regranulaten aus Altreifen wird aktuell auch der Wachstumstrend der werkstofflichen Verwertung eingebremst [18] und zeigt seit 2019 sogar eine rückläufige Entwicklung. Dieser Effekt dürfte sich künftig durch das im September 2023 von der EU verkündete Verbot von Kunststoffgranulat (Infill) für Kunstrasenplätze und Sportböden weiter verstärken [85], was sich bereits in den aktuellen WDK-Zahlen für das Jahr 2023 widerspiegelt [20].

Massenbilanziell wirkt sich besonders die schwindende Altreifenannahme der Zementwerke auf die Gesamtverwertungsbilanz aus. Seit dem Jahr 2000 ist der Anteil dieses Verwertungspfades um 60 % zurückgegangen. Hauptgrund ist die Umrüstung auf effizientere Anlagentechnik, bei der der Einsatz ganzer Altreifen oder grober Altreifengranulate in der Hauptfeuerung nicht mehr möglich ist [18]. Konkret werden Zementwerke auf sogenannte Kurzöfen mit kürzeren Drehrohren, vorgeschaltetem Zyklonvorwärmer und Kalzinator umgebaut. Da der Kalzinator nach dem Flugstromprinzip arbeitet und der Hauptenergiebedarf dort anfällt, sind flugfähige Brennstoffe erforderlich. Diese Voraussetzung wird durch den derzeit praktizierten Altreifeneinsatz nicht gewährleistet [19]. Mit zunehmender Anlagenerneuerung wird perspektivisch ein weiterer, sogar noch beschleunigter Rückgang der Altreifenverbrennung in Zementwerken prognostiziert [18]. Neben den technischen Aspekten, verstärken die strategischen Klimaziele des Europäischen Zementverbands (CEMBUREAU), die eine Reduktion der CO₂-Emissionen um 40 % bis 2030 und um 100 % bis 2050 vorsehen, diesen Effekt zusätzlich [86].

Seit der Vorstellung des EUGD im Jahr 2019 wird der Export von Abfällen auf europäischer Ebene zunehmend kritisch betrachtet und die Stärkung nationaler Kreislaufwirtschaftsmodelle forciert [4]. Dennoch wird der Rückgang etablierter Verwertungspfade in Deutschland seit über einem Jahrzehnt durch eine deutliche Zunahme der Altreifenexporte kompensiert. Im Jahr 2023 fehlten sogar erstmals 87.000 Tonnen in der deutschen Massenbilanz, die vermutlich illegal in Nicht-EU-Länder exportiert und dort verbrannt oder nicht umweltgerecht verwertet wurden. Insgesamt wurden damit rund 40 % der deutschen Altreifen exportiert, was dem nationalen und europäischen Nachhaltigkeitsanspruch klar widerspricht [20, 84]. Dieser alarmierende Trend unterstreicht den dringenden Bedarf an innovativen Recyclinglösungen und einer strikten, verpflichtenden Erfassung der Altreifenströme durch zertifizierte Entsorgungsunternehmen, zumal die derzeit verfügbaren Daten statistischen Unschärfen unterliegen [18, 19]. Angesichts

weiterer prognostizierter Altreifenüberschüsse in Deutschland sind effiziente und ökologisch sinnvolle Verwertungsalternativen im Einklang mit den nationalen und internationalen Kreislaufwirtschaftsbestrebungen erforderlich [19]. Am Beispiel der prozessualen und ökologischen Bewertung der Altreifen-Pyrolyse zeigt diese Arbeit einen solchen ganzheitlichen Lösungsansatz auf.

2.4 Verwertungspfade für Altreifen

Aufbauend auf der aktuellen Entsorgungssituation, die zeigt, dass tatsächlich nur ein Teil der Altreifen in geschlossenen Kreisläufen verbleibt (vgl. Kapitel 2.3), werden im Folgenden die theoretisch möglichen Verwertungspfade für Altreifen vorgestellt. Dabei gilt das Recycling von Altreifen, deren drei Hauptbestandteile Gummi, Stahl und Textilgewebe theoretisch vollständig recycelbar sind, grundsätzlich als Paradebeispiel für die Schließung von Stoffkreisläufen [87].

Abbildung 2.5 bietet eine Übersicht über alle Verwertungsoptionen.

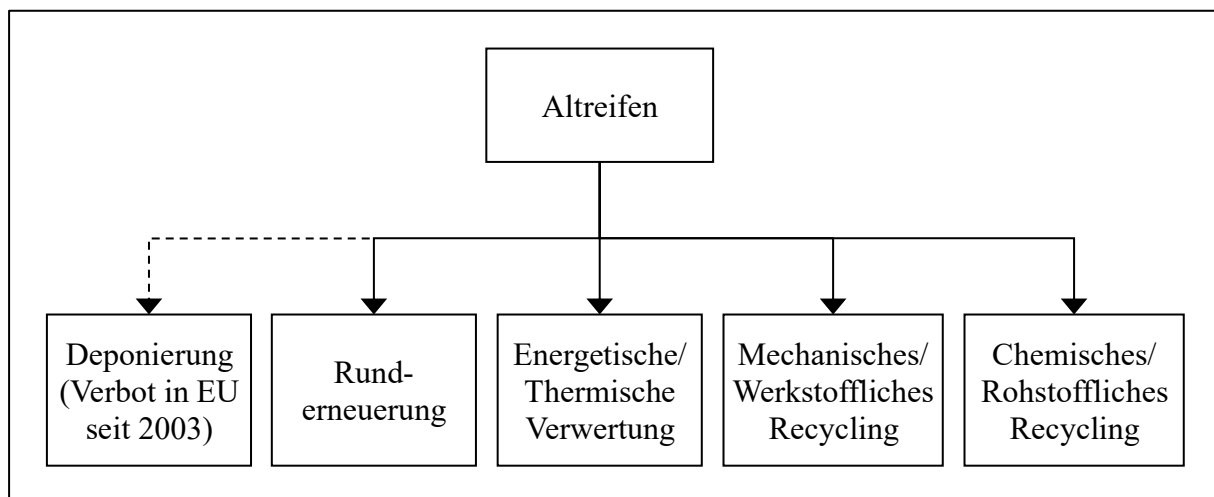


Abbildung 2.5: Verwertungspfade für Altreifen

Auch wenn Altreifen prinzipiell deponiert werden können, ist dies in Europa gemäß der EU-Richtlinie 1999/31/EC kein zulässiger Entsorgungsweg mehr. Seit 2003 ist die Deponierung ganzer Reifen und seit 2006 auch die Deponierung geschredderter Reifen verboten. Ausnahmen gelten lediglich für Fahrradreifen und Reifen mit einem Außendurchmesser von mehr als 1.400 mm [88].

Bei der thermischen Verwertung (TV) werden Altreifen aufgrund ihres hohen Heizwerts (etwa $30 - 40 \text{ MJ kg}^{-1}$ [89, 90]) durch kontrollierte Oxidation zur Erzeugung von Wärme, Dampf und Strom genutzt [91, 92]. Wie in Kapitel 2.3 dargelegt, dienen Altreifen vor allem in der Zementindustrie als wirtschaftlich vorteilhafter Ersatzbrennstoff, wobei die Bindung von Asche- und

Stahlanteilen im Zement neben der energetischen Nutzung auch einen geringen werkstofflichen Verwertungsanteil ermöglicht [19, 90, 91]. Gemäß EU-Abfallhierarchie ist die Verbrennung dem Recycling jedoch unterzuordnen und sollte nur dann erfolgen, wenn keine alternativen Verwertungsmöglichkeiten bestehen [93]. Vor diesem Hintergrund ist der in Kapitel 2.3 beschriebene Rückgang der thermischen Verwertung in Zementwerken durchaus als Fortschritt für Nachhaltigkeit und Kreislaufwirtschaft zu werten, vorausgesetzt, die entstehenden Verwertungsengpässe werden durch geeignete Alternativen geschlossen.

Eines der potenziellen Alternativverfahren ist die Runderneuerung (RE), die in der Abfallhierarchie als Vorbereitung zur Wiederverwendung gilt und dem Recycling daher vorzuziehen ist (vgl. Abbildung 2.3) [19]. Dabei wird die Karkasse eines Altreifens mit einer neuen Lauffläche versehen, sodass der Reifen erneut genutzt werden kann [91]. Trotz strenger Qualitätsvorgaben und technischer Fortschritte hat dieses Verfahren, insbesondere bei PKW-Reifen, nur einen sehr geringen Marktanteil [19]. Hauptursachen sind die geringe Akzeptanz und Unsicherheiten der Verbraucher hinsichtlich Leistungsfähigkeit und Sicherheit aufbereiteter Reifen. Auch das Kosten-Nutzen-Verhältnis im Vergleich zu Neureifen, insbesondere zu günstigen Importen aus außereuropäischen Ländern, wird häufig kritisch bewertet [19, 91, 94]. Zudem ist eine Runderneuerung oft aus technologischen Gründen nicht möglich, da viele Reifen am Ende ihrer Nutzungsdauer Defekte aufweisen und nicht mehr für die Wiederverwendung geeignet sind [95, 96].

Zwischen TV und RE nehmen Recyclingverfahren in der Verwertungspriorität eine zentrale Rolle ein. Ein etablierter Ansatz ist das werkstoffliche Recycling (WR), bei dem Altreifen mechanisch in die Bestandteile Gummi, Stahl und Textilfasern zerlegt werden. Das Gummi wird je nach Anwendung zu Granulat, Pulver oder Mehl weiterverarbeitet [90, 97]. Typische Einsatzbereiche sind Bodenmatten [94, 98], Formteile wie Rampen [99, 100] und Dämmplatten [101, 102] sowie der Einsatz als Füllstoff im Bauwesen und für gummimodifizierten Asphalt [90, 95, 103–105]. Auch die Nutzung als Infill für Kunstrasen und Sportplätze war verbreitet, fällt jedoch seit 2023 aufgrund des EU-Verbots weg [85, 95]. Die Rückführung in die Neureifenproduktion ist nur in sehr geringem Umfang möglich [106], wobei zusätzliche Bearbeitungsschritte wie die Devulkanisation weitere Potenziale eröffnen können [107]. Trotz der vielfältigen Anwendungen ist der Markt für mechanisch recycelte Produkte weitgehend gesättigt [108]. Zudem stellen Qualitätsverluste der Rezyklate ein zentrales Problem dar. Durch Alterung sowie thermische und mechanische Belastung während der Nutzung werden die Makromoleküle der Elastomere abgebaut, was die Materialqualität am Lebensende deutlich mindert. Hinzu kommen technisch begrenzte Möglichkeiten zur Abtrennung von Störstoffen und zur sortenreinen

Trennung, sodass eine hochwertige werkstoffliche Verwertung nicht immer möglich oder sinnvoll ist [109].

Aus diesem Grund fokussiert sich der alternative Verwertungspfad des chemischen Recyclings (auch rohstoffliches Recycling) auf die gezielte Zersetzung von Polymeren. Dabei gilt im Bereich der Altreifenverwertung vor allem die Pyrolyse (PY) als vielversprechende Recyclingtechnologie [23, 24]. Bei diesem thermochemischen Verfahren wird die makromolekulare Struktur der Altreifen unter externer Wärmezufuhr und unter Ausschluss von Sauerstoff in Pyrolysegas, -öl und -koks zerlegt [24, 110]. Üblicherweise wird das hochkalorische Pyrolysegas zur Energie- oder Wärmebereitstellung [24] und das Pyrolyseöl (TPO) als Ersatzbrennstoff oder als Ausgangsmaterial für die chemische Industrie genutzt [111]. Der Pyrolysekoks (rCB) wird aufgrund seiner Eigenschaften bislang eher in weniger anspruchsvollen Gummiprodukten wie Schuhsohlen, Förderbändern oder Dockfendern eingesetzt [112]. Es gibt jedoch zunehmend Bestrebungen, ihn im Sinne einer geschlossenen Kreislaufwirtschaft auch bei der Herstellung von Neureifen zu verwenden [26, 113–116], was beispielsweise bei Fahrradreifen bereits umgesetzt wird [117].

Obwohl die industrielle Altreifen-Pyrolyse bislang nur einen geringen Anteil an der Gesamtverwertung ausmacht, gewinnt sie als Alternative zur konventionellen Öl-, Gas- und Koksge Gewinnung sowie als innovative ökologische Recyclinglösung zunehmend an Bedeutung [94, 118, 119]. Angesichts der prognostizierten Verwertungslücken (vgl. Kapitel 2.3) bietet diese Technologie ein erhebliches Zukunftspotenzial zur Erweiterung der Verwertungskapazitäten und zur Schließung von Stoffkreisläufen. Da die Pyrolyse den Schwerpunkt dieser Arbeit bildet, werden in den folgenden Kapiteln zunächst der Aufbau und die Herstellung von Reifen mit Fokus auf den Füllstoff Carbon Black dargestellt, der maßgeblich zum Recyclingpotenzial im Hinblick auf die Altreifen-Pyrolyse beiträgt. Anschließend folgt eine vertiefte Betrachtung der technischen Details des Pyrolyseprozesses (Kapitel 2.7), bevor im weiteren Verlauf die modellhafte Abbildung und ökologische Bewertung im Kontext der Kreislaufwirtschaft folgen.

2.5 Aufbau und Herstellung von Reifen

Der Aufbau und die Inhaltsstoffe von Reifen sind für das pyrolytische Recycling von wesentlicher Bedeutung. Wie **Tabelle 2.1** zeigt, bestehen Reifen, unabhängig von ihrem Einsatzgebiet, aus einer komplexen Mischung aus Kohlenwasserstoffpolymeren, Füllstoffen, Stahl, Gewebe sowie diversen Hilfsstoffen und Additiven.

Tabelle 2.1: Durchschnittliche Zusammensetzung von PKW-, LKW- und Fahrradreifen

Reifen-Typ → Bestandteil ↓	PKW-Reifen [wt.-%]				LKW-Reifen [wt.-%]				Fahrradreifen [wt.-%]
	[108, 120]	[121]	[122]	[107]	[108, 120]	[121]	[122]	[107]	[123]
Natur- kautschuk	21	±48	47	48	31	±52	45	43	40 – 60
Synthese- kautschuk	24				14				
Carbon Black	28	±22	21,5	22	21	±22	22	21	15 – 30
Silica			*1)	*1)			*1)	*1)	
Stahl	12	±15	16,5	15	24	±25	21,5	27	20 – 35
Textilgewebe	4	±5	5,5	5	1	-	-	-	
Weichmacher, Prozesshilfen, Additive, Sonstige	11	±10	9,5	10	9	±3	11,5	9	

*1) Silica fällt unter Sonstige

Als Polymere werden in der Reifenherstellung vorwiegend Naturkautschuk (engl.: Natural Rubber, NR) sowie verschiedene Synthesekautschuke wie Butadien-Kautschuk (engl.: Butadiene Rubber, BR), Styrol-Butadien-Kautschuk (engl.: Styrene Butadiene Rubber, SBR) und Butylkautschuk (engl.: Isobutylene Isoprene Rubber, IIR) eingesetzt [24, 124]. Zur Verbesserung der mechanischen Eigenschaften, insbesondere der Abriebfestigkeit, werden diese Kautschuke mit dem organischen Füllstoff Carbon Black (CB) verstärkt [24, 111]. Ergänzend kommt zunehmend der anorganische Füllstoff Silica (SiO₂) zum Einsatz, der vor allem den Rollwiderstand und die Nasshaftung von Gummimischungen verbessert [125]. Je nach spezifischer Rezeptur können weitere anorganische Additive wie Tonfüllstoffe, Kalzium- und

Magnesiumcarbonate beziehungsweise -silikate sowie anorganische Pigmente zugesetzt werden [126, 127].

Die Gummimischung ist mit einem stabilisierenden Grundgerüst aus Stahl und Textilgewebe kombiniert. Stahl wird insbesondere im Wulstkern, im Gürtel und in der Karkasse verwendet, während Textilgewebe, das meist aus Polyamid, Rayon oder Polyester besteht, in der Karkasse verarbeitet wird [127]. Bei Fahrradreifen wird lediglich der Wulstkern aus Stahl gefertigt, wobei es alternativ auch Varianten aus Aramidfasern gibt [123].

Neben verschiedenen Additiven, wie Alterungsschutzmitteln, Ölen und Weichmachern, werden der Mischung schließlich Vernetzungschemikalien, Beschleuniger und Aktivatoren zugefügt, bevor der Reifen zum fertigen Produkt vulkanisiert wird. Bei der Vulkanisation, für die üblicherweise Schwefel eingesetzt wird, werden die Polymerketten des Kautschuks unter Wärmezufuhr durch Querverbindungen chemisch miteinander vernetzt [96, 128]. Erst durch diesen Prozessschritt erhält der Reifen die für seinen praktischen Einsatz erforderlichen Eigenschaften, insbesondere der Formtreue bei gleichzeitig gut ausgeprägter Dehnfähigkeit [128].

2.6 Füll- und Verstärkungsstoff Carbon Black (CB)

Da sich diese Arbeit auf die Altreifen-Pyrolyse konzentriert, die der Rückgewinnung von CB dient, werden in diesem Abschnitt die Eigenschaften und die Bedeutung dieses Werkstoffs näher erläutert. CB ist ein fossil-basierter Rohstoff, der durch gezielten Abbau flüssiger oder gasförmiger Kohlenwasserstoffe gewonnen wird [129]. Die Herstellung von CB erfolgt größtenteils im sogenannten Furnace-Verfahren, bei dem Erdgas als Brennstoff und aromatenreiche Öle als Kohlenstoffquelle eingesetzt werden. Diese Öle (Fossiler Feedstock, FF) sind in der Regel kohlenstoffreiche Rückstände aus der Erdölverarbeitung (oft als „Schwerfraktionen“ bezeichnet) und zählen zu den Nebenprodukten der chemischen Industrie [130–132].

Wie in **Abbildung 2.6** schematisch dargestellt, findet die CB-Herstellung im Wesentlichen in einem Reaktor statt, der in drei Zonen unterteilt werden kann [133]. In Zone 1 (Verbrennungszone) erzeugt die Verbrennung eines Gas-Luft-Gemisches bei leichtem Sauerstoffüberschuss ($\lambda > 1$) eine Temperatur von etwa 1.200 bis 1.900 °C. Anschließend wird der vorgewärmte Primärrohstoff als zerstäubter FF-Sprühnebel in Zone 2 (Mischzone) eingedüst und möglichst homogen mit den heißen Gasen aus der Verbrennungszone vermischt [133, 134]. Aufgrund des Sauerstoffmangels in dieser Reaktorzone ($\lambda < 1$) wird eine vollständige Verbrennung des FF unterbunden, sodass die verdampften FF-Partikel gecrackt und zu Ruß pyrolysiert werden [133–135]. Um die Rußbildung zu stoppen und Sekundärreaktionen des gebildeten Rußes mit

dem Reaktorabgas zu verhindern, wird in der dritten Zone (Quench-Zone) des Reaktors Wasser eingedüst [133]. Das Gemisch aus Ruß und Abgas wird dadurch schlagartig auf etwa 500 bis 800 °C abgekühlt [134]. Hinter dem Reaktor separiert ein Filtersystem den entstandenen Ruß vom Abgas [130], bevor dieser pelletiert, getrocknet und versandfertig abgepackt wird [136]. Das separierte Abgas, das aus den Hauptkomponenten Stickstoff, Wasserstoff, Kohlenmonoxid, Kohlendioxid und Wasserdampf besteht [130], wird in der Regel zur Erzeugung von Wärme oder Strom genutzt [136].

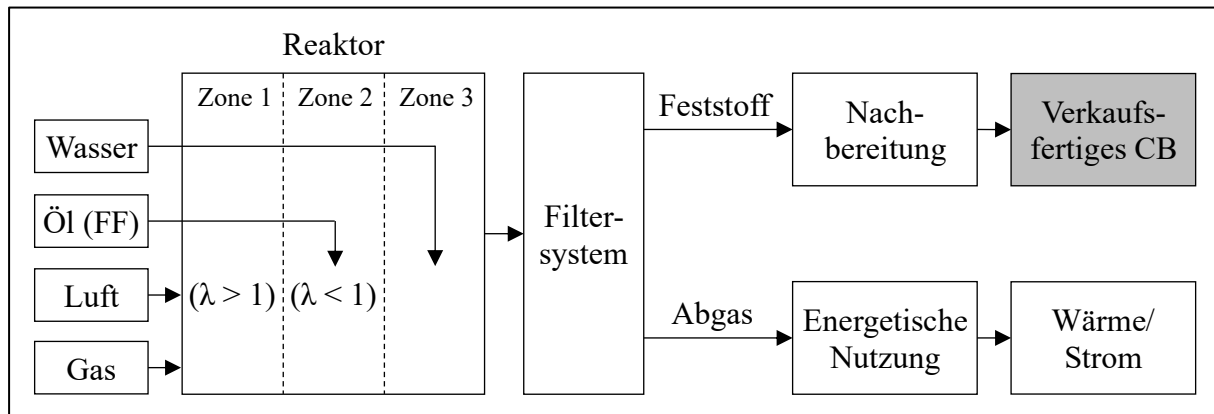


Abbildung 2.6: Schematische Darstellung der CB-Produktion mittels Furnace-Prozess

Die Klassifizierung von industriell hergestelltem CB erfolgt anhand einer vierstelligen Nomenklatur, beispielsweise „N550“ oder „N660“, die gemäß der Norm D1765 der American Society for Testing and Materials (ASTM) festgelegt ist [137]. Das erste Zeichen gibt den Einfluss des Rußes auf die Vulkanisationsgeschwindigkeit einer Gummimischung an. „N“ steht für eine normale Vulkanisationsgeschwindigkeit, wie sie für Furnace-Ruße typisch ist, und „S“ kennzeichnet modifizierte Ruße mit verlangsamter Vulkanisation. Das zweite Zeichen ist eine Ziffer und beschreibt die durchschnittliche Oberfläche des Rußes, die anhand der Stickstoff-Oberfläche nach der Brunauer, Emmett und Teller (BET) angegeben wird. Die letzten beiden Zeichen des Systems sind willkürlich zugewiesene Ziffern, wobei, unter Berücksichtigung einiger Ausnahmen, folgende Faustregel zur groben Orientierung gilt: Je kleiner die beiden Ziffern sind, desto niedriger ist der Ruß strukturiert [115]. Dabei ist die Struktur von CB, also die Größe, Form und Verteilung der Aggregate und Agglomerate (vgl. **Abbildung 2.11** in Abschnitt 2.8), ein entscheidender Parameter für die Verstärkungsfähigkeit in Kautschukmischungen. Eine höhere Struktur bedeutet mehr Verzweigungen innerhalb der Aggregate, was die Interaktionsmöglichkeiten mit den Polymerketten und damit die Verstärkungseigenschaften des Rußes verbessert [133, 138]. Neben der Struktur und Oberfläche werden Industrieruße nach ASTM D1765 durch weitere charakteristische Kennwerte wie die Ölabsorptionszahl (engl.: Oil

Absorption Number, OAN), das Hohlraumvolumen (engl.: Void Volume, VV) den Tint-Wert oder die Schüttdichte beschrieben [137]. Eine Übersicht gängiger Standardruß- und -parameter ist als Referenz in Anhang 11.1 (**Tabelle 11.1**) aufgelistet, weitere Details zur CB-Charakterisierung werden in Kapitel 2.8 nochmal aufgegriffen.

Die spezifischen Eigenschaften von Industrieruß sind bestimmend für seine Einsatzmöglichkeiten. Da CB vor allem in der Kautschuk- und Reifenindustrie entscheidend zur Leistungsfähigkeit der Endprodukte beiträgt, entfällt der überwiegende Anteil der weltweiten CB-Produktion auf diesen Sektor. So werden etwa 90 % der CB-Weltproduktion in Kautschukanwendungen [136] und allein etwa 70 % für die Herstellung von Reifen sowie anderen Gummiprodukten für die Automobilindustrie genutzt [21]. Neben der traditionellen Anwendung als Pigment sowie Füll- und Verstärkerstoff in der Reifenindustrie gewinnt der Rohstoff vor allem für neu aufkommende und perspektivisch stark wachsende Technologien der Energiespeicherung und -umwandlung immer mehr an Relevanz. So eignet sich CB aufgrund seiner spezifischen Eigenschaften und Leitfähigkeit vor allem für Technologien der CO₂-Abtrennung, für Superkondensatoren, Batterien und Solarzellen sowie als Katalysatorträger in Brennstoffzellen [22].

Wie **Abbildung 2.7** verdeutlicht, ist der Weltbedarf an Industrieruß zwischen 1996 und 2020 kontinuierlich und nahezu linear gestiegen. Die weltweite CB-Jahresproduktion lag im Jahr 1996 bei etwa 8 Millionen Tonnen, stieg bis 2001 auf etwa 8,5 Millionen Tonnen [135], überstieg 2005 die Marke von 10 Millionen Tonnen [139], erreichte 2012 etwa 11 Millionen Tonnen [136] und lag 2020 bei rund 12,5 Millionen Tonnen [140]. Bis 2030 wird hingegen ein überproportionaler Anstieg des weltweiten Bedarfs auf über 17 Millionen Jahrestonnen prognostiziert [140].

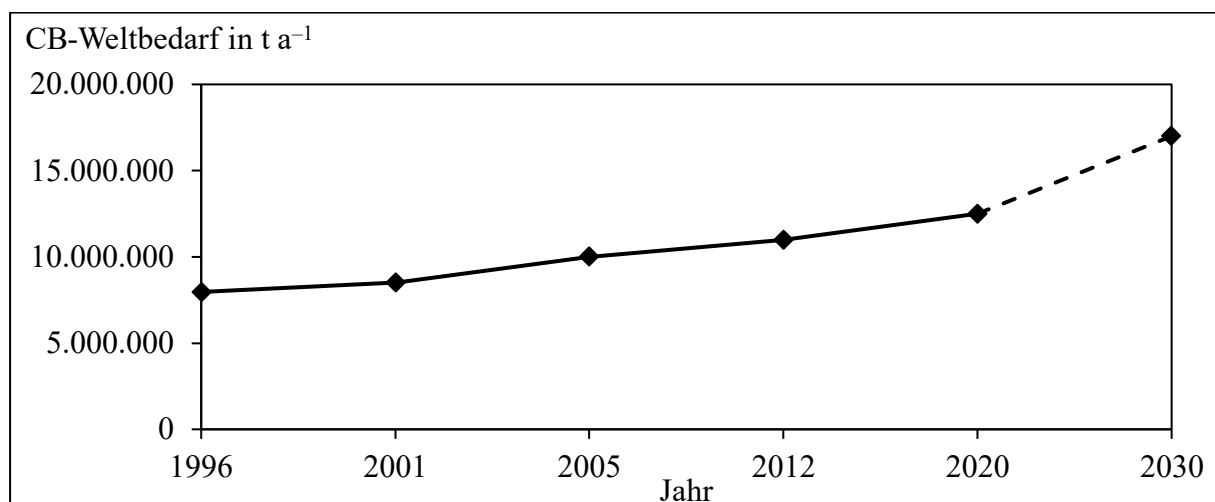


Abbildung 2.7: Entwicklung des CB-Weltbedarfs in den Jahren 1996 [141], 2001 [135], 2005 [139], 2012 [136] und 2020 [140] sowie Prognose für 2030 [140]

2.7 Chemisches Recycling mittels Pyrolyse

Beim chemischen Recycling werden Polymere vollständig oder teilweise in ihre Bestandteile zerlegt, die anschließend stofflich zur Herstellung neuer Polymere oder anderer Stoffe genutzt werden. Abgesehen von Neben- oder Reststoffen findet dabei keine energetische Verwertung statt [142]. Innerhalb der Abfallhierarchie (vgl. Abschnitt 2.2) ist das chemische Recycling als stoffliche Verwertungsform der Ebene „Recycling“ zugeordnet (siehe **Abbildung 2.8**).

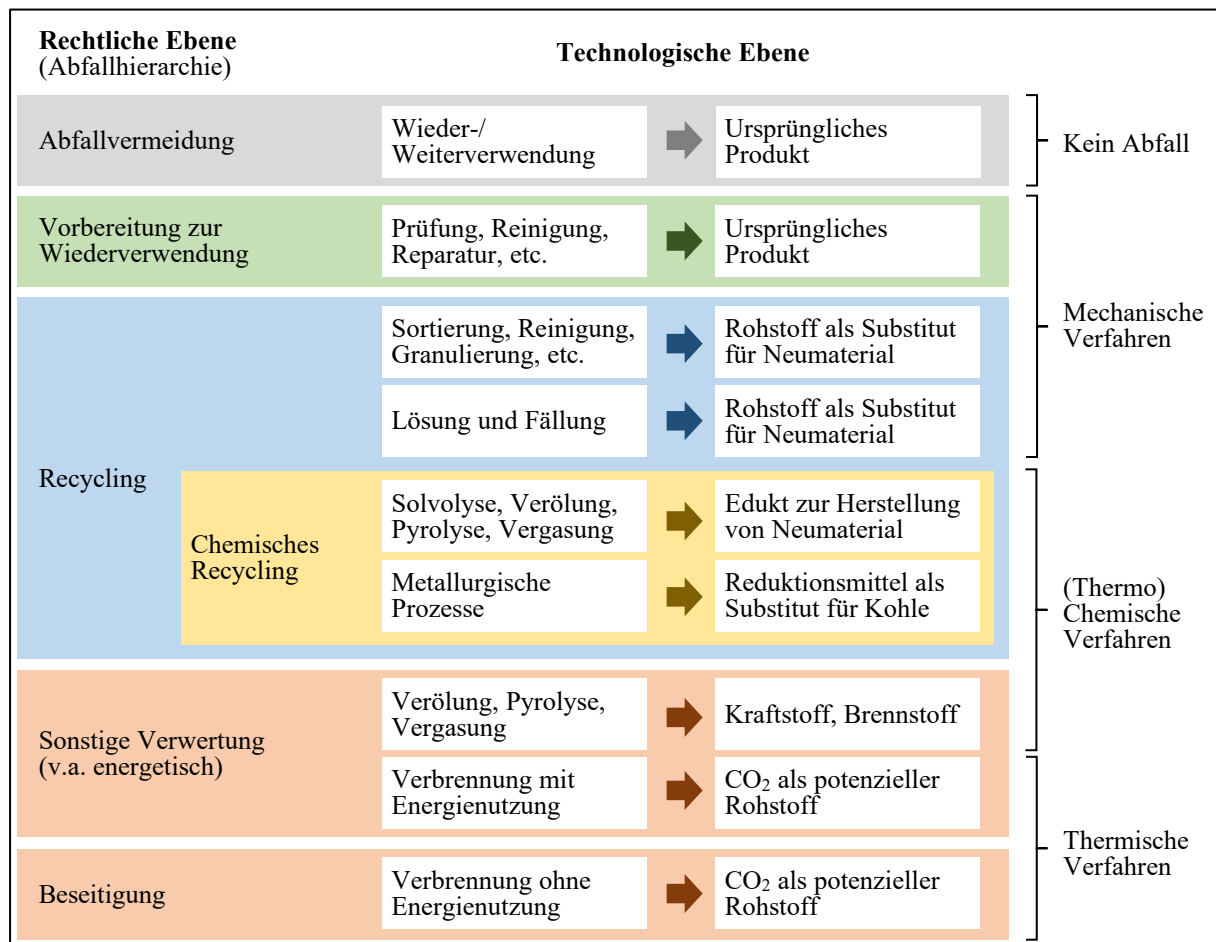


Abbildung 2.8: Rechtliche und technologische Einordnung des chemischen Recyclings mittels Pyrolyse [142]

Die Pyrolyse ist ein spezifisches thermochemisches Recyclingverfahren, bei dem organische Materialien unter Sauerstoffausschluss und externer Wärmezufuhr in kleinere Moleküle zerlegt werden. Die dabei entstehenden Produkte (Gas, Öl und Koks) können in die Wertschöpfungskette zurückgeführt werden und somit einen wichtigen Beitrag zur Schließung von Kohlenstoffkreisläufen leisten [143, 144]. Gerade die in dieser Arbeit fokussierte Altreifen-Pyrolyse kann einen wichtigen Beitrag zu einer zukünftigen Kreislaufwirtschaft innerhalb der Reifenindustrie und zu einem umweltgerechten Abfallmanagement leisten. Durch die pyrolytische

Behandlung können die Bestandteile von Altreifen als Sekundärrohstoffe (rCB und TPO) erneut für die industrielle Herstellung nutzbar gemacht werden und dadurch fossile Ressourcen einsparen [143].

Welche Produktfraktionen bei der Pyrolyse im Vordergrund stehen, wie diese verteilt sind und durch welche Prozessparameter sie gezielt beeinflusst werden können, hängt maßgeblich von dem gewählten Pyrolyseverfahren ab. Die grundlegenden Pyrolysetypen lassen sich anhand von Temperatur, Heizrate sowie Feststoff- und Gasverweilzeit unterscheiden. **Tabelle 2.2** gibt einen Überblick zu repräsentativen Bereichswerten aus der Literatur [145–149], wobei diese abhängig vom Inputmaterial, eingesetzten Reaktortyp und spezifischen Prozessfokus variieren können.

Tabelle 2.2: Einteilung grundlegender Pyrolysetypen, auf Grundlage von [145–149]

Merkmal ↓ Typ →	Langsame Pyrolyse	Intermediäre Pyrolyse	Schnelle Pyrolyse	Flash Pyrolyse
Temperatur	~ 350 – 600 °C	~ 400 – 650 °C	~ 500 – 800 °C	> 800°C
Heizrate	< 10 K min ⁻¹ (teils bis < 20 K min ⁻¹)	~ 20 – 100 K min ⁻¹	> 100 – 1.000 K min ⁻¹	sehr hoch (> 1.000 K min ⁻¹)
Feststoff-verweilzeit	Minuten – Stunden (meist > 60 min)	Sekunden – Minuten	Sekunden – Minuten	Sekunden
Gasverweilzeit	Minuten – Stunden	Sekunden (~ 10 – 30 s)	Sekunden (~ 0,5 – 10 s)	< 1 Sekunde
Hauptprodukte	Fokus auf Koks	Koks, Öl und Gas (ausgewogen)	Fokus auf Öl	Fokus auf Gas
Kurz-beschreibung	Langsame Erwärmung, lange Verweilzeit, maximierte Koksausbeute	Mittlere Heizrate und Temperatur, ausgewogene Produktverteilung	Schnelle Erwärmung, kurze Verweilzeit, maximierte Ölausbeute	Extrem schnelle Erwärmung und extrem kurze Verweilzeit, maximierte Gasausbeute

Neben der klassischen Einteilung können auch der Reaktionsdruck und die Partikelgröße des Einsatzmaterials die Verteilung und die Eigenschaften der Pyrolyseprodukte beeinflussen. Der Reaktionsdruck wirkt sich über die Partialdrücke der Pyrolysegase auf das Entstehen und die Intensität von Sekundärreaktionen während der Pyrolyse aus. Dadurch werden insbesondere Crack-, Polymerisations- und Kondensationsreaktionen beeinflusst, was in Sonderformen wie der Vakuumpyrolyse gezielt zur Steuerung der Zusammensetzung flüssiger und gasförmiger Pyrolyseprodukte genutzt wird [24, 111, 150]. Sekundärreaktionen können ebenso durch die Partikelgröße des Einsatzmaterials beeinflusst werden, da diese den Wärme- und Stofftransport im Reaktor und damit die effektive Heizrate, die Ausbildung von Temperaturgradienten innerhalb des Materials sowie die Verweilzeiten der entstehenden Pyrolysegase bestimmt. Kleine Partikel ermöglichen eine schnelle und homogene Erwärmung, während größere Partikel

ausgeprägtere interne Temperaturgradienten aufweisen und dadurch über verlängerte lokale Gasverweilzeiten die Bildung und den Verlauf von Sekundärreaktionen begünstigen [146, 150, 151]. Weitere Sonderformen wie die katalytische Pyrolyse eröffnen zusätzliche Optimierungspotenziale hinsichtlich Produktselektivität und Energieeffizienz des Pyrolyseprozesses [144, 148].

Für die technische Umsetzung der Altreifen-Pyrolyse ist neben der gezielten Einstellung der Prozessparameter auch die Wahl der Anlagentechnik entscheidend. Die dabei eingesetzten Reaktoren unterscheiden sich in ihrem Aufbau, ihrer Betriebsweise und der Wärmeübertragung. Die wichtigsten Reaktortypen sind in **Abbildung 2.9** dargestellt, ihre charakteristischen Merkmale werden in **Tabelle 2.3** gegenübergestellt.

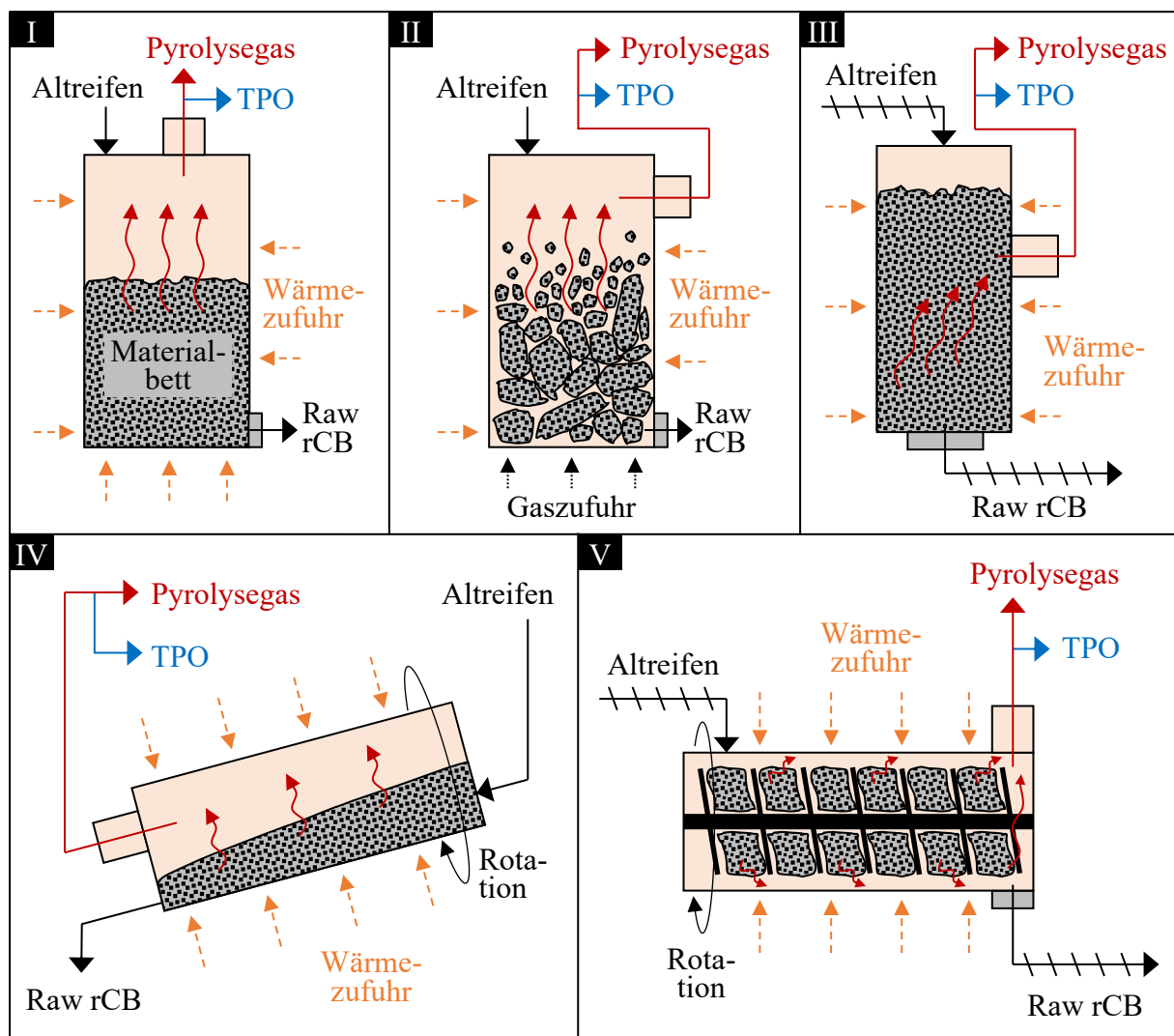


Abbildung 2.9: Schematische Darstellung verschiedener Reaktortechnologien für die Altreifen-Pyrolyse, I: Festbettreaktor, II: Wirbelschichtreaktor, III: Vertikalreaktor, IV: Drehrohrofen, V: Schneckenreaktor, auf Grundlage von [24, 111, 151–155]

Festbettreaktoren zeichnen sich durch eine einfache Bauweise und geringen Wartungsaufwand aus, bieten jedoch nur eine mäßige Wärmeverteilung und damit eine eingeschränkte Prozesseffizienz [152, 154]. Im Gegensatz dazu gewährleisten Wirbelschichtreaktoren durch intensive Durchmischung und gleichmäßige Temperaturverteilung hohe Reaktionsgeschwindigkeiten, sind aber regelungstechnisch anspruchsvoll und erfordern eine zusätzliche Staubabscheidung [111, 151–153]. Bei Vertikalreaktoren können Verweilzeit und Temperatur präzise gesteuert werden, allerdings ist diese Bauart konstruktiv aufwändiger und anfällig für Verstopfungen [152]. Die Materialbewegung in Drehrohröfen sorgt für eine homogene Durchmischung und Temperaturverteilung, macht das System jedoch mechanisch komplex und wartungsintensiv [24, 152, 155] (weitere Details siehe Kapitel 5). Schließlich ermöglichen Schneckenreaktoren eine präzise Prozessführung bei kompakter Bauweise, stellen aber hohe Anforderungen an die Gleichmäßigkeit des Materialflusses und die Wartung [111, 145, 152]. Ergänzend sei auf die Mikrowellenpyrolyse hingewiesen, die besonders schnelle und homogene Erwärmung ermöglicht, sich jedoch noch im anfänglichen Entwicklungsstadium befindet [24, 151, 152].

Tabelle 2.3: Charakteristische Merkmale der wichtigsten Reaktortechnologien für die Altreifen-Pyrolyse, auf Grundlage von [24, 111, 151–155]

Reaktortyp	Betriebsweise	Materialtransport	Wärmeübertragung	Vorteile	Nachteile
I) Festbettreaktor (engl.: fixed-bed reactor)	Batch	Stationär (fest)	Wärmeleitung (extern)	Einfache Bauweise, robust, günstig	Geringer Durchsatz, schlechte Temperatur- und Prozesskontrolle, geringe Effizienz, keine Durchmischung
II) Wirbelschichtreaktor (engl.: fluidized bed reactor)	Kontinuierlich	Fluidisiert (aufsteigende Partikel im Gasstrom)	Externe Beheizung und heißer Gasstrom	Gute Durchmischung, und gleichmäßige Temperaturverteilung, effizient, hohe Reaktionsgeschwindigkeiten und Durchsätze	Komplexe Strömungsdynamik, Abrieb, Staubbildung (Abscheidung erforderlich), komplexe Regelung
III) Vertikalreaktor (engl.: vertical reactor)	Kontinuierlich	Schwerkraft	Externe Beheizung	Präzise Kontrolle von Verweilzeit und Temperatur, kaum bewegte Bauteile	Komplexere Steuerung, Verstopfungsgefahr
IV) Drehrohröfen (engl.: rotary kiln)	Batch, Kontinuierlich	Rotierendes, geneigtes Rohr	Indirekt (beheizte Drehrohrwand, Konvektion) oder direkt (Gasbrenner im Reaktionsraum)	Gute Durchmischung und Temperaturverteilung, größere Durchsätze möglich, weit verbreitet	Mechanisch aufwändig, Verschleiß, Wartung
V) Schneckenreaktor (engl.: auger reactor)	Kontinuierlich	Rotierende Schnecke	Kontakt mit beheizten Oberflächen	Präzise Steuerung, kompakte Bauweise	Mechanisch komplex, Sensitivität gegenüber ungleichmäßigem Materialfluss, Verschleiß, Wartung

In der industriellen Praxis kommen bei der Altreifen-Pyrolyse vorwiegend kontinuierlich arbeitende Reaktoren zum Einsatz. Der grundlegende Prozessablauf ist dabei weitgehend unabhängig vom gewählten Anlagentyp. **Abbildung 2.10** zeigt ein allgemeines Prozessschema der Altreifen-Pyrolyse nach aktuellem Stand der Technik [156].

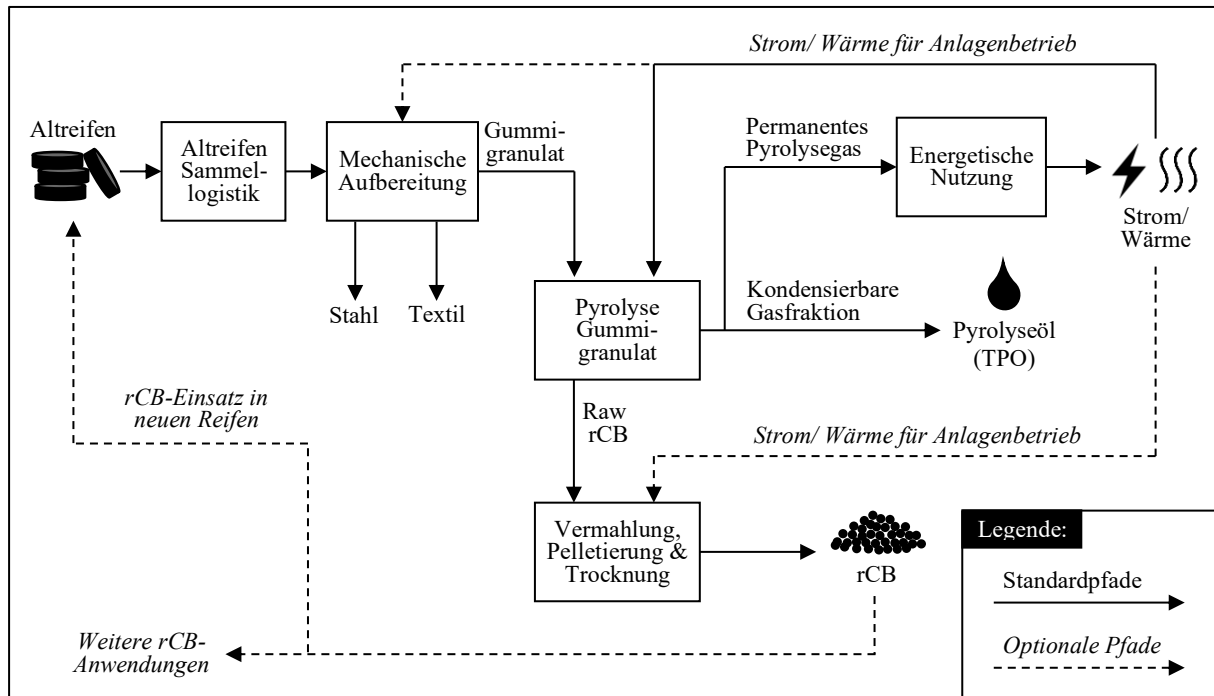


Abbildung 2.10: Allgemeines Prozessschema der Altreifen-Pyrolyse [156]

Nach der Sammlung und mechanischen Aufbereitung der Altreifen, bei der Gummi, Stahl und Textilgewebe separiert werden, wird das resultierende Gummigranulat typischerweise bei Temperaturen zwischen 400 und 600 °C unter Sauerstoffausschluss pyrolysiert [24, 111, 112]. Bei diesem thermochemischen Prozess entstehen die drei Produkte Pyrolysegas, Pyrolyseöl (TPO) und Pyrolysekoks (Raw rCB) [112, 157]. Das kontinuierlich entstehende Pyrolysegas wird überwiegend direkt für die Strom- und Wärmeversorgung des Anlagenbetriebs genutzt [111, 158]. Das gezielt kondensierte TPO dient als Ersatz für fossile Einsatzstoffe in der chemischen Industrie und wird dort entweder physisch oder auf Basis des Massenbilanzmodells gemäß ISO 22095 [159] (beispielsweise anhand des Heizwerts) in verschiedene Prozessketten eingebunden [24, 160, 161]. Wie **Abbildung 11.1** (Anhang 11.1) zeigt, verfügt TPO über ein erhebliches Substitutionspotenzial für zentrale fossile Haupteinsatzstoffe bei der Herstellung von Monomeren, Polymeren und petrochemischen Produkten und kann somit wesentlich zur Defossilisierung petrochemischer Wertschöpfungsketten beitragen. Darüber hinaus kann TPO auch in der Rußindustrie eingesetzt werden, indem es nach geeigneter Destillation den konventionellen fossilen Feedstock (FF) im Furnace-Prozess ersetzt. Auf diese Weise lässt sich sogenanntes

„sustainable Carbon Black“ (sCB) herstellen, das hinsichtlich seiner Materialeigenschaften mit fossilem CB vergleichbar ist [132, 162]. Das nach der Pyrolyse anfallende Raw rCB wird zur Verbesserung der Produkteigenschaften fein vermahlen und transportfähig pelletiert, um es als vermarktungsfertigen Sekundärrohstoff rCB für die Reifenindustrie oder andere Anwendungsbereiche nutzbar zu machen [152]. Vor dem Hintergrund der Kreislaufführung und des weltweit steigenden Bedarfs an CB (vgl. Kapitel 2.6) gewinnt neben TPO vor allem das rCB für zukunftsorientierte Materialstrategien zunehmend an Bedeutung. Im folgenden Kapitel werden daher die Eigenschaften sowie die technische und anwendungsbezogene Bewertung von rCB aus der Altreifen-Pyrolyse im Vergleich zu konventionellem, fossil-basiertem CB näher betrachtet.

2.8 Gegenüberstellung von CB und rCB

Das bei der Pyrolyse von Altreifen entstehende Produkt Raw rCB, beziehungsweise nach weiterer Feinvermahlung rCB [163], unterscheidet sich grundlegend von konventionellem CB, das mit definierten Eigenschaften gezielt industriell hergestellt wird (vgl. Kapitel 2.6). Das Recyclingprodukt rCB ist ein komplexes Feststoffgemisch, das alle ursprünglich im Reifen enthaltenen CB-Typen und anorganischen Bestandteile sowie weitere pyrolytisch gebildete Rückstände umfasst [115, 164]. Seine Zusammensetzung wird hauptsächlich durch das Ausgangsmaterial (Zusammensetzung der Altreifen) und die Pyrolysebedingungen (vgl. Kapitel 2.7) bestimmt. So ist etwa der Aschegehalt bei rCB aus LKW-Reifen geringer und steigt bei PKW-Reifen aufgrund höherer Silikatgehalte in den Gummimischungen deutlich an. Im Mittel liegt der Aschegehalt von rCB bei etwa 20 – 25 wt.-% [138], wohingegen CBs, die typischerweise in der Reifenproduktion verwendet werden, weniger als 0,5 wt.-% aufweisen [165]. Neben Silizium enthält die Mineralik des rCB vor allem Zink, Kalzium und Schwefel, die in der Reifenherstellung als Verstärkungs-, Aktivierungs- und Vernetzungsmittel eingesetzt werden. Je nach individueller Reifenrezeptur sowie durch äußere Anhaftungen und Verunreinigungen können in geringeren Mengen auch weitere Elemente wie Magnesium, Aluminium und Kalium vorkommen [25, 116, 156]. Während der pyrolytischen Zersetzung der Elastomerketten lagern sich zusätzlich kürzere Kohlenwasserstoffe auf der Oberfläche des rCB ab und bilden dort durch Polykondensationsreaktionen kohlenstoffhaltige Rückstände (engl.: „carbonaceous residues“ bzw. „carbonaceous deposits“) [166]. Beim Abkühlen können darüber hinaus flüchtige Pyrolysebestandteile wie niedermolekulare Kohlenwasserstoffe oder Feuchtigkeit durch Kondensation im porösen Kohlenstoffgefüge des rCB eingelagert werden [138].

Die Unterschiede zwischen CB und rCB wirken sich maßgeblich auf die Eigenschaften und somit auf die Einsatzmöglichkeiten von rCB aus [167]. Dabei ist rCB stets als Gemisch verschiedener CB-Typen zu betrachten (vgl. **Abbildung 2.11**), dessen Eigenschaften maximal dem Mittelwert der ursprünglich in den Reifen enthaltenen Rußsorten entsprechen. Die resultierende Verstärkungswirkung von rCB liegt daher typischerweise auf dem Niveau mittelverstärkender CB-Typen wie N600 und N700 [116, 168]. Zwar kann rCB ähnliche BET-Oberflächen wie höherverstärkende CBs erreichen, jedoch schränken sowohl der im Vergleich zu CB deutlich geringere Kohlenstoffgehalt als auch mineralische und organische Rückstände die Einsatzmöglichkeiten ein. Die Rückstände blockieren und deaktivieren aktive Bereiche der rCB-Oberfläche, glätten die ursprünglich raue Partikelstruktur und reduzieren dadurch die Dispergierbarkeit, die Füllstoff-Polymer-Wechselwirkung und somit das Verstärkungspotenzial von rCB in Kautschukanwendungen [114, 156, 168–170].

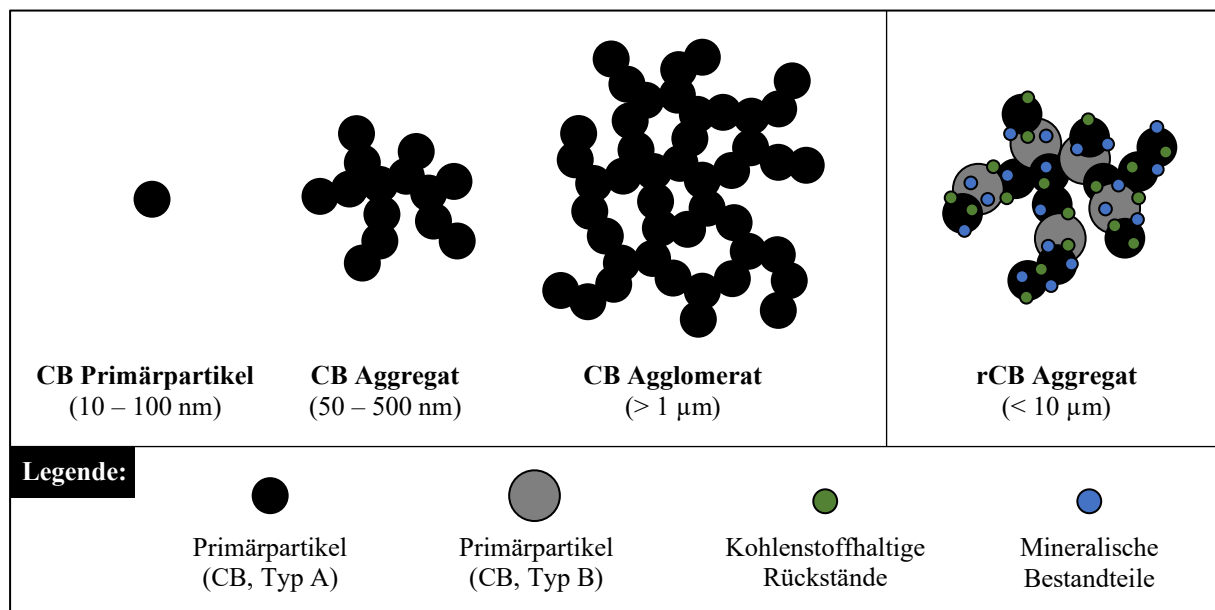


Abbildung 2.11: Schematischer Aufbau und typische Partikelgrößen von CB sowie qualitative Darstellung eines rCB-Aggregats

Zur Qualitätsverbesserung wird das Raw rCB nach der Pyrolyse üblicherweise auf Aggregatgrößen von unter 10 µm (D97-Perzentil) vermahlen [115, 168]. Dadurch erhöht sich die spezifische Oberfläche, es entstehen mehr aktive Kontaktpunkte und die Dispersion in der Polymermatrix verbessert sich. Das wiederum führt dazu, dass auch die mechanischen Eigenschaften der Endprodukte wie Steifigkeit, Zugfestigkeit und Weiterreißfestigkeit steigen [168, 171, 172]. Wie **Abbildung 2.11** veranschaulicht, bleiben die Partikelgrößen von rCB jedoch weiterhin deutlich über den typischen Aggregatgrößen von herkömmlichem CB, die zwischen 50 – 500 nm liegen [173].

Ergänzend zur industriell etablierten Vermahlung gibt es einfache physikalische Methoden zur anschließenden größenbasierten Separation von Silikatpartikeln aus dem vermahlenden rCB [174]. Darüber hinaus existieren weitere Ansätze, um die Qualität von rCB zu verbessern und die Abweichungen zu fossilem CB zu minimieren. Ein Schwerpunkt liegt auf der Demineralisierung, bei der Säuren wie HCl oder Säurekombinationen eingesetzt werden, um gezielt Metalloxide, Schwefel- und Silikatverbindungen zu entfernen. Damit lassen sich Aschegehalte im rCB auf unter 1 wt.-% senken, der Kohlenstoffgehalt erhöhen und sowohl die Oberflächenaktivität als auch die Dispergierbarkeit deutlich verbessern [116, 175–178]. Ergänzend werden physikalische oder chemische Aktivierungsprozesse wie kontrollierte Oxidation mit Luft oder Wasserdampf sowie die Aktivierung mit Alkalien wie KOH erprobt, um Porosität, funktionelle Gruppen und die Oberfläche zu erhöhen und so die Wechselwirkung zwischen rCB und Polymermatrix zu optimieren [177–181]. Auch kombinierte Verfahren aus Aktivierung und Demineralisierung sind zur gezielten Einstellung von Morphologie und Reststoffgehalt möglich [177].

Insgesamt können die Entwicklungen zur rCB-Nachbehandlung dazu beitragen, die Qualität von rCB sukzessive zu optimieren, das Einsatzspektrum zu erweitern und die Substitutionsrate von fossilem CB im Sinne der Kreislaufwirtschaft und Ressourcenschonung voranzutreiben. Außerdem ist hervorzuheben, dass rCB trotz einiger technisch bedingter Einschränkungen und Optimierungspotenziale einen wichtigen umwelt- und gesundheitsbezogenen Vorteil gegenüber fossilem CB aufweist. So bietet der prozessabhängig deutlich niedrigere PAK-Gehalt im rCB gerade bei Produkten mit Kontakt zum menschlichen Organismus das Potenzial, die Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit erheblich zu verbessern [25]. Dadurch kann sich rCB zu einer technisch und ökologisch relevanten Zukunftsalternative für zahlreiche Rußanwendungen entwickeln. Ergänzend sei nochmals auf die bereits leistungsmäßig gleichwertige CB-Alternative sCB aus TPO verwiesen (vgl. Kapitel 2.7), die sowohl als Übergangs- als auch als Ergänzungstechnologie eine wichtige Rolle für die Ruß- und Reifenindustrie spielen kann.

3 Ökobilanzierung für das chemische Recycling

3.1 Grundlagen der Ökobilanzierung

In der vorliegenden Arbeit wird die Altreifen-Pyrolyse mit Fokus auf die Herstellung von rCB und TPO sowohl aus technologischer als auch aus ökologischer Sicht untersucht. Für die ökologische Bewertung wird eine LCA durchgeführt, deren Grundlagen nach ISO 14040 und 14044 standardisiert sind [182, 183]. Eine LCA analysiert den potenziellen Umwelteinfluss eines Produkts, einer Dienstleistung oder eines Prozesses über den gesamten Lebensweg, von der Rohstoffgewinnung über die Produktion und Nutzung bis hin zum Lebensende (engl.: End-of-Life, EoL) [182, 184].

Werden nur Teilabschnitte des Produktlebensweges betrachtet, kann der Systemumfang einer LCA entsprechend angepasst werden. **Abbildung 3.1** fasst gängige Systemgrenzen zusammen, diese sind [185–187]:

- **Cradle-to-Gate:** Von der Rohstoffgewinnung bis zum Verlassen der Produktionsstätte
- **Cradle-to-Grave:** Von der Rohstoffgewinnung bis zum EoL (gesamter Lebensweg)
- **Gate-to-Gate:** Nur einzelne Teilabschnitte innerhalb des Lebenswegs
- **Gate-to-Grave:** Beschränkt auf Nutzungsphase und EoL

Am Ende des Produktlebenswegs werden sowohl das Recycling von Materialien als auch alle weiteren Abfallbehandlungsverfahren gemäß EU-Abfallrahmenrichtlinie und KrWG [50, 52] (vgl. Kapitel 2.2) grundsätzlich als Teil des EoL berücksichtigt

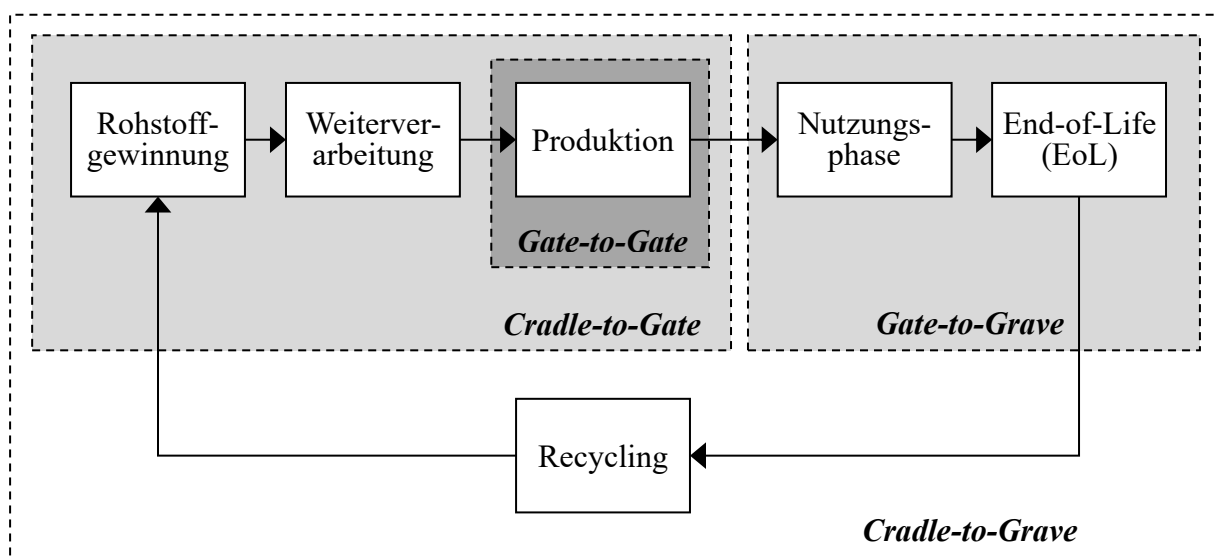


Abbildung 3.1: Systemgrenzen einer Ökobilanz, angepasst nach [185, 186]

Wie **Abbildung 3.2** zeigt, umfasst die Erstellung einer Ökobilanz gemäß ISO 14040 vier Phasen [182]: (1) Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens, (2) Erstellung der Sachbilanz, (3) Wirkungsabschätzung und (4) Auswertung der Ergebnisse.

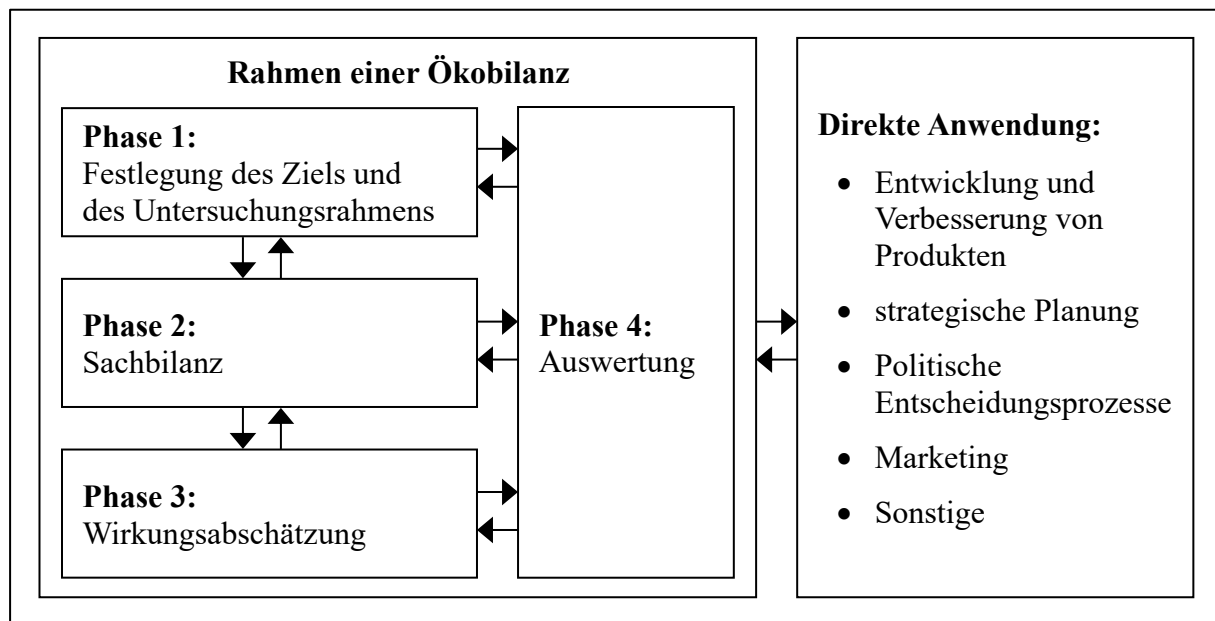


Abbildung 3.2: Rahmen einer Ökobilanz gemäß ISO 14040, angepasst nach [182]

In der ersten Phase werden die Ziele der Ökobilanz sowie der Anwendungszweck und die Zielgruppe definiert. Bei vergleichenden Ökobilanzen ist darüber hinaus eine kritische Prüfung vorzusehen, um die ISO-Konformität der Studie vor einer Veröffentlichung zu gewährleisten [182, 183, 188]. Der Untersuchungsrahmen legt die relevanten Prozesse und Systemgrenzen sowie die Funktion und die funktionelle Einheit des Systems fest, die als Basis für die Datenerhebung dient [182, 189]. Zudem werden Aspekte wie Allokationsverfahren, Auswertungsmethoden, Annahmen, Einschränkungen sowie Anforderungen an die Datenqualität beschrieben [182].

In der zweiten Phase werden alle relevanten Input- und Outputflüsse des Systems in der sogenannten Sachbilanz (engl.: Life Cycle Inventory, LCI) erfasst. Eingangsseitig werden Energien, Ressourcen, Hilfs- und Betriebsstoffe sowie andere physische Ströme berücksichtigt, auf der Ausgangsseite gehen Produkte und Abfälle sowie Emissionen in Luft, Wasser und Boden in die Erfassung mit ein [182, 189]. Um eine hohe Datenqualität und entsprechende Aussagekraft der Studie zu gewährleisten, sollten für die LCI möglichst viele Primärdaten für das untersuchte Produktsystem erhoben werden. Sind keine Primärdaten verfügbar, bieten Datenbanken und Softwaretools (Sekundärdaten) oder Literaturdaten entsprechende Alternativen [184].

Ziel der Wirkungsabschätzung (Phase 3) ist es, die LCI-Daten auf wenige Kennziffern zu reduzieren, um die resultierenden Umweltwirkungen effektiv zu kommunizieren [182]. Dazu

werden die LCI-Ergebnisse über sogenannte Charakterisierungsmodelle mit spezifischen Wirkungskategorien und -indikatoren verknüpft, normiert und somit vergleichbar gemacht [189]. Aufgrund der aktuellen Relevanz wird häufig die Wirkungskategorie „Klimawandel“ (engl.: Climate Change) verwendet, wobei sich das Modell des Weltklimarats (engl.: Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) aus dem derzeit sechsten Sachstandsbericht (engl.: Assessment Report 6, AR6) etabliert hat [189, 190]. Das IPCC AR6-Modell quantifiziert den Wirkungsindikator „Treibhauspotenzial“ (engl.: Global Warming Potential, GWP), der den Beitrag verschiedener THGs zur globalen Erwärmung widerspiegelt und in der normierten Einheit CO₂-Äquivalente (CO₂-eq) angibt. Das GWP misst den Strahlungsantrieb von THGs im Vergleich zur Referenzsubstanz CO₂ mit dem Wert 1 [189, 190] und wird üblicherweise für einen Zeithorizont von 100 Jahren (GWP100) angegeben [184]. LCAs, die nur das GWP quantifizieren, werden nach ISO 14067 als Carbon Footprint (CFP) oder, sofern nur ausgewählte Lebenswegabschnitte betrachtet werden, als Partieller Carbon Footprint (PCFP) bezeichnet [191]. Da THG-Emissionen eine Schlüsselrolle für Klimawandel und Klimaschutz spielen, sind CFP und PCFP bewährte Instrumente zur Optimierung von Produkten und Prozessen, dienen als Marketingwerkzeug für Unternehmen und fungieren als Grundlage politischer Entscheidungen [192–194].

Es sei darauf hingewiesen, dass es neben dem IPCC-Modell weitere etablierte Charakterisierungsmodelle wie ReCiPe [195], TRACI [196], CML [197], Eco-Indicator 99 [198] und Environmental Footprint (EF) [199, 200] gibt, die jeweils unterschiedliche Wirkungsindikatoren wie beispielsweise Ozonabbau, Versauerung, Humantoxizität und Ressourcenverbrauch abbilden. Für zusätzliche Beispiele wird auf ISO/TR 14047 [201] verwiesen, darüber hinaus bietet [189] weiterführende Literatur zu diesem Thema.

In der vierten Phase einer LCA werden die Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung im Hinblick auf die gesetzten Ziele analysiert und bewertet, um daraus Schlussfolgerungen zu ziehen und Handlungsempfehlungen abzuleiten [182]. Außerdem werden üblicherweise Sensitivitätsanalysen durchgeführt, um die berechneten Ergebnisse zu plausibilisieren und den Einfluss von Parametervariationen abzuschätzen. Diese Phase ist eng mit den vorherigen verknüpft und spiegelt damit das iterative Vorgehen der Ökobilanzierung wider, das eine kontinuierliche Anpassung an neue Erkenntnisse und Daten vorsieht (vgl. Abbildung 3.2) [182, 189]. Abschließend sind alle Phasen der LCA in einem Bericht zu dokumentieren, der die Ergebnisse und Schlussfolgerungen für die Zielgruppe verständlich kommuniziert [182].

Für die praktische Umsetzung der Ökobilanzierung stehen neben den normativen Grundlagen zusätzlich Technische Regeln (TR) und Technische Spezifikationen (TS) zur Verfügung [188, 201–203]. Da diese Regelwerke detaillierte Beispiele enthalten, werden im Folgenden nur die wesentlichen Aspekte und Begriffe dargestellt, die für den grundlegenden Aufbau eines Ökobilanzmodells in dieser Arbeit relevant sind.

Wie in **Abbildung 3.3** dargestellt, modelliert eine LCA den Lebensweg eines Produktes als Produktsystem (in der vorliegenden Arbeit synonym auch als „System“ oder „Prozesskette“ bezeichnet). Dieses besteht aus Prozessmodulen (vereinfachend auch „Prozesse“) mit Elementar- und Produktflüssen, die innerhalb der Systemgrenze zur Erfüllung der in Phase 1 definierten Funktion führen. Prozessmodule sind die kleinsten in der LCI betrachteten Einheiten, denen Stoff-, Produkt- und Energieflüsse zu- oder abgeführt werden. Dabei umfassen Stoff- und Produktflüsse Rohstoffe, Zwischenprodukte, Koppelprodukte und Emissionen. Elementarflüsse sind Stoffe oder Energien, die ohne menschliche Vor- oder Nachbehandlung direkt aus der Umwelt entnommen oder in diese abgegeben werden. Produktflüsse beschreiben die Zufuhr oder Abgabe von Produkten zwischen verschiedenen Produktsystemen, wobei sie die Systemgrenzen überschreiten. Flüsse zwischen Prozessmodulen innerhalb eines Produktsystems werden hingegen als Zwischenproduktflüsse bezeichnet [182, 183].

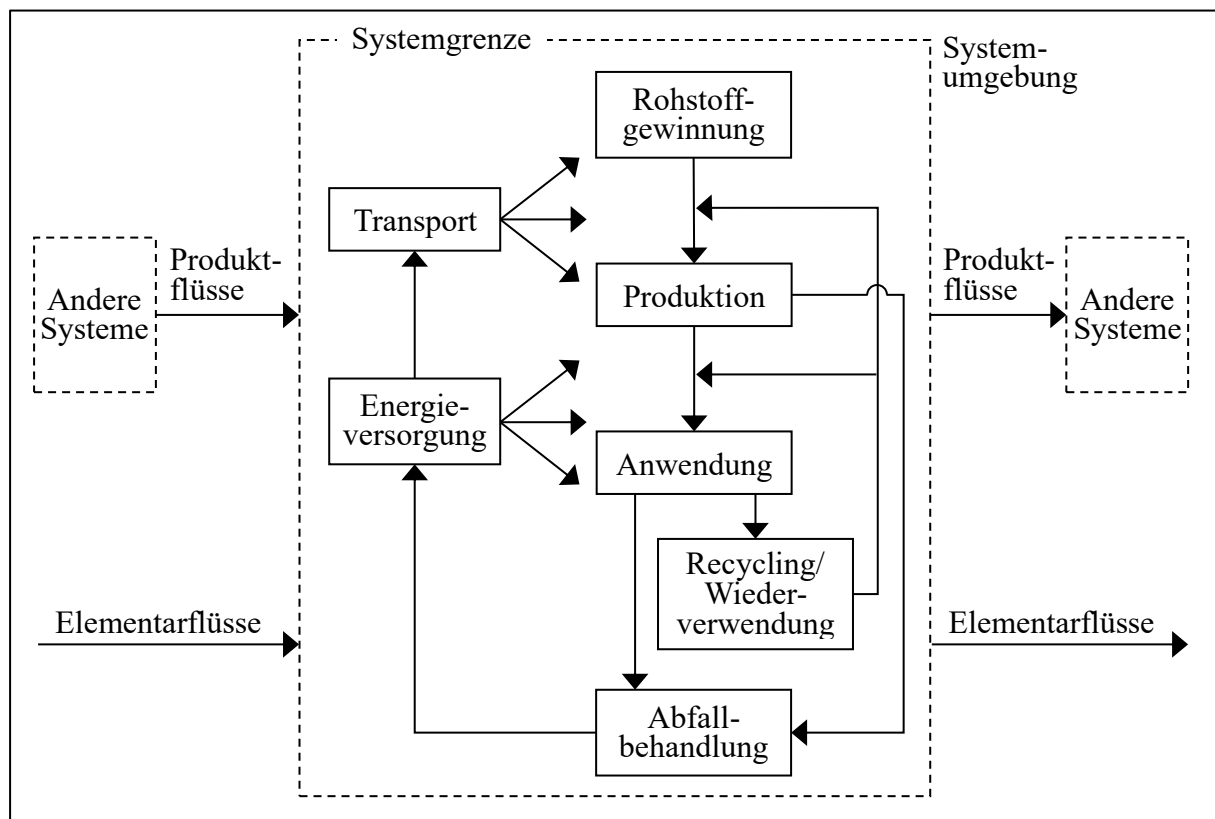


Abbildung 3.3: Beispielhaftes Produktsystem einer Ökobilanz, angepasst nach [182]

Wenn innerhalb einer LCA mehrere Produkte auf denselben Prozess zurückzuführen sind, ist eine Allokation erforderlich [182]. Dabei werden die Umweltbelastungen des gemeinsam genutzten Prozesses, auch Mehrproduktprozess (engl.: multi-output process), auf das untersuchte Produkt und alle weiteren Produkte, sogenannte Koppelprodukte (engl.: co-products), aufgeteilt [204, 205]. Neben Prozessen mit Koppelprodukten gilt dies auch für Wiederverwendung, Recycling und Kaskadennutzung, bei denen die Umweltwirkungen auf mehrere Nutzungszyklen oder Produkte verteilt werden müssen. ISO 14044 gibt eine klare Hierarchie zur Allokation vor (siehe **Abbildung 3.4**).

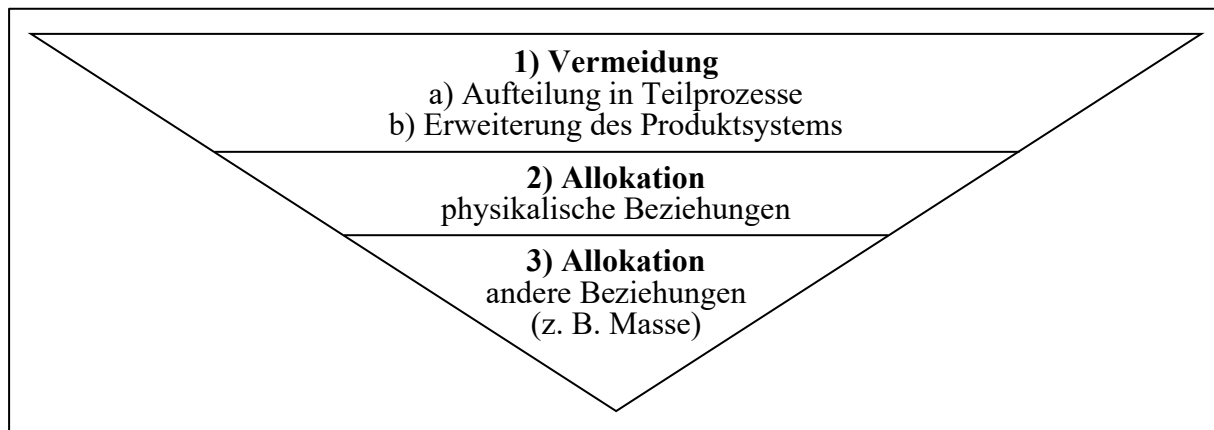


Abbildung 3.4: Allokationshierarchie bei Ökobilanzen nach ISO 14044 [183]

Oberste Priorität hat die Vermeidung von Allokation. Dies erfolgt entweder durch die Aufteilung des Prozesses in Teilprozesse oder durch eine Erweiterung des Produktsystems, bei der die entstehenden Koppelprodukte einbezogen werden. Letzteres berücksichtigt Gutschriften für vermiedene Umweltbelastungen jener Produkte, die durch die Koppelprodukte ersetzt werden [183, 203]. Ist eine Vermeidung nicht möglich, erfolgt die Allokation auf Basis physikalischer Zusammenhänge, also entsprechend messbarer Beziehungen zwischen Inputs, Outputs und Koppelprodukten. Voraussetzung hierfür ist, dass der Anteil des Prozessaufwands, der den einzelnen Produkten zugeordnet wird, messtechnisch ermittelt oder technisch begründet werden kann [183, 203]. Bestehen keine derartigen physikalischen Zusammenhänge, werden die Umweltwirkungen anhand anderer geeigneter Beziehungen wie Masse, Energiegehalt oder ökonomischem Wert verteilt [183].

Die Wahl der Allokationsmethode kann das Ergebnis einer LCA erheblich beeinflussen, insbesondere bei Recyclingprozessen, bei denen Umweltbelastungen (engl.: Burden) und potenzielle Gutschriften (engl.: Credits) methodisch konsistent verteilt werden müssen [206, 207]. Im Zusammenhang mit der Modellierung des chemischen Altreifen-Recyclings durch Pyrolyse wird dieses Thema daher in Kapitel 3.5 weiter vertieft.

3.2 Ökobilanzierung des chemischen Kunststoffrecyclings

Das gestiegene Interesse an der Ökobilanzierung chemischer Recyclingverfahren, insbesondere im Bereich des Kunststoffrecyclings, spiegelt sich in einer Vielzahl aktueller wissenschaftlicher Arbeiten wider. Die Pyrolyse, die eine Rückführung von Kunststoffen in Monomere und Basischemikalien wie Naphtha-Substituten (vgl. Anhang 11.1, Abbildung 11.1) ermöglicht [208], ist dabei das am häufigsten untersuchte Verfahren [27]. Da Ökobilanzen zum chemischen Recycling von Kunststoffen in der wissenschaftlichen Literatur dominieren und zentrale methodische Ansätze sowie Herausforderungen aufzeigen, folgt zunächst eine Übersicht über dieses Themenfeld, bevor in Abschnitt 3.3 der Fokus auf LCAs zum Altreifen-Recycling gelegt wird.

Das systematische Review in [27] identifiziert zwei grundlegende LCA-Ansätze für das chemische Recycling von Kunststoffen. Demzufolge wird unterschieden zwischen vergleichenden Modellen, die das chemische Recycling anderen Entsorgungswegen gegenüberstellen und Kombinationsmodellen, die es als ergänzende Option betrachten. Da werkstoffliches Recycling in vergleichenden Studien meist besser abschneidet, wird chemisches Recycling vor allem als Ergänzung für schwer recycelbare Abfälle empfohlen. Für belastbare Ergebnisse schlagen die Autoren eine zweistufige Modellierung vor, zunächst für Einzeltechnologien, anschließend in Kombination mit anderen Verwertungsstrategien. Im direkten Vergleich der chemischen Verfahren zeigt die Pyrolyse oft die besten Ergebnisse, was möglicherweise durch bessere Datenverfügbarkeit im Vergleich zu anderen Verfahren begünstigt ist. Unabhängig vom LCA-Ansatz werden Sensitivitätsanalysen als entscheidendes Kriterium zur Überprüfung der Belastbarkeit von Ergebnissen hervorgehoben [27].

Nach [209] sollten chemische Recyclingstrategien vorrangig untereinander sowie ohne Systemerweiterungen und Gutschriften verglichen werden, um die reine Prozessleistung der Verfahren zu bewerten. Gleichzeitig wird die mangelnde Konsistenz und unzureichende Dokumentation bisheriger Studien zu Pyrolyseprozessen kritisiert, was die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse erschwert. Aus technologischer Sicht wird der Einsatz regenerativer Energiequellen hervorgehoben, um die Umweltbilanz aller chemischen Recyclingverfahren im Sinne einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft zu verbessern [209].

Auch [28, 210] greifen den Konsistenzgedanken auf und betonen die Forderung nach kohärenten LCA-Studien mit einheitlichen Berichtsstandards. Besonders die große Vielfalt an Pyrolysereaktordesigns und unterschiedlichen Prozessführungen wird dabei als zentrale Herausforderung hervorgehoben, da sie die Vergleichbarkeit und Übertragbarkeit der Studienergebnisse erheblich erschwert. Eine solide und prozessspezifische Datengrundlage gilt in diesem

Zusammenhang als essenziell, um belastbare und realitätsnahe Bewertungen zu ermöglichen. In [28] wird ergänzend zur ökologischen Analyse die Einbeziehung ökonomischer Aspekte vorgeschlagen, um realistische und skalierbare Bewertungen zu gewährleisten. Aufgrund des bereits hohen technologischen Reifegrads des Pyrolyseprozesses regen die Autoren in [210] an, die Recyclingfähigkeit bereits herstellerseitig in der Produktdesignphase zu berücksichtigen und durch strengere regulatorische Vorgaben die Kreislaufführung von Kunststoffabfällen zu fördern.

Die Auswertung konkreter Fallstudien zur Ökobilanzierung des chemischen Kunststoffrecyclings [211–215] zeigt eine erhebliche Bandbreite der berichteten THG-Emissionen und spiegelt damit die Erkenntnisse aus den zuvor beschriebenen Review-Artikeln wider. So variieren die Emissionen der Pyrolyse in der Abfall-Perspektive, abhängig von den jeweiligen Rahmenbedingungen und Modellierungsansätzen, zwischen etwa $-350 \text{ kg CO}_2\text{-eq}$ [212] und $1.162 \text{ kg CO}_2\text{-eq}$ [211] pro Tonne gemischter Kunststoffabfälle. Diese Spanne resultiert maßgeblich aus unterschiedlichen Systemgrenzen, variablen Gutschriften für Koppelprodukte sowie regionalen Unterschieden in der Energieversorgung. Auch für die thermische Kunststoffverwertung zeigt sich eine große Varianz der berichteten Emissionen zwischen etwa $225 \text{ kg CO}_2\text{-eq}$ [213] und $2.990 \text{ kg CO}_2\text{-eq}$ [211] pro Tonne Abfall.

Die Ergebnisse der Produkt-Perspektive werden ebenfalls stark durch die Anrechnung von Gutschriften für Koppelprodukte und in [211] zusätzlich für vermiedene Abfallverbrennung beeinflusst. Die analysierten Studien zeigen, dass Kunststoffe auf Basis von Pyrolyseöl im Vergleich zu Neumaterial auf fossiler Basis eine signifikante Reduktion der THG-Emissionen ermöglichen [211, 212, 215]. Die Emissionswerte für chemisch recyceltes Material liegen dabei zwischen -800 und nahezu $0 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Produkt, während die Herstellung von fossilem Kunststoff (am Beispiel Low-Density Polyethylen, LDPE) etwa $1.890 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Produkt verursacht [211].

Die Ergebnisse einer kombinierten Betrachtung, die sowohl die Kunststoffherstellung als auch die EoL-Behandlung einbezieht, zeigen, dass die Emissionen für den Pfad mit werkstofflichem Recycling etwa $1.990 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Kunststoff, für das chemische Recycling $2.109 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Kunststoff und für die thermische Verwertung $3.650 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Kunststoff betragen [211]. Für weiterführende Details zu dieser Analyse sowie zu den übrigen zitierten Studien sei auf die jeweiligen Literaturstellen verwiesen. Insgesamt soll diese Übersicht aus Review-Artikeln und Fallstudien die hohe Sensitivität der Ökobilanzergebnisse gegenüber methodischen, technologischen und regionalen Rahmenbedingungen verdeutlichen. Daraus ergibt sich, dass

eine harmonisierte Herangehensweise zur Erhebung und Vergleichbarkeit der Studien von höchster Relevanz ist, um fundierte und konsistente Schlussfolgerungen ziehen zu können.

3.3 Ökobilanzierung des Altreifen-Recyclings

Auch für die Altreifenverwertung gilt das chemische Recycling mittels Pyrolyse zur Rückgewinnung von Gas, Öl und rCB als ökologisch vielversprechende Technologie [23, 216]. Dieses Kapitel gibt auf Basis der verfügbaren Literatur einen Überblick über bestehende LCA-Bewertungsansätze und leitet daraus Schlussfolgerungen sowie Entwicklungsbedarfe ab, die als Grundlage für die im Folgenden entwickelte Modellierung dienen.

Die Studie [217] bewertet aus der Abfall-Perspektive (Verwertung von 1 Tonne Altreifen) das GWP100 der thermischen Verwertung von Altreifen in der Müllverbrennungsanlage (MVA), der Brennstoffsubstitution im Zementklinkerprozess sowie des werkstofflichen Recyclings. Die thermische Verwertung erzielt durch Gutschriften für vermiedene Energieerzeugung Netto-Emissionen von $-870 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen, während die Substitution im Zementklinkerprozess $-4 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen und das werkstoffliche Recycling mit $122 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen die höchsten Emissionen verursacht. Insgesamt schneiden die thermischen Verfahren in dieser Studie damit besser ab als die werkstoffliche Verwertung. Dieser Trend ist jedoch nicht konsistent, wie beispielsweise der Review-Artikel [218] zeigt, in dem durchschnittliche Reduktionen von $-748 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen für thermische und $-901 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen für mechanische Verfahren angegeben werden.

In [219] wurde eine folgenorientierte (engl.: consequential) LCA zur Mitverbrennung von Altreifen in Zementwerken durchgeführt und mit dem werkstofflichen Recycling zu Gummigranulat für Asphalt und Kunstrasen (für Kunstrasen seit 2023 in der EU verboten [85]) verglichen. Für die Substitution von Energie und Rohstoffen in Zementwerken sowie für die vermiedene Bitumen- und Polymerherstellung wurden entsprechende Gutschriften berücksichtigt. Zusammenfassend ergibt sich, dass die Mitverbrennung zu einer Netto-Reduktion von $-796 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen führt. Das werkstoffliche Recycling erzielt mit Einsparungen zwischen -1.892 und $-1.922 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen hingegen eine deutlich höhere Umweltentlastung.

Die vergleichende Analyse [220] stellt die potenziellen Umweltwirkungen des werkstofflichen Recyclings (Ambientvermahlung), der Devulkanisation und der Pyrolyse zur Verwertung von Altreifen gegenüber. Die Auswertung nach dem Charakterisierungsmodell Eco-Indicator 99 [198] enthält zwar keine konkreten GWP-Angaben, zeigt jedoch, dass die Pyrolyse die geringsten Umweltwirkungen aufweist, gefolgt von der Devulkanisation und der Ambientvermahlung.

Die in [221] beschriebene LCA zu EoL-Behandlungsoptionen für Altreifen in den USA vergleicht das werkstoffliche Recycling zu Gummigranulat für Asphalt mit der thermischen Verwertung in Zementöfen. Die Modellierung berücksichtigt Gutschriften für die Substitution fossiler Brennstoffe und neuer Kautschuke sowie die Einsparung von Eisenerz. Das Netto-Ergebnis der werkstofflichen Verwertung weist mit einem GWP von $-1.480 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen eine etwa dreimal bessere THG-Bilanz auf als die thermische Verwertung mit $-500 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen.

In einer Fallstudie aus [118] wird die Pyrolyse von Altreifen in einer türkischen Pilotanlage bei 400°C mittels des Charakterisierungsmodells CML-IA baseline (V3.00) bewertet. Die Systemgrenzen umfassen die mechanische Aufbereitung sowie die Pyrolyse zu Koks, Öl und Gas, wobei das gereinigte Gas zur energetischen Eigenversorgung genutzt wird. Zur Vermeidung von Allokation werden durch eine Systemerweiterung Gutschriften für die Koppelprodukte Öl (als Dieselerersatz), Koks (als CB-Ersatz) und Stahl (als Neustahlersatz) vergeben. Das GWP100 zeigt ein Netto-Gesamtergebnis von $-510 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen.

Im Rahmen der Studie [222] wird die Runderneuerung von Reifen untersucht, wobei der PCFP (Cradle-to-Gate) von runderneuertem Reifen mit dem von Neureifen verglichen wird. Für die Neureifenproduktion basieren die Daten auf Literaturangaben [29], die Daten zur Runderneuerung wurden vom Netzwerk „Allianz Zukunft Reifen“ (AZuR) erhoben. Die Auswertung zeigt, dass ein runderneuerter PKW-Reifen am Werksausgangstor (Gate) etwa $12 \text{ kg CO}_2\text{-eq}$ pro Reifen verursacht, während ein Neureifen mit rund $33 \text{ kg CO}_2\text{-eq}$ pro Reifen etwa dreimal so hohe THG-Emissionen aufweist. Bei LKW-Reifen reduziert sich der PCFP durch die Runderneuerung von etwa $200 \text{ kg CO}_2\text{-eq}$ pro Reifen auf $65 \text{ kg CO}_2\text{-eq}$ pro Reifen, was ebenfalls einer Verringerung um rund zwei Drittel entspricht. Diese Einschätzung wird durch [93] bestätigt, wobei für runderneuerte LKW-Reifen ein PCFP von etwa $60 \text{ kg CO}_2\text{-eq}$ pro Reifen und eine Reduktion um 74 % gegenüber Neureifen berichtet werden. Hauptursachen für die Emissionsminderung sind der vermiedene Rohstoffeinsatz und die reduzierten Emissionen bei der Herstellung [222]. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass es sich hierbei lediglich um eine grobe Einordnung der Runderneuerung handelt und die Ergebnisse je nach individueller Reifenzusammensetzung und Herstellungsprozess (vgl. Kapitel 2.5) erheblich variieren können.

Nach den Ergebnissen von [30] verringern sowohl die thermische Verwertung mit Energierückgewinnung ($-1.110 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen) als auch das werkstoffliche Recycling zu Bodenmatten ($-1.320 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen) und Stahldraht ($-142 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen) die Umweltlast der Altreifenverwertung. Die Reduktionen beim werkstofflichen Recycling werden

dabei hauptsächlich durch Gutschriften für die Substitution von Synthesekautschuk und Stahl erzielt. Bedingt durch den Einsatz von Synthesekautschuk für die Lauffläche weist die Rundenerneuerung in dieser Studie insgesamt das höchste GWP auf, gefolgt von der werkstofflichen Verwertung zu modifiziertem Asphalt ($667 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen), bei der der Verbrauch von Flüssigasphalt, Kies und Diesel nur teilweise durch die Rückgewinnung von Synthesekautschuk kompensiert wird [30].

Die Autoren der Studie [223] bewerten die Umweltauswirkungen der gesamten Lieferkette von Autoreifen in Thailand, einschließlich der EoL-Behandlung von Altreifen durch Pyrolyse zu rCB, Öl, Stahl und Pyrolysegas. Die Analyse ergibt ein GWP von $-1.420 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen für den Pyrolyseprozess, wobei die Gutschrift für die Substitution von herkömmlichem CB einen wesentlichen Beitrag zur Minderung der THG-Emissionen leistet. Es wird in der Dokumentation explizit darauf hingewiesen, dass die Datenverfügbarkeit, insbesondere für die EoL-Behandlung von Reifen, stark eingeschränkt ist, was die Aussagekraft der Ergebnisse beeinträchtigt.

In [224, 225] wird die Pyrolyse von Altreifen mit der Mitverbrennung in Zementwerken und MVAs sowie dem werkstofflichen Recycling zu Gummigranulat-Infill verglichen. Die Modellierung des Pyrolyseprozesses basiert größtenteils auf Primärdaten der Pyrum Innovations AG (Dillingen/Saar, Deutschland). Abzüglich von Gutschriften für die Substitution von CB, Stahl und Energie aus der Pyrolysegasverbrennung ergibt sich ein negatives Netto-GWP von $-703 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen. Bei zusätzlicher Abwärmenutzung erhöht sich dieser Wert auf $-965 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen [224, 225]. Im Vergleich dazu erzielt die Mitverbrennung in Zementwerken eine Netto-Einsparung von $-309 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen, wohingegen die thermische Verwertung in MVAs aufgrund der Verbrennungsemissionen $679 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen verursacht. Die werkstoffliche Verwertung zu Infill zeigt je nach Substitutionsprodukt Einsparungen zwischen $-834 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen (EPDM-Substitution) und $-1.468 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen (TPE-Substitution). Damit identifiziert die Studie die Pyrolyse insgesamt als umweltfreundlichste Option. Dabei heben Sensitivitätsanalysen aus der Abfall-Perspektive (Verwertung von $1,0 \text{ t}$ Altreifen) die zentrale Bedeutung der rCB-Ausbeute sowie des PCFP des substituierten CB (angesetzt mit $2.390 - 3.300 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ CB) als Basis für die Höhe der Gutschrift hervor [224, 225].

3.4 Literaturbasierte Erkenntnisse als Grundlage der Modellentwicklung

Die Literaturrecherche zur Ökobilanzierung des chemischen Kunststoffrecyclings zeigt, dass die Pyrolyse sowohl im Vergleich zu anderen chemischen Recyclingverfahren als auch zur thermischen Verwertung in vielen Fällen die umweltfreundlichste Option darstellt [211, 214, 215]. Im Vergleich zum werkstofflichen Recycling von Kunststoffen fällt das GWP der Pyrolyse insgesamt etwas höher aus [27, 211]. Für Kunststoffe sollte das pyrolytische Recycling daher nicht als Ersatz, sondern als sinnvolle Ergänzung des werkstofflichen Recyclings betrachtet werden. Dies gilt vor allem für schwer recycelbare Kunststoffabfälle, die nicht werkstofflich verwertet werden können [27, 209].

Hinsichtlich des Altreifen-Recyclings zeigen die in der Literatur verfügbaren LCA-Ansätze, dass die Pyrolyse, vor allem durch die Substitution von konventionellem CB durch rCB, ein hohes Potenzial zur THG-Reduktion bietet (durchschnittlich $-965 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen). Da konventionelles CB maßgeblich zum CFP eines Reifens beiträgt, kann rCB die Emissionen in der Reifenherstellung deutlich verringern [118, 223, 224]. Dabei hängt die tatsächliche Reduktion stark vom PCFP des ersetzten CB sowie der rCB-Ausbeute der Pyrolyse ab, die wiederum durch die Zusammensetzung der Altreifen beeinflusst wird [224].

Wie **Abbildung 3.5** veranschaulicht, weist die Pyrolyse im Vergleich zur thermischen Verwertung meist eine günstigere THG-Bilanz auf, da die Gutschriften für die Koppelprodukte (rCB, Pyrolyseöl, Energie und teilweise auch Metall) in der Regel höher ausfallen als der Ersatz fossiler Brennstoffe in MVAs oder Zementwerken [118, 221, 224]. Innerhalb der thermischen Verwertung wird die Verbrennung in Zementwerken aufgrund der effizienteren Energie- und zusätzlichen Materialnutzung positiver bewertet als in MVAs [217, 219, 224]. Insgesamt fällt auf, dass die THG-Bilanzen der thermischen Verwertung sehr stark variieren (-1.100 [30] bis $679 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen [224]), sodass sich kein eindeutiger Trend hinsichtlich der Klimawirkung ableiten lässt.

Das werkstoffliche Altreifen-Recycling weist im Vergleich zur Pyrolyse ähnliche [224] bis tendenziell leicht günstigere THG-Bilanzen auf. Gegenüber der thermischen Verwertung schneidet es meist deutlich besser ab, insbesondere bei der Nutzung von Gummigranulat in Asphalt oder als Infill [219, 221, 224]. Allerdings zeigen auch die Ergebnisse des werkstofflichen Recyclings erhebliche Schwankungen (-1.922 [219] bis $122 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen [217]), sodass, in Abhängigkeit der Gutschriften, in Einzelfällen auch die thermische Verwertung vorteilhafter sein kann [226]. Nach der Abfallhierarchie [50, 52] hat das Recycling jedoch

grundsätzlich Vorrang vor der Verbrennung. Gleiches gilt für die Runderneuerung, deren THG-Emissionen stets im Kontext ihrer übergeordneten Stellung in der Abfallhierarchie zu bewerten sind.

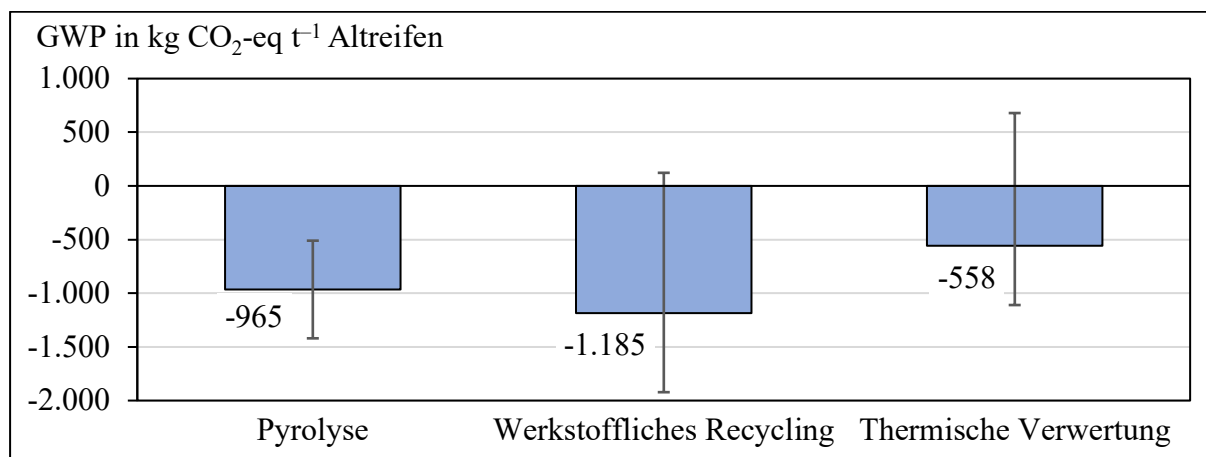


Abbildung 3.5: GWP-Literaturdurchschnittswerte der Pyrolyse (Mittelwert aus [118, 223, 224]) sowie der Thermischen Verwertung und des Werkstofflichen Recyclings (jeweils Mittelwert aus [30, 217–219, 221, 224]), Fehlerbalken: Minima und Maxima der genannten Literaturquellen

Zusammenfassend offenbart die Analyse bestehender LCAs zum chemischen Kunststoff- und Altreifen-Recycling erhebliche methodische Unterschiede und eine eingeschränkte Datenverfügbarkeit, insbesondere im Hinblick auf belastbare Primärdaten. Gerade diese sind jedoch von zentraler Bedeutung, da spezifische Faktoren wie Reaktordesign, Produktverteilung und -qualität, Prozessführung und technologische Rahmenbedingungen entscheidenden Einfluss auf die Umweltwirkungen und somit die Aussagekraft der LCA-Ergebnisse haben (vgl. [28, 210]). Häufig ist ein geringer Detaillierungsgrad zu beobachten, wobei transparente Angaben zu Software, Datenbanken, Charakterisierungsmodellen und Wirkungsindikatoren fehlen. Im Zusammenhang mit der Ergebnisdarstellung bleiben Angaben zu biogenem CO₂ häufig völlig unberücksichtigt. Zudem mangelt es an klaren Kriterien zur Unterscheidung zwischen Koppelprodukten und Abfällen sowie der darauf aufbauenden Allokation. Ebenso fehlen einheitliche Regelungen zum Umgang mit Energie- und Materialrückgewinnung sowie zur Vergabe entsprechender Gutschriften. Die meisten Studien konzentrieren sich auf eine rein abfallorientierte Perspektive, während produktbezogene Ansätze zur Bestimmung der PCFPs von Sekundärrohstoffen wie rCB und TPO im zirkulären Kontext bislang fehlen.

Aus den genannten Erkenntnisse lassen sich klare Anforderungen an zukünftige Studien ableiten. Besonders relevant sind eine konsistente methodische Vorgehensweise, klar definierte

Systemgrenzen, eindeutige Unterscheidungskriterien für Produkte und Abfälle sowie transparente und nachvollziehbare Allokationsregeln. Ebenso sind klare Vorgaben für Abfallbehandlungsprozesse (einschließlich Energie- und Materialrückgewinnung) und die Berechnung von Gutschriften (PCFPs der substituierten Produkte) erforderlich. Die Aussagekraft der Ergebnisse muss durch gezielte Sensitivitätsanalysen, etwa zum Einfluss regenerativer Energiequellen bei energieintensiven Verfahren wie der Pyrolyse, abgesichert werden. Besonders wichtig ist die Generierung und Nutzung valider Primärdaten, die mithilfe technologiespezifischer Prozessmodelle die tatsächlichen Einflussgrößen wie Reaktordesign, Prozessführung sowie Produktverteilung und -qualität realitätsnah abbilden. Ergänzend zur abfallorientierten Betrachtung ist die Integration produktbezogener Modelle zur Bestimmung der PCFPs der Pyrolyseprodukte entscheidend. Nur so ist es möglich, potenziellen Anwendern bereits in der Designphase eine ökologische Produktoptimierung auf Basis valider Daten zu ermöglichen und gezielt Anreize für den Einsatz von Rezyklaten zu schaffen. Diese Anforderungen bilden die Grundlage für die weitere Bearbeitung und Entwicklung eines belastbaren Bewertungsrahmens der Altreifen-Pyrolyse.

3.5 Modellierungsansätze für das pyrolytische Altreifen-Recycling

In den Kapiteln 3.2 bis 3.4 wurde anhand bisheriger Ansätze deutlich, dass bei LCAs zum Altreifen-Recycling Entwicklungsbedarf hinsichtlich einer konsistenten Modellierung besteht. In dieser Arbeit wird daher ein Ökobilanzmodell für die Prozesskette der Altreifen-Pyrolyse zur rCB- und TPO-Herstellung entwickelt, das sowohl die anerkannten normativen LCA-Grundlagen (vgl. Kapitel 3.1) als auch relevante Regelwerke zur Modellierung von EoL-Recyclingprozessen berücksichtigt. Ein besonderer Fokus liegt dabei auf der Allokationsmethodik, die das LCA-Ergebnis durch konsistente Verteilung von Umweltlasten und Gutschriften entscheidend beeinflusst [206, 207]. Dies beinhaltet den Umgang mit Koppelprodukten und Abfällen, wobei zur Differenzierung auf den Entscheidungsbaum nach [227, 228] in Anhang 11.3, **Abbildung 11.9**, verwiesen wird. Für Koppelprodukte gelten grundsätzlich die in Kapitel 3.1 dargestellten Allokationsregeln gemäß ISO 14044 [183]. Bei Abfällen schreibt die Norm keine spezifischen oder standardisierten Methoden vor, sondern fordert eine dokumentierte, transparente und nachvollziehbare Vorgehensweise. Im Regelfall kann die auf Koppelprodukte angewendete Allokationslogik auch auf Abfälle übertragen werden, sofern dies sachgerecht erscheint [206].

Vor allem für die Modellierung von Abfallbehandlungs- und Recyclingsystemen ist eine präzise und konsequente Allokation der Umweltbelastungen unerlässlich, um Doppelzählungen und Verzerrungen an den Systemgrenzen zu vermeiden. Dabei müssen die Emissionen aller

recyclingbezogenen Prozessmodule angemessen zwischen dem materialbereitstellenden und dem materialnutzenden Produktsystem verteilt werden [183, 191]. In den folgenden Abschnitten werden dazu etablierte Modellierungsansätze vorgestellt, miteinander verglichen und in einer konsolidierten Methodenmatrix zur Integration in das LCA-Modell zusammengeführt.

Um die verschiedenen Ansätze zur Allokation in der Praxis einzuordnen, ist es sinnvoll, zunächst die grundlegenden Prinzipien der Allokation im Recyclingkontext zu betrachten. Dabei ist zu beachten, dass Allokation nur dann notwendig ist, wenn ein Material das System verlässt und in ein anderes Produktsystem eingeht. Für interne Kreisläufe (Internal Loop, IL), bei denen ein Material innerhalb eines Produktsystems wiederverwendet wird, ohne dieses zu verlassen, ist keine Allokation erforderlich [183]. Erst wenn das Material das Produktsystem verlässt und in ein anderes System überführt wird, wird eine Allokation der Umweltwirkungen relevant.

Wie in **Abbildung 3.6** dargestellt, unterscheidet ISO 14044 bei Allokation lediglich zwischen den beiden grundlegenden Ansätzen Closed Loop (CL) und Open Loop (OL) [183]. Beim CL-Ansatz wird ein Material innerhalb desselben oder eines anderen Produktsystems recycelt, ohne dass sich seine inhärenten Eigenschaften verändern [182]. In diesem Fall kann die Allokation durch eine Erweiterung des Produktsystems (vgl. Abbildung 3.4) vermieden werden. Dabei werden die Systemgrenzen derart verschoben, dass die THG-Emissionen des Recyclings in das System integriert werden und gleichzeitig eine Gutschrift für die vermiedenen Emissionen der Primärmaterialgewinnung erfolgt [183, 191]. Der OL-Ansatz kommt hingegen zur Anwendung, wenn das Material in anderen Produktsystemen wiederverwertet wird und sich dabei seine Eigenschaften verändern [183, 203]. In diesem Fall ist eine Allokation zur sachgerechten Aufteilung der Umweltwirkungen zwischen den beteiligten Produktsystemen erforderlich.

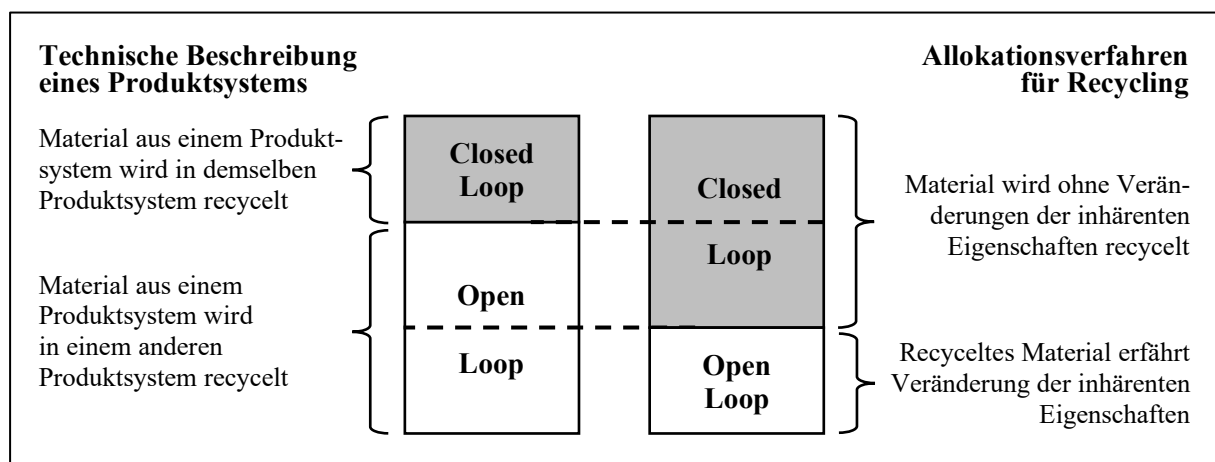


Abbildung 3.6: Differenzierung zwischen technischer Beschreibung eines Produktsystems und Allokationsverfahren für das Recycling, angepasst nach [183, 203]

Für die tatsächliche Umsetzung haben sich in der industriellen und wissenschaftlichen Praxis vor allem zwei Methoden zur ökobilanziellen Modellierung von Recyclingprozessen etabliert: der "Cut-Off"-Ansatz und der "Avoided Burden"-Ansatz [206, 229–231]. Im Folgenden werden die beiden Ansätze hinsichtlich ihrer Vorgehensweise bei der Zuweisung und Vermeidung von Umweltbelastungen näher erläutert.

3.5.1 Der „Cut-Off“-Ansatz

Der Cut-Off-Ansatz berücksichtigt den Einsatz von Recyclingmaterial bei der Herstellung von Produkten [229], weshalb er auch als „Recycled-Content“-Ansatz bezeichnet wird [189]. Wie **Abbildung 3.7** zeigt, werden die Emissionen der Primärmaterialherstellung vollständig dem Produktsystem zugeordnet, das mit Neumaterial arbeitet (Produktsystem 1). Die Emissionen des Recyclings hingegen werden ausschließlich dem Produktsystem zugeordnet, das die Sekundärrohstoffe verwendet (Produktsystem 2) [189, 229, 230]. Die Systemgrenze wird beim Cut-Off-Ansatz in der Regel vor der Abfallsammlung gezogen, sodass die Umweltauswirkungen durch Sammlung und Transport bereits dem Recyclingprozess zugerechnet werden [207, 229]. Abfälle, die ins Recycling gelangen, gelten als unbelastet (engl.: burden free) und übernehmen keine Umweltlasten aus der Primärproduktion oder der Nutzung des vorherigen Produktsystems [207]. Bei der Deponierung von Materialanteilen am EoL werden die entsprechenden Emissionen immer dem abfallverursachenden System zugeschrieben [229].

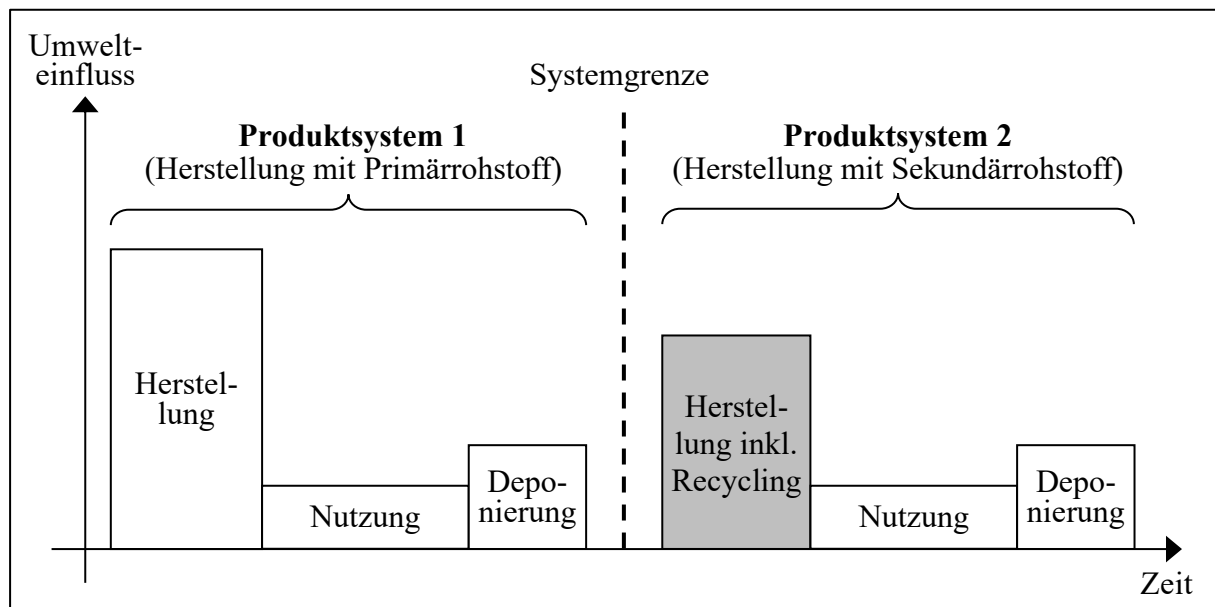


Abbildung 3.7: Cut-Off-Ansatz, angepasst nach [229, 230]

In Anlehnung an [189] lässt sich der Cut-Off-Ansatz für die Bilanzierung von THG-Emissionen mathematisch durch Gleichung (3.1) darstellen. Die Größen EM und em bezeichnen dabei die Gesamt- bzw. spezifischen Emissionen eines Rohstoffs (z. B. in den Einheiten $\text{kg CO}_2\text{-eq}$ bzw. $\text{kg CO}_2\text{-eq kg}^{-1}$) und stellen Umweltwirkungen (keine Massen) dar.

$$EM_i = m_{PRI, \text{ein}, i} \cdot em_{PRI, i} + m_{SEK, \text{ein}, i} \cdot em_{SEK, i} + m_{DPN, \text{aus}, i} \cdot em_{DPN, i} \quad (3.1)$$

mit

- EM_i = Gesamtemissionen des Rohstoffs i
- $m_{PRI, \text{ein}, i}$ = Masse des Primärrohstoff-Inputs i
- $em_{PRI, i}$ = Spezifische Emissionen des Primärrohstoffs i
- $m_{SEK, \text{ein}, i}$ = Masse des Sekundärrohstoff-Inputs i
- $em_{SEK, i}$ = Spezifische Emissionen des Sekundärrohstoffs i
- $m_{DPN, \text{aus}, i}$ = Masse des Rohstoff-Outputs i zur Deponie
- $em_{DPN, i}$ = Spezifische Emissionen der Deponierung des Rohstoffs i

Die Gesamtemissionen EM_i aus der Herstellung und Entsorgung des in einem Produkt eingesetzten Rohstoffs i ergeben sich aus der Summe der spezifischen Emissionen em bei der Herstellung der im Produkt verwendeten Primär- und Sekundärrohstoffmengen, zuzüglich der spezifischen Emissionen aus der Deponierung des am Ende des Produktlebenszyklus nicht recycelten Materialanteils. Der Begriff „Emissionen“ umfasst im erweiterten Sinn allgemeine Umweltwirkungen, die im Rahmen einer LCA, abhängig von den jeweils betrachteten Wirkungskategorien und -indikatoren, bilanziert werden. Unter der Prämisse, dass die spezifischen Emissionen des Recyclings geringer sind als die der Primärrohstoffproduktion, zeigt diese Korrelation, dass die Umweltwirkungen eines Materials oder Produkts durch Erhöhung des Sekundärrohstoffanteils sowie Verringerung des Anteils an Deponierung am Lebensende reduziert werden können [189, 229, 230].

3.5.2 Der „Avoided Burden“-Ansatz

Der Avoided Burden-Ansatz, auch als EoL-Ansatz bekannt, fokussiert die potenzielle Recyclingfähigkeit von Produkten und Materialien am Ende ihres Lebenszyklus [229]. Im Gegensatz zum Cut-Off-Ansatz, der die Umweltwirkungen des Recyclings dem Folgesystem zuordnet, integriert der Avoided Burden-Ansatz den Recyclingprozess noch in das System, das den Abfall erzeugt (siehe **Abbildung 3.8**).

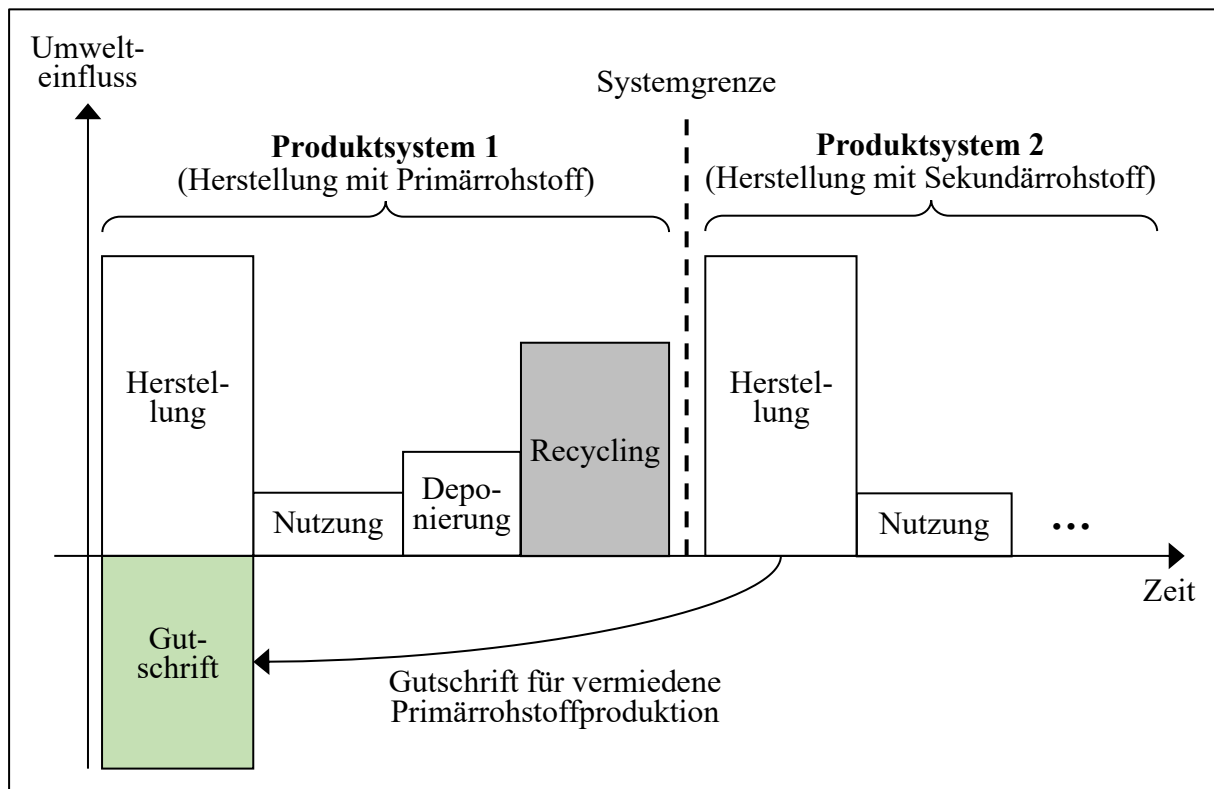


Abbildung 3.8: Avoided Burden-Ansatz, angepasst nach [229, 230]

Die Methodik berücksichtigt den positiven Umweltnutzen, der durch die Rückgewinnung von Sekundärrohstoffen am Ende eines Produktsystems entsteht [206]. Die vermiedenen Umweltlasten der entsprechenden Primärproduktion werden dem ursprünglichen Produktsystem (Produktsystem 1) als Gutschrift angerechnet. Diese Gutschrift wird ausschließlich für den Anteil des Materials vergeben, der am Lebensende tatsächlich recycelt wird und dadurch Primärmaterial im Folgesystem ersetzt. Erst im letzten Lebenszyklus, wenn das Material nicht mehr recycelt wird und endgültig und vollständig aus dem Kreislauf entfernt wird (beispielsweise durch Deponierung oder thermische Verwertung), entfällt diese Gutschrift [229]. Um Doppelzählungen zu vermeiden, trägt das analysierte Produktsystem stets die Umweltauswirkungen der Primärrohstoffproduktion, unabhängig von der Verwendung recycelter Materialien [189, 230].

Basierend auf [189] kann der Avoided Burden-Ansatz mathematisch als folgender Ausdruck dargestellt werden:

$$\begin{aligned}
 EM_i = & (m_{PRI, ein, i} + m_{SEK, ein, i}) \cdot em_{PRI, i} \\
 & + m_{SEK, aus, i} \cdot (em_{SEK, aus, i} - em_{PRI, i}) \\
 & + m_{DPN, aus, i} \cdot em_{DPN, i}
 \end{aligned} \tag{3.2}$$

mit

$$\begin{aligned}
 m_{SEK, aus, i} &= \text{Masse des am Ende des Lebenszyklus zur Wieder-} \\
 &\quad \text{verwendung bereitgestellten Sekundärrohstoffs } i \\
 em_{SEK, aus, i} &= \text{Spezifische Emissionen des Recyclings zur Herstellung des} \\
 &\quad \text{Sekundärrohstoffs } i
 \end{aligned}$$

Die Gesamtemissionen EM_i ergeben sich somit aus der Summe der Emissionen der Primärmaterialherstellung sowie der Emissionen aus Recycling und Deponierung am Lebensende, ergänzt um eine Gutschrift für die durch Recycling vermiedene Primärproduktion. Dadurch werden die Umweltwirkungen durch die Rückführung von Materialien in den Produktionskreislauf berücksichtigt. Die Gesamtemissionen können somit durch eine hohe Recyclingrate und gute Recyclingfähigkeit des Materials am Ende des Lebenszyklus reduziert werden.

3.5.3 Ansätze nach „Together for Sustainability“

Einen weiteren methodischen Rahmen für die ökobilanzielle Modellierung von Abfallbehandlungs- und Recyclingprozessen bieten die Leitlinien von „Together for Sustainability“ (TfS) [228], einer Initiative der chemischen Industrie zur Etablierung gemeinsamer Nachhaltigkeitsstandards in der Lieferkette [232]. Mit ihren branchenspezifischen Empfehlungen zur Berechnung des CFP im Chemiesektor sind sie auch für das chemische Recycling durch Pyrolyse relevant und werden daher in dieser Arbeit berücksichtigt. Im Folgenden werden die TfS-Modellierungsansätze für Abfallbehandlung und Recycling, die zwischen Szenarien mit Energie- und Materialrückgewinnung unterscheiden, näher erläutert.

3.5.3.1 Szenarien mit Energierückgewinnung

Wird Energie aus Abfallbehandlungs- und Recyclingprozessen direkt innerhalb der Systemgrenze genutzt, also wenn ein IL-Ansatz nach ISO 14044 vorliegt (vgl. Kapitel 3.5), sind die entsprechenden Umweltwirkungen ohne Allokation in die Bilanz einzubeziehen. Verlässt die

erzeugte Energie jedoch die Systemgrenze, muss allokiert werden. Dazu sind nach TfS drei mögliche Ansätze zulässig [228]:

- Cut-Off
- Substitution
- Reverse Cut-Off

Der Cut-Off-Ansatz entspricht im Wesentlichen den in Kapitel 3.5.1 beschriebenen Kriterien. Bei der Auswahl und Interpretation der Methodik ist jedoch zu beachten, dass die Abfallströme gemäß TfS-Guidelines explizit an der Systemgrenze abgeschnitten werden. Dementsprechend werden alle Verwertungsemissionen vollständig dem System zugerechnet, das die daraus gewonnene Energie nutzt.

Der Substitutionsansatz nach TfS entspricht in seiner Logik dem in Kapitel 3.5.2 behandelten Avoided Burden-Ansatz, wird jedoch ausschließlich auf Verwertungsprozesse mit Energierückgewinnung angewendet. Die Umweltbelastungen der Abfallbehandlung, einschließlich aller vorbereitenden Schritte und der eigentlichen Verbrennung, werden vollständig dem abfallerzeugenden System zugeordnet. Die zurückgewonnene Energie erhält einen eigenen CFP-Wert, der dem eines Referenzsystems zur Erzeugung derselben Energiemenge entspricht und dem nutzenden System als Belastung zugewiesen wird. Das nutzende System profitiert daher nicht ökologisch von der Energierückgewinnung. Stattdessen erhält das abfallerzeugende System eine Gutschrift in Höhe der vermiedenen Umweltbelastung des Referenzsystems, analog zur Materialgutschrift beim Avoided Burden-Ansatz. Zu beachten ist, dass der CFP der zurückgewonnenen Energie maßgeblich von der Wahl des Referenzsystems abhängt [228].

Als dritte Methode führt TfS den sogenannten Reverse Cut-Off-Ansatz ein, der die Umweltauswirkungen von Abfallbehandlungsprozessen vollständig dem abfallerzeugenden Produktsystem zuordnet. Zurückgewonnene Energieströme fließen anschließend ohne Umweltlasten als Input in nachfolgende Produktsysteme ein. Durch die verursachergerechte Zuordnung sämtlicher Verbrennungsemissionen zum abfallverursachenden System schafft diese Methode prinzipiell Anreize zur Abfallvermeidung [228].

3.5.3.2 Szenarien mit Materialrückgewinnung

Bei Recyclingprozessen mit Materialrückgewinnung ist nach TfS, in Einklang mit ISO 14044 [183] und den international anerkannten Leitlinien des Greenhouse Gas (GHG)-Protokolls [233], zunächst zu prüfen, ob eine Allokation durch Aufteilung in Teilprozesse vermieden werden kann. Ist eine Allokation zwingend erforderlich, sollte weiterhin geprüft werden, ob

branchen- oder produktspezifische Leitlinien oder Produktkategorieregeln (engl.: Product Category Rules, PCR) mit konkreten Modellierungsvorgaben existieren. Diese hierarchisch abgestufte Vorgehensweise ist auch auf globaler Ebene im sogenannten "Pathfinder Framework", einem übergeordneten Leitfaden zur Ökobilanzierung des World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), vorgesehen [234]. Liegen keine entsprechenden PCR vor, so ist nach TfS einer der beiden folgenden Modellierungsansätze anzuwenden [228]:

- Cut-Off
- Upstream System Expansion (USE)

Alle in Kapitel 3.5.1 beschriebenen Elemente des Cut-Off-Ansatzes gelten auch für die Modellierung von Recyclingprozessen mit Materialrückgewinnung nach TfS. Dabei werden sämtliche Umweltbelastungen der vorbereitenden Schritte (wie Sammlung, Transport, Sortierung) sowie des eigentlichen Recyclingprozesses dem System zugerechnet, das den Sekundärrohstoff herstellt und verwendet. Der Abfallinput in den Recyclingprozess gilt als unbelastet, sodass keine Umweltlasten aus vorherigen oder nachfolgenden Lebenszyklen berücksichtigt werden. Um den tatsächlichen Umweltnutzen des Recyclings zu quantifizieren, sollte im Report der Referenzwert des ersetzten Primärmaterials separat angegeben werden [228]. Nach den Modellierungsprinzipien des GHG-Protokolls sollte Cut-Off als bevorzugte Allokationsmethode angewendet werden, wenn ein OL-Ansatz vorliegt [233].

Für bestimmte Recyclingprozesse mit Materialrückgewinnung lässt TfS den USE-Ansatz als Alternative zum Cut-Off-Ansatz zu, um die ökologischen Vorteile von recyceltem Material darzustellen. Dies ist jedoch nur zulässig, wenn ein Kriterienkatalog gemäß TfS erfüllt wird, der im Wesentlichen eine neue Recyclingtechnologie mit erwarteten Effizienzsteigerungen sowie einen gesellschaftlichen Nutzen durch reduzierte THG-Emissionen voraussetzt (siehe Anhang 11.3, **Tabelle 11.11**) [228].

Bei der Modellierung weist der USE-Ansatz alle im Recycling anfallenden Belastungen dem recycelten Sekundärmaterial zu. Zur Berechnung des CFP eines chemisch recycelten Produkts wird der Effekt der vermiedenen EoL-Behandlung abgezogen. Die Gutschrift basiert auf dem konterfaktischen Szenario, also der Annahme, welche Entsorgungsoption ohne chemisches Recycling zum Einsatz gekommen wäre. Bei schwer recycelbaren Abfallströmen, die üblicherweise verbrannt werden, sind die vermiedenen Emissionen der durch chemisches Recycling ersetzten Verbrennung abzuziehen. Fehlen spezifische Entsorgungsdaten, kann der nationale Entsorgungstechnologiemix als Grundlage für die Gutschrift der vermiedenen EoL-Behandlung herangezogen werden [228].

Abbildung 3.9 veranschaulicht die Vorgehensweise des USE-Ansatzes anhand eines Beispiels. Für Produktsystem 1, das Primärmaterial verwendet, ergibt sich ein PCFP₁ (Cradle-to-Gate) von 2 kg CO₂-eq. Im Gegensatz dazu beträgt der PCFP₂ (Cradle-to-Gate) für Produktsystem 2, das Recyclingmaterial einsetzt und den USE-Ansatz anwendet, nur –1 kg CO₂-eq. Der CFP₁ (Cradle-to-Grave) für Produktsystem 1 liegt bei 6 kg CO₂-eq, während der CFP₂ (Cradle-to-Grave) für Produktsystem 2 unter Anwendung des USE-Ansatzes nur 3 kg CO₂-eq beträgt.

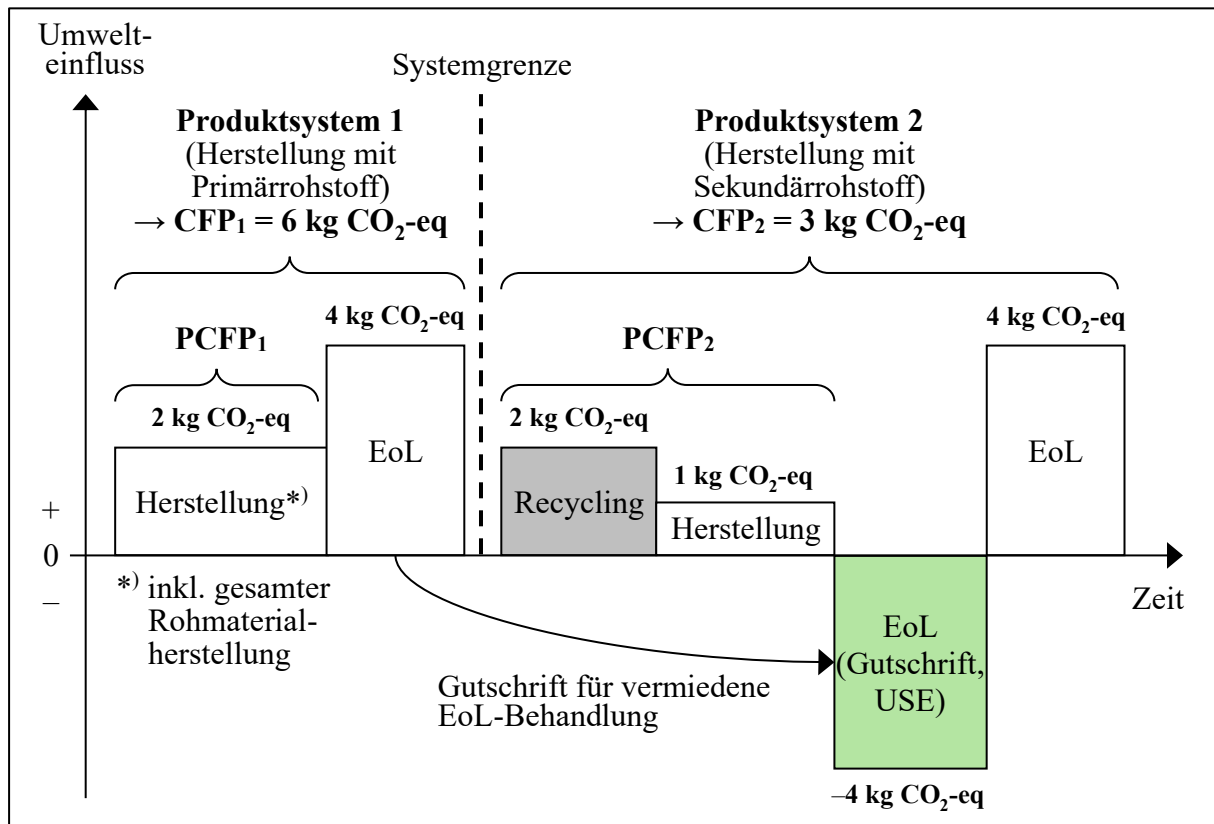


Abbildung 3.9: USE-Ansatz (TfS) mit Berechnungsbeispiel, auf Grundlage von [228]

Der USE-Ansatz ermöglicht es insgesamt, die Vorteile neuer und vielversprechender Recyclingtechnologien hervorzuheben und gleichzeitig den Fokus auf die Vermeidung weniger effizienter EoL-Methoden zu legen, selbst wenn diese außerhalb der betrachteten Cradle-to-Gate-Systemgrenzen liegen [228].

3.5.4 Produktkategorieregeln für "Reifen"

Wie oben bereits erwähnt, haben PCR gemäß Pathfinder Framework Vorrang hinsichtlich der Vorgaben zur Allokation [234]. Für die Produktkategorie „Reifen“ existieren spezifische PCR, die für die vorliegende Arbeit von besonderer Relevanz sind und im Folgenden näher erläutert werden. Die Regeln legen die Anforderungen an eine ISO-konforme LCA zur objektiven und vergleichbaren Bewertung von Reifen fest. Sie gelten für Reifen von PKW, LKW, Bussen, Flugzeugen, Geländefahrzeugen und Motorrädern, nicht jedoch für Fahrradreifen und Reifen nichtmotorisierter Fahrzeuge [235].

Für Recyclingprozesse am Lebensende wird der Cut-Off-Ansatz angewendet. EoL-Stoffströme, die wiederverwendet oder recycelt werden, verlassen die Systemgrenze somit ohne Umweltlasten oder Gutschriften. Lediglich die Deponierung und Verbrennung ohne Energierückgewinnung werden einschließlich möglicher Vorbehandlungen vollständig nach dem Verursacherprinzip (engl.: Polluter Pays Principle, PPP) angerechnet (vgl. Kapitel 3.5.1). Ein aktives Rücknahme- und Recyclingprogramm für Altreifen, das die Deponierung oder Verbrennung ohne Energierückgewinnung ersetzt und somit den Umwelteinfluss reduziert, kann entsprechend anteilig auf Basis der tatsächlichen Recyclingquote berücksichtigt werden. Im Einklang mit dem Cut-Off-Ansatz nach TfS (vgl. Kapitel 3.5.3.1) wird die thermische Verwertung mit Energierückgewinnung am EoL aus der Systemgrenze ausgeschlossen [235].

Die Modellierung von Recyclingprozessen erfolgt über den Einsatz von Rezyklaten in der Reifenproduktion und wird nach dem klassischen Cut-Off-Ansatz [230] abgebildet. Die Umweltwirkungen der Rezyklatherstellung werden dabei vollständig und ohne Gutschriften dem nachgelagerten System zugeordnet, das die Recyclingrohstoffe verwendet [235]. Damit sind die Umweltlasten stets im PCFP von Sekundärrohstoffen enthalten. Sind diese im Vergleich zu Primärmaterialien ökologisch vorteilhaft, wirkt sich dies entsprechend positiv auf die Produkte der Reifenhersteller aus.

Hinsichtlich des Umgangs mit Koppelprodukten sehen die PCR die Massenallokation als Standardmethode vor. Eine ökonomische Allokation ist nur bei signifikant abweichenden Ergebnissen und nach einer Sensitivitätsanalyse zulässig. In einem aktuellen Überarbeitungsentwurf der PCR [236] wird außerdem eine neue Entscheidungshierarchie vorgeschlagen. Demnach ist die Allokation gemäß ISO 14044 [183] zunächst möglichst durch Prozessaufteilung zu vermeiden. Ist dies nicht möglich und handelt es sich bei einem Koppelprodukt um Energie, ist eine Systemausweitung durch Substitution anzuwenden, sofern Funktion, substituierter Produktionspfad und tatsächliche Nutzung des Energie-Koppelprodukts eindeutig definiert werden können.

Ist eine Allokation erforderlich, ist das ökonomische Wertverhältnis der Koppelprodukte maßgeblich. Liegt dieses Verhältnis bei höchstens fünf, erfolgt die Allokation auf Basis anderer Beziehungen, beispielsweise der Masse. Bei einem Wertverhältnis über fünf ist die ökonomische Allokation anzuwenden. Diese neuen Allokationsregeln gelten jedoch ausschließlich für Koppelprodukte aus Produktionsprozessen und nicht für Abfälle oder EoL-Prozesse. Für diese gilt weiterhin der oben beschriebene Cut-Off-Ansatz. Da es sich bei den zuvor genannten Aspekten um einen Entwurf [236] handelt, bleibt abzuwarten, inwiefern diese Vorgaben in der finalen PCR-Aktualisierung tatsächlich übernommen werden.

3.5.5 Gegenüberstellung und Ableitung einer Methodenmatrix

Die in 3.5.1 bis 3.5.4 vorgestellten Ansätze zur Modellierung von Recyclingprozessen wurden nach internationaler Verbreitung und Anerkennung sowie Relevanz und Eignung für die Anforderungen dieser Arbeit ausgewählt. Im Folgenden werden die Methoden systematisch gegenübergestellt, um daraus eine Methodenmatrix für das Ökobilanzmodell des Altreifen-Recyclings mit besonderem Fokus auf die pyrolytische rCB- und TPO-Herstellung abzuleiten.

Die verschiedenen Modellierungsmethoden weisen spezifische Vor- und Nachteile auf und unterscheiden sich hinsichtlich Komplexität, Normkonformität und Allokationslogik. Ihre konkrete Ausgestaltung hängt maßgeblich vom angewandten Regelwerk ab, im vorliegenden Fall primär von der ISO-Normenreihe (ISO 14040, 14044 und 14067), TfS und den PCR für Reifen. Besonders deutlich werden diese Unterschiede beim Cut-Off-Ansatz. Während ISO keine methodischen Details für die Umsetzung vorgibt, schreiben TfS und PCR explizit für die Thermische Verwertung mit Energierückgewinnung (TVER) vor, die Verbrennungsemissionen aus den Systemgrenzen auszuschließen und vollständig dem energienutzenden System zuzuordnen. Beim Reverse Cut-Off-Ansatz nach TfS wird die TVER hingegen nach dem PPP ausschließlich dem abfallerzeugenden System zugewiesen. Aus der Perspektive der Materialrückgewinnung fördert der Cut-Off-Ansatz zwar den Einsatz von Rezyklaten, bietet jedoch keine Anreize für effiziente oder innovative EoL-Verwertungswege. Der Reverse Cut-Off-Ansatz nach TfS weist stattdessen die Recyclinglasten verursachergerecht zu und stellt dem Nutzer-System lastenfreie Energie bereit. Dies reduziert allerdings gleichzeitig die Anreize des Nutzers, den Energieverbrauch zu reduzieren.

Auch beim Avoided Burden- und beim Substitutionsansatz ergeben sich relevante Unterschiede. Substitution nach TfS konzentriert sich allein auf Gutschriften für Energierückgewinnung und verteilt die Lasten auf beide Systeme, ist jedoch komplex in der Anwendung und erfordert eine sorgfältige Wahl des Referenzsystems. Dagegen berücksichtigt Avoided Burden

[229, 230] auch die Materialrückgewinnung, betont Recyclingfähigkeit sowie recyclinggerechtes Produktdesign, setzt aber nur geringe Anreize für den Rezyklateinsatz.

Die USE-Methode nach TfS berücksichtigt vermiedene Emissionen durch Recycling und kann Vorteile neuer Technologien aufzeigen, ist jedoch komplex in der Anwendung und mit hohem Dokumentationsaufwand sowie sensibler Datenabhängigkeit verbunden. Zudem kann das Ergebnis negativ ausfallen und dadurch der irreführende Eindruck entstehen, dass eine Erhöhung der Produktionsmenge die Umweltbelastung verringert. Eine vergleichende Übersicht aller Modellierungsansätze findet sich in **Tabelle 3.1** auf der folgenden Seite.

Tabelle 3.1: Gegenüberstellung der Modellierungsansätze

		Cut-Off	Avoided Burden	Substitution	Reverse Cut-Off	USE
Kurzbeschreibung		Gängiger allgemeiner Ansatz, fördert Rezyklateinsatz	Gängiger allgemeiner Ansatz, fördert Recyclingfähigkeit	TfS spezifisch, nur für Abfallbehandlung mit Energierückgewinnung		TfS spezifisch, nur für Abfallbehandlung mit Materialrückgewinnung (in Sonderfällen)
Zuteilung der Belastungen des Recyclings		Folgesystem (Nutzer), teils Unterschiede bei TVER ¹⁾	Abfallverursachendes System (Verursacher)	Verursacher und Nutzer	Verursacher	Nutzer
Zuteilung der Gutschriften des Recyclings		Verursacher profitiert, da Nutzer alle Lasten trägt	Verursacher erhält Gutschrift für vermiedene Primärproduktion	Verursacher erhält Gutschrift für vermiedene Primärproduktion (nur Energie)	Nutzer erhält zurückgewonnene Energien ohne Belastungen	Nutzer erhält Gutschrift für vermiedene EoL-Behandlung
Vorteile		Einfache Anwendung, hohe Verbreitung, konform mit gängigen Standards (siehe unten)	Betont Recyclingfähigkeit, fördert recyclinggerechtes Produktdesign, bietet Anreize zur Abfallreduzierung, gilt allgemein für Energie- und Materialrückgewinnung	Anreiz zur Abfallbehandlung mit Energierückgewinnung statt ohne, fördert Einsatz regenerativer Energie beim Nutzer (indirekt auch Abfallreduzierung beim Verursacher)	Anreiz zur Abfallreduzierung durch verursachergerechte Zuordnung, Anreiz zum Einsatz zurückgewonnener Energien	Betont ökologische Vorteile neuer Recyclingtechnologien und fördert deren Ausbau, Vermeidung und Substitution weniger effizienter EoL-Methoden
Nachteile		Kein Anreiz zu hochwertigen Recyclingpfaden oder Abfallreduzierung, teils unterschiedlich genaue Angaben für TVER ¹⁾	Reduzierte Motivation für Rezyklateinsatz, da Fokus auf EoL-Gutschrift, Ergebnis stark abhängig vom Referenzsystem (Energie, Material)	Gilt nur für Energierückgewinnung, CFP der zurückgewonnenen Energie stark von der Wahl des Referenzsystems abhängig, teils komplexere Anwendung	Kein Anreiz zur Energie-reduzierung, keine Unterscheidung zu regenerativen Energien	Anforderungskatalog muss erfüllt werden (siehe 3.5.3.2), Datengrundlage zur vermiedenen EoL-Behandlung erforderlich, komplexere Bearbeitung und erhöhter Dokumentationsaufwand, Ergebnis kann negativ werden
Konformität	ISO	✓	✓	✓	✓	✓ ³⁾
	TfS	✓	✗ ²⁾	✓	✓	✓
	PCR Reifen	✓	✗	✗	✗	✗

¹⁾ Thermische Verwertung mit Energierückgewinnung (TVER) nach TfS und PCR Reifen explizit außerhalb der Systemgrenzen [228, 235], keine exakte Vorgabe zur Umsetzung nach ISO 14044 [183].

²⁾ Materialgutschriften nach TfS nur anwendbar, wenn betroffene Koppelprodukte auf einer von TfS geführten Liste („positive list“) aufgeführt sind und die Anwendung dadurch freigegeben ist, Details siehe [228].

³⁾ TfS-spezifische Ausprägung der Systemerweiterung nach ISO 14044 [183, 228].

Neben den vorgestellten Regelwerken sei ergänzend darauf hingewiesen, dass das ASTM D36-Normenkomitee derzeit an einem regulatorischen Rahmen für die Ökobilanzierung der rCB-Herstellung durch Altreifen-Pyrolyse arbeitet [237]. Zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Arbeit existierten jedoch noch keine verbindlichen Vorgaben. In der Fachdiskussion bezüglich der Ausgestaltung eines solchen Rahmens werden unter anderem die Behandlung des in der mechanischen Aufbereitung abgetrennten Stahls als Koppelprodukt (Massenallokation) sowie mögliche Gutschriften für überschüssige Energie aus der Pyrolysegasverbrennung (Substitutionsansatz) thematisiert. Da diese Ansätze bislang nicht standardisiert sind, werden sie in der LCA dieser Arbeit ausschließlich als Option im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse berücksichtigt (siehe Kapitel 7.2.4.4). Nach Verabschiedung entsprechender ASTM-Richtlinien sollte deren konkrete Ausgestaltung im Hinblick auf eine Harmonisierung mit bestehenden Regelwerken kritisch geprüft und in zukünftigen Studien berücksichtigt werden.

Die Methodenauswahl für das vorliegende Modell orientiert sich an den aktuellen internationalen Standards (vgl. Tabelle 3.1). Basierend auf den PCR für Reifen wird der Cut-Off-Ansatz als Standard („Base Case“) für die Modellierung festgelegt. Dieses Vorgehen steht im Einklang mit dem WBCSD Pathfinder Framework [234], dem GHG-Protokoll [233], den TfS-Guidelines [228] und den relevanten ISO-Normen [182, 183, 191]. Für die konsistente Bilanzierung komplexer EoL-Verwertungssysteme reicht eine allgemeingültige Anwendung des Cut-Off-Ansatzes jedoch nicht aus, da innerhalb von Recyclingprozessen zusätzliche Allokationsprobleme auftreten können. Dies ist besonders relevant, wenn neben der Materialrückgewinnung auch eine Energierückgewinnung durch die Verbrennung von Abfallfraktionen erfolgt. Für solche Konstellationen fordert ISO 14044 eine ergänzende Ausarbeitung, ohne die methodische Umsetzung näher zu konkretisieren. Um sowohl die übergeordnete EoL-Allokation als auch spezifische untergeordnete Allokationsfälle auf Prozessebene konsistent abzubilden, wird für das LCA-Modell der Altreifen-Pyrolyse konsequent zwischen Vorgaben für Material- und Energierückgewinnung differenziert. Dadurch ist die Allokationsvorgehensweise für sämtliche Prozessmodule einheitlich und nachvollziehbar geregelt.

Um über das Basisszenario hinaus die Unterschiede der LCA-Ergebnisse in Abhängigkeit von der jeweils angewandten Methodik aufzuzeigen, wird die in **Tabelle 3.2** dargestellte Methodenmatrix zur Integration in das Ökobilanzmodell eingeführt. Diese Matrix berücksichtigt neben dem Base Case weitere relevante Modellierungsansätze in insgesamt vier unterschiedlichen Szenarien. Jedes Szenario ist zudem in zwei Varianten unterteilt, wobei Variante a ohne Implementierung des USE-Ansatzes (exkl. USE) und Variante b mit Implementierung des USE-Ansatzes (inkl. USE) bilanziert wird. Diese Differenzierung verdeutlicht, inwieweit die

Berücksichtigung der durch Pyrolyse vermiedenen Altreifenverbrennung nach TfS Einfluss auf die Ergebnisse nimmt. Alle Szenarien werden in Kapitel 7 detailliert ausgewertet und miteinander verglichen.

Tabelle 3.2: Methodenmatrix für das Ökobilanzmodell

		Szenario 1 (Base Case)		Szenario 2		Szenario 3		Szenario 4	
Variante		1a	1b	2a	2b	3a	3b	4a	4b
Energie- rückgewinnung		Cut-Off		Reverse Cut-Off		Substitution		Substitution	
Material- rückgewinnung (Stahl)		Cut-Off		Cut-Off		Cut-Off		Materialgut- schrift (Avoided Burden)	
USE-Ansatz		✗	✓	✗	✓	✗	✓	✗	✓
Koppelprodukte		Allokation auf Basis der Masse		Allokation auf Basis der Masse		Allokation auf Basis der Masse		Allokation auf Basis der Masse	
Konfor- mität	ISO	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	TfS	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✗ ¹⁾	✗ ¹⁾
	PCR Reifen	✓	✗	✗	✗	✗	✗	✗	✗

¹⁾ Materialgutschriften nach TfS nur anwendbar, wenn betroffene Koppelprodukte auf einer von TfS geführten Liste („positive list“) aufgeführt sind und die Anwendung dadurch freigegeben ist, Details siehe [228].

4 Gesamtmodell für die Altreifen-Pyrolyse

Die Literaturrecherche in den Kapiteln 3.3 und 3.4 zeigt, dass die Pyrolyse von Altreifen zur Rückgewinnung von rCB, Gas und TPO ein vielversprechender Recyclingansatz mit hohem ökologischem Potenzial ist, der vor allem auf der Substitution fossiler Rohstoffe beruht. Gleichzeitig wird deutlich, dass methodische Inkonsistenzen sowie unzureichende Datengrundlagen bislang eine belastbare und vergleichbare Ökobilanzierung des Verfahrens und der Sekundärrohstoffe erschweren. Zur Schließung dieser Forschungslücken wird im Rahmen dieser Dissertation ein kombiniertes Modell entwickelt, das die gesamte Prozesskette der Altreifen-Pyrolyse detailliert abbildet und auf Basis belastbarer Primärdaten die resultierenden Produkte als Bausteine einer zirkulären Wertschöpfung ökobilanziell bewertet. Der schematische Aufbau dieses Gesamtmodells ist in **Abbildung 4.1** dargestellt.

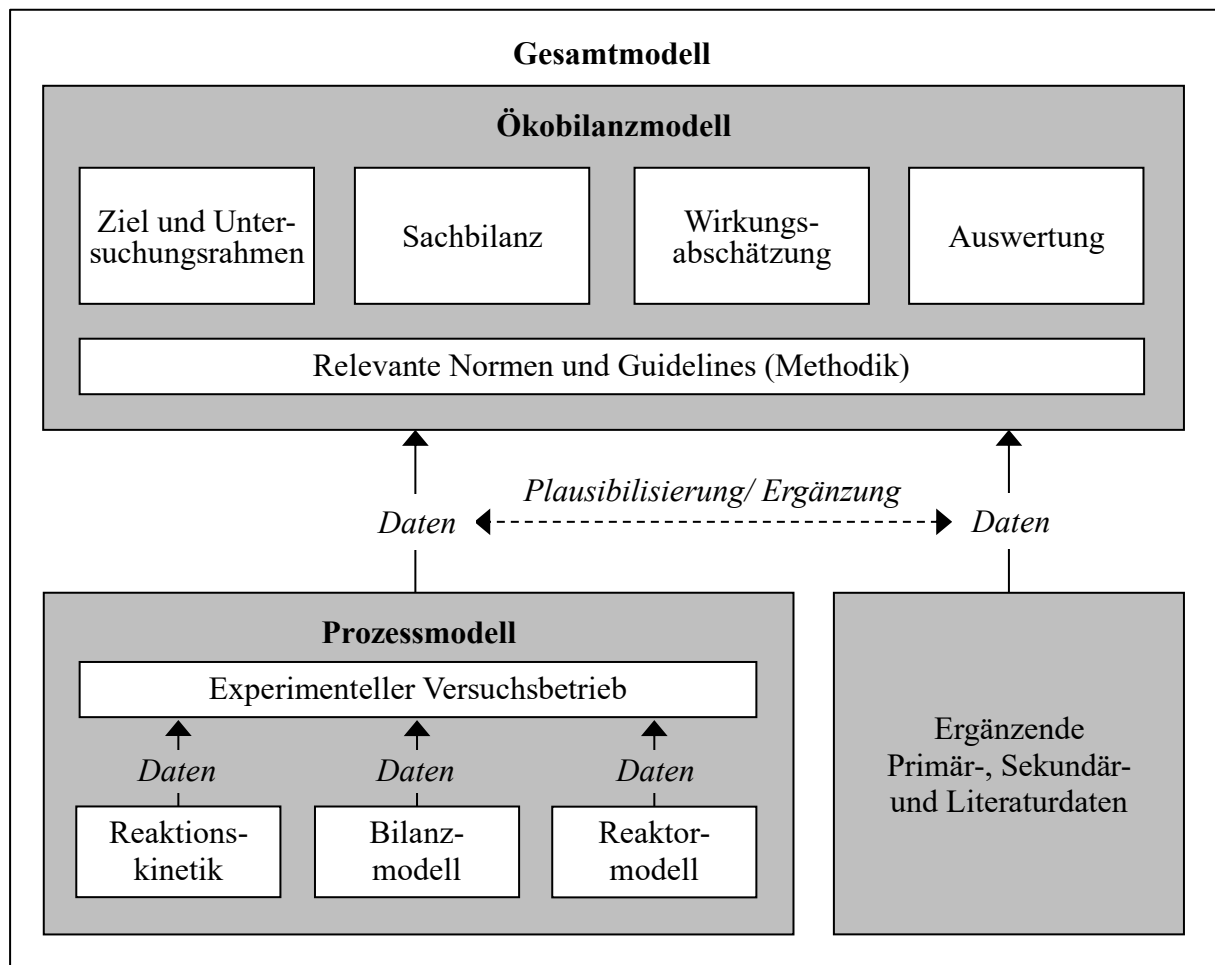


Abbildung 4.1: Schematischer Aufbau des Gesamtmodells

Für den Modellaufbau wurde ein Top-Down-Ansatz in Kombination mit einer modularen Vorgehensweise gewählt. An übergeordneter Stelle steht das Ökobilanzmodell, in dem alle

relevanten Daten zur Bewertung der Umweltwirkungen der Altreifen-Pyrolyse zusammenfließen. Die Ökobilanz gibt somit vor, welche Daten im Rahmen der weiteren Teilmodelle zu ermitteln sind. Um dies festzulegen, wird das in Abbildung 2.10 vorgestellte Fließschema als verfahrenstechnische Grundlage für den Recyclingprozess herangezogen. Demnach sind Daten für die folgenden Hauptprozessmodule erforderlich:

- Mechanische Aufbereitung von Altreifen zu Gummigranulat, Stahl und Gewebe
- Pyrolyse des Gummigranulats zu den Produkten Raw rCB, Gas und TPO
- Weiterverarbeitung/ Nutzung der Pyrolyseprodukte

Da sich der Pyrolyseprozess und die daraus resultierenden Produkte je nach Technologie und Prozessparametrierung deutlich unterscheiden können, ist die Erhebung belastbarer Primärdaten für eine ökologische Bewertung essenziell. Diese Daten beschreiben die verfahrenstechnischen Kennzahlen der Prozessmodule und bilden die Grundlage für eine aussagekräftige, technologiespezifische LCA. Für die Datenerhebung wird daher ein Prozessmodell entwickelt, das den Pyrolyseprozess vereinfacht, aber ausreichend genau abbildet und zugleich die Identifikation optimaler Betriebspunkte in Abhängigkeit des jeweiligen Prozessziels (z. B. Maximierung der rCB-Ausbeute oder Minimierung des Energieeinsatzes) ermöglicht. Die daraus abgeleiteten optimalen Parameter fließen in die Ökobilanz ein und ermöglichen eine kombinierte technologische und ökologische Optimierung. Das Prozessmodell setzt sich aus drei miteinander verknüpften Komponenten zusammen:

- 1) Reaktionskinetik: stofflicher Umsatz der Edukte
- 2) Reaktormodell: physikalischer Materialtransport durch den Reaktor
- 3) Bilanzmodell: Massen- und Energiebilanzen

Aufbauend auf den Modellrechnungen werden Experimente im Labor- und im halbtechnischen Maßstab durchgeführt und durch laboranalytische Untersuchungen zur Charakterisierung der Edukte und Produkte begleitet. Dadurch sollen die Modellrechnungen validiert und unter Berücksichtigung von Upscaling-Effekten belastbare Primärdaten generiert werden, die anschließend in das LCA-Modell einfließen. Die experimentelle Datenerhebung umfasst:

- Analyse des Edukts (Gummigranulat aus Altreifen)
- Massenbilanz und Ausbeute der Pyrolyseprodukte (rCB, Gas, TPO)
- Analyse des Pyrolysekoks
- Analyse des Pyrolysegas (Menge, Zusammensetzung, Energiegehalt)
- Massen- und Energiebilanz des Pyrolyseprozesses sowie Medienverbrauch

Zur weiteren Plausibilisierung des Prozessmodells und der experimentell erhobenen Daten sowie zur Schließung von Datenlücken, insbesondere für experimentell nicht erfasste Prozessschritte wie die mechanische Aufbereitung der Altreifen, werden ergänzend Primärdaten einer großtechnischen Pyrolyseanlage (Pyrum Innovations AG, Dillingen/Saar, Deutschland [224, 225]) herangezogen und mit Literaturdaten abgeglichen. Dadurch ergibt sich insgesamt eine detailliert abgebildete Prozesskette der Altreifen-Pyrolyse, die auf Basis einer validen Datengrundlage belastbar ökobilanziell bewertet werden kann.

Im Rahmen des kombinierten Ansatzes werden die spezifischen Prozessdaten so aufbereitet, dass eine integrierte LCA-Bewertungsstruktur sowohl für das pyrolytische Recycling (Abfall-Perspektive) als auch die daraus hervorgehenden Sekundärrohstoffe (Produkt-Perspektive) entsteht. Wie **Abbildung 4.2** zeigt, wird dies anhand einer mehrstufigen Einordnung der Altreifen-Pyrolyse in den Kontext der Kreislaufwirtschaft umgesetzt. Dabei erfolgt auf Ebene I ein Vergleich mit bisherigen Recyclingpfaden (PY, WR, TV und RE, vgl. Kapitel 2.4), auf Ebene II die Gegenüberstellung von TPO mit FF für die CB-Herstellung im Furnace-Prozess und auf Ebene III eine Differenzierung zwischen konventionellem CB sowie den alternativen Recyclingrußen rCB und sCB aus TPO.

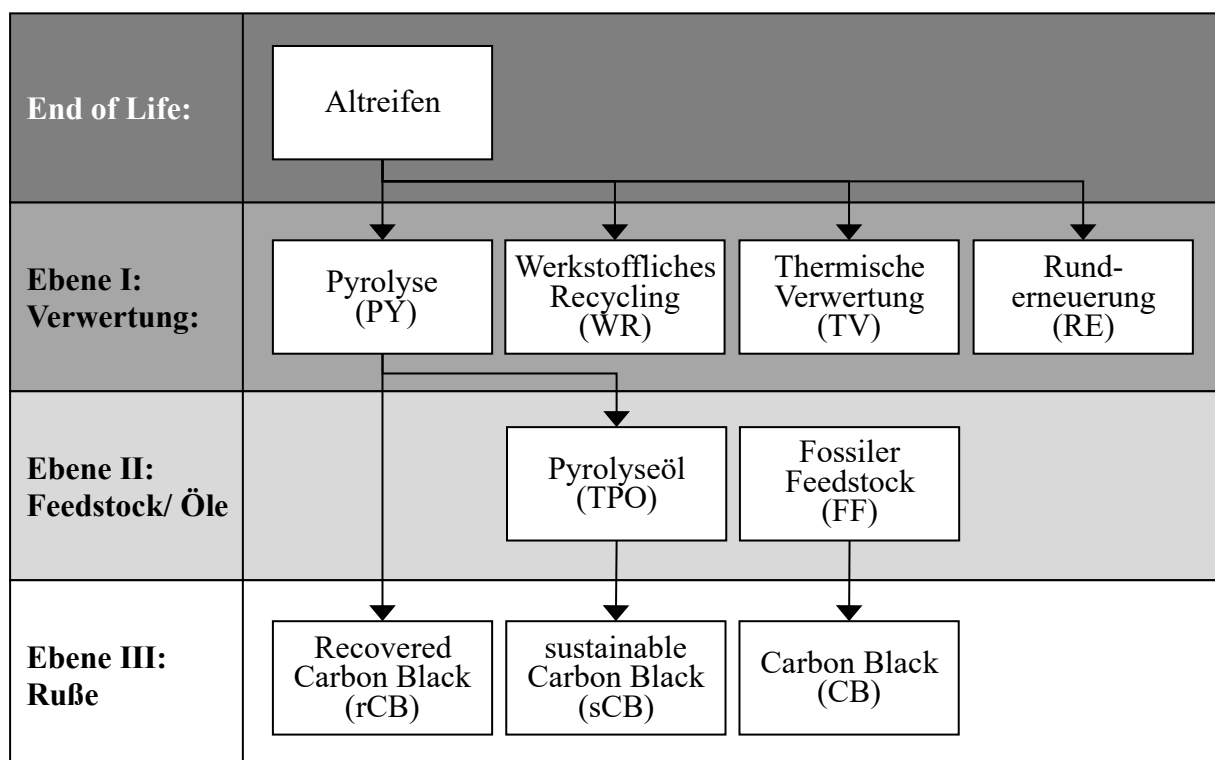


Abbildung 4.2: Ökobilanzieller Betrachtungsrahmen (Fokus: Produkt-Perspektive auf Ebene II und Ebene III)

Das vorgestellte Gesamtmodell greift die in der Literaturrecherche identifizierten Optimierungspotenziale auf (vgl. Kapitel 3.4) und integriert die Prozessmodellierung sowie die Versuchsdaten als belastbare Primärdatengrundlage in die Ökobilanz. Darüber hinaus werden die zentralen Einflüsse relevanter methodischer LCA-Ansätze systematisch erfasst und deren Auswirkungen auf die Ergebnisse der Ökobilanzierung vergleichend dargestellt (vgl. Methodmatrix in Tabelle 3.2). Durch die enge Kopplung von Prozessmodell und Ökobilanz ermöglicht das entwickelte Modell eine kombinierte technologische und ökologische Optimierung der Prozesskette und leistet einen wesentlichen Beitrag zur Weiterentwicklung der ökologischen Bewertung von Sekundärrohstoffen aus der Altreifen-Pyrolyse. Zugleich bietet der Ansatz ein übertragbares Konzept, das perspektivisch als Blaupause für die Bewertung und Optimierung weiterer industrieller Prozessketten im Sinne der Kreislaufwirtschaft dienen kann.

5 Prozessmodell

Die Pyrolyse kann mit unterschiedlichen Technologien und verfahrenstechnischen Schwerpunkten durchgeführt werden (vgl. Kapitel 2.7). Dies wirkt sich maßgeblich auf die ökobilanzielle Bewertung aus. Um eine fundierte LCA-Grundlage zu schaffen, wird der Pyrolyseprozess im Rahmen des in Kapitel 4 beschriebenen Gesamtmodells vereinfacht, jedoch hinreichend genau abgebildet. Die Modellierung erfolgt durch die Kopplung dreier Teilmodelle, welche den Stoffumsatz (Reaktionskinetik), die Transport- und Vermischungsvorgänge im Reaktor (Reaktormodell) sowie die Energie- und Massenbilanzen (Bilanzmodell) abdecken. In Kombination mit experimentellen Untersuchungen (Kapitel 6) entsteht so eine belastbare Primärdatengrundlage für die ökobilanzielle Bewertung (Kapitel 7).

5.1 Reaktionskinetik

Im Allgemeinen stellt die Pyrolyse die thermische Zersetzung eines Feststoffs (Edukt) in einen festen Rückstand (Koks) und ein gasförmiges Produkt dar [238, 239]. Der Fortschritt dieser Zersetzungsreaktion wird durch den normierten Umsetzungsgrad Y charakterisiert:

$$Y = \frac{m_0 - m_t}{m_0 - m_{\text{end}}} \quad (5.1)$$

mit

m_0	= Anfangsmasse (Edukt)
m_t	= Masse (Feststoff) zum Zeitpunkt t
m_{end}	= Endmasse (Koks) nach Pyrolyse

Die Kinetik der Reaktion wird durch die Umsetzungsrate r beschrieben, die als zeitliche Änderung des Umsetzungsgrads definiert ist [240]:

$$r = \frac{dY}{dt} = \dot{T} \cdot \frac{dY}{dT} = K(T) \cdot f(Y) \quad (5.2)$$

mit

$\dot{T}$	= $\frac{dT}{dt}$ = Heizrate
$K(T)$	= temperaturabhängige Geschwindigkeitskonstante
$f(Y)$	= Funktion zur Beschreibung der umsatzabhängigen Reaktionsgeschwindigkeit

Dabei lässt sich die temperaturabhängige Geschwindigkeitskonstante $K(T)$ durch die Arrhenius-Gleichung darstellen [241]:

$$K(T) = A \cdot e^{-\frac{E_a}{RT}} \quad (5.3)$$

mit

A	= Arrhenius-Vorfaktor
E_a	= Aktivierungsenergie
R	= Gaskonstante ($8,314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$)

Die Funktion $f(Y)$ ist unabhängig von der Temperatur und beschreibt die Abhängigkeit der Reaktionsgeschwindigkeit vom Fortschritt des Massenumsatzes [239]:

$$f(Y) = (1 - Y)^n \quad (5.4)$$

mit

n	= Reaktionsordnung
---	--------------------

Die Pyrolyse lässt sich grundsätzlich in zwei Phasen unterteilen: Eine Aufheiz- und eine isotherme Phase. Während des Aufheizvorgangs mit konstanter Heizrate ($\dot{T} > 0$) ist der Umsetzungsgrad Y sowohl von der Zeit als auch von der Temperatur abhängig. Dafür kann die zeitliche Ableitung in temperaturabhängiger Form ausgedrückt werden, sodass sich für das Aufheizen ergibt:

$$\frac{dY}{dT} = \frac{1}{\dot{T}} \cdot A \cdot e^{-\frac{E_a}{RT}} \cdot (1 - Y)^n \quad (5.5)$$

Nach Erreichen der Zieltemperatur ($\dot{T} = 0$, $T = \text{konstant}$) hängt der Stoffumsatz ausschließlich von der Zeit ab. Daher gilt für die Umsetzungsrate r in der isothermen Phase:

$$\frac{dY}{dt} = A \cdot e^{-\frac{E_a}{RT}} \cdot (1 - Y)^n \quad (5.6)$$

Zur Bestimmung der Reaktionsparameter A , E_a und n in den Gleichungen (5.5) und (5.6) und somit zur Beschreibung der Reaktionskinetik des thermischen Zersetzungsvorganges gibt es mehrere wissenschaftliche Ansätze [242]. Häufig werden sogenannte Isokonversionsmethoden zur Bestimmung der Aktivierungsenergie einer Reaktion in Abhängigkeit des umgesetzten Stoffanteils verwendet [243]. Diese Methoden werden auch als "modellfrei" bezeichnet, da sie

ohne vorherige Annahme über das exakte kinetische Reaktionsmodell anwendbar und somit praktisch gut implementierbar sind [242–244].

Die Friedman-Isokonversionsmethode ist eine weit verbreitete Differentialmethode, mit der genaue Werte der Aktivierungsenergie E_a für nicht isotherme Prozesse bestimmt werden können [245–247]. Nach Friedmann [248] wird die Zersetzungskinetik anhand der zeitlichen Änderung des Massenkonzentrationsgrades Y untersucht [239, 249]. Es wird dabei angenommen, dass für konstante Werte von Y auch die entsprechenden Funktionswerte $F(Y)$ konstant sind [243, 244, 248]. Generell gilt es als zuverlässig, die Daten des Massenverlustes mittels thermogravimetrischer Analyse (TGA) bei verschiedenen Heizraten zu erheben [242, 248, 249].

Zur Anwendung der Friedman-Methode wird Gleichung (5.6) logarithmiert:

$$\ln\left(\frac{dY}{dt}\right) = \ln(A) - \frac{E_a}{R \cdot T} + n \cdot \ln(1 - Y) \quad (5.7)$$

Durch das Logarithmieren kann die Aktivierungsenergie E_a durch Regressionsgeraden im Plot von $\ln\left(\frac{dY}{dt}\right)$ gegen $\frac{1}{T}$ für konstante Werte von Y bei unterschiedlichen Heizraten $\dot{T}$ bestimmt werden [239, 243, 244, 248]. Konkret wird E_a aus der Geradensteigung s berechnet:

$$s = -\frac{E_a}{R} \quad (5.8)$$

Unter Verwendung der nach (5.8) ermittelten Aktivierungsenergie können mit Hilfe einer weiteren linearen Regression die Reaktionsordnung n und der Arrhenius-Vorfaktor A bestimmt werden. Dazu wird Gleichung (5.7) umgeformt zu:

$$\ln\left(\frac{dY}{dt}\right) + \frac{E_a}{R \cdot T} = \ln(A) + n \cdot \ln(1 - Y) \quad (5.9)$$

In einem zweiten Plot wird dann $\ln\left(\frac{dY}{dt}\right) + \frac{E_a}{RT}$ gegen $\ln(1 - Y)$ aufgetragen, wobei die Geradensteigung der Reaktionsordnung n und der Geradenschnittpunkt mit der y-Achse dem Faktor $\ln(A)$ entspricht [239, 248]. Entsprechend ergibt sich A zu:

$$A = e^{\ln(A)} \quad (5.10)$$

Die Methodik nach Friedman wurde zur Bestimmung der Kinetikparameter für das im experimentellen Teil dieser Arbeit eingesetzte Gummigranulat (homogene Mischung aus PKW-, LKW- und Fahrrad-Altreifen) angewendet. Als Grundlage wurden TG- und DTG-Kurven bei

unterschiedlichen Heizraten ($\dot{T} = 2, 5, 10$ und 15 K min^{-1}) aufgenommen (siehe **Abbildung 5.1**).

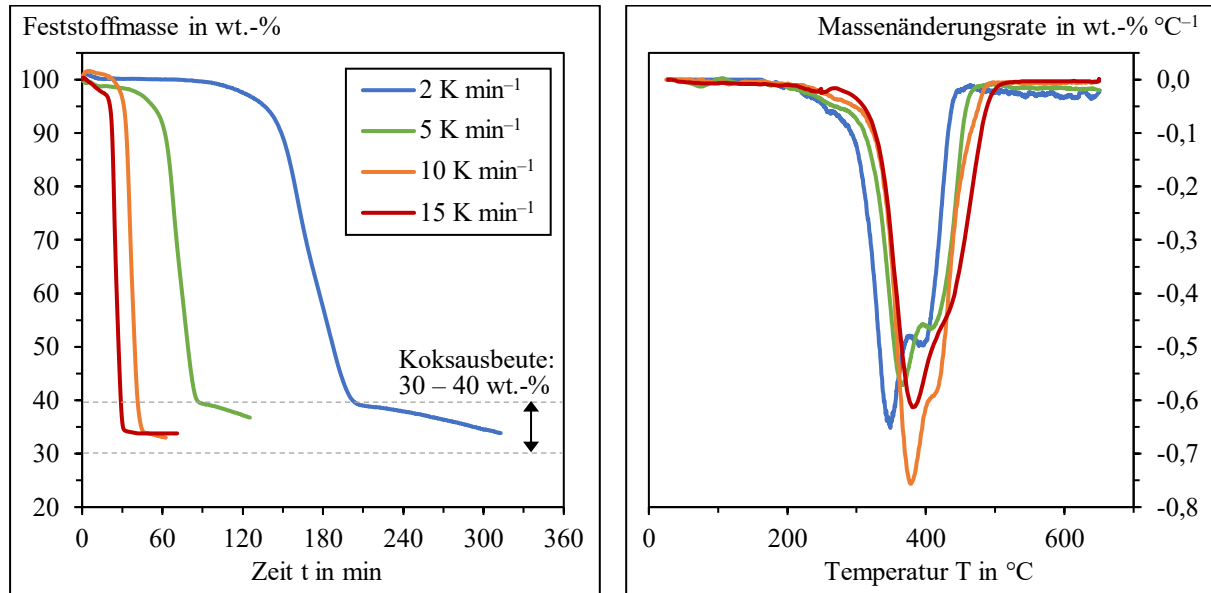


Abbildung 5.1: TG-Kurven (links) und DTG-Kurven (rechts) von Gummigranulat aus Altreifen bei verschiedenen Heizraten ($\dot{T} = 2, 5, 10$ und 15 K min^{-1})

Durch Logarithmieren von Gleichung (5.6) wurde der erste Friedman-Plot erstellt (siehe **Abbildung 5.2**, oben). Die Steigungen der Regressionsgeraden liefern gemäß der Gleichungen (5.7) und (5.8) die Aktivierungsenergie der pyrolytischen Umsetzung des Gummigranulats. Der berechnete Mittelwert von E_a beträgt $192,1 \text{ kJ mol}^{-1}$ bei einer Standardabweichung von $\pm 3,8 \text{ kJ mol}^{-1}$ und stimmt gut mit in der Literatur berichteten Werten überein [57, 250, 251].

Mit der ermittelten Aktivierungsenergie wurden anschließend über die Auswertung des zweiten Friedman-Plots (siehe **Abbildung 5.2**, unten) unter Anwendung der Gleichungen (5.9) und (5.10) die Reaktionsordnung $n = 3,18$ und der Arrhenius-Vorfaktor $A = 9,43 \cdot 10^{14}$ bestimmt. Somit ergeben sich folgende Gleichungen zur Beschreibung der Aufheizphase (5.11) und der isothermen Phase (5.12) des Pyrolyseprozesses:

$$\frac{dY}{dT} = \frac{1}{\alpha} \cdot 9,43 \cdot 10^{14} \cdot e^{-\frac{192,1 \text{ kJ mol}^{-1}}{RT}} \cdot (1 - Y)^{3,18} \quad (5.11)$$

$$\frac{dY}{dt} = 9,43 \cdot 10^{14} \cdot e^{-\frac{192,1 \text{ kJ mol}^{-1}}{RT}} \cdot (1 - Y)^{3,18} \quad (5.12)$$

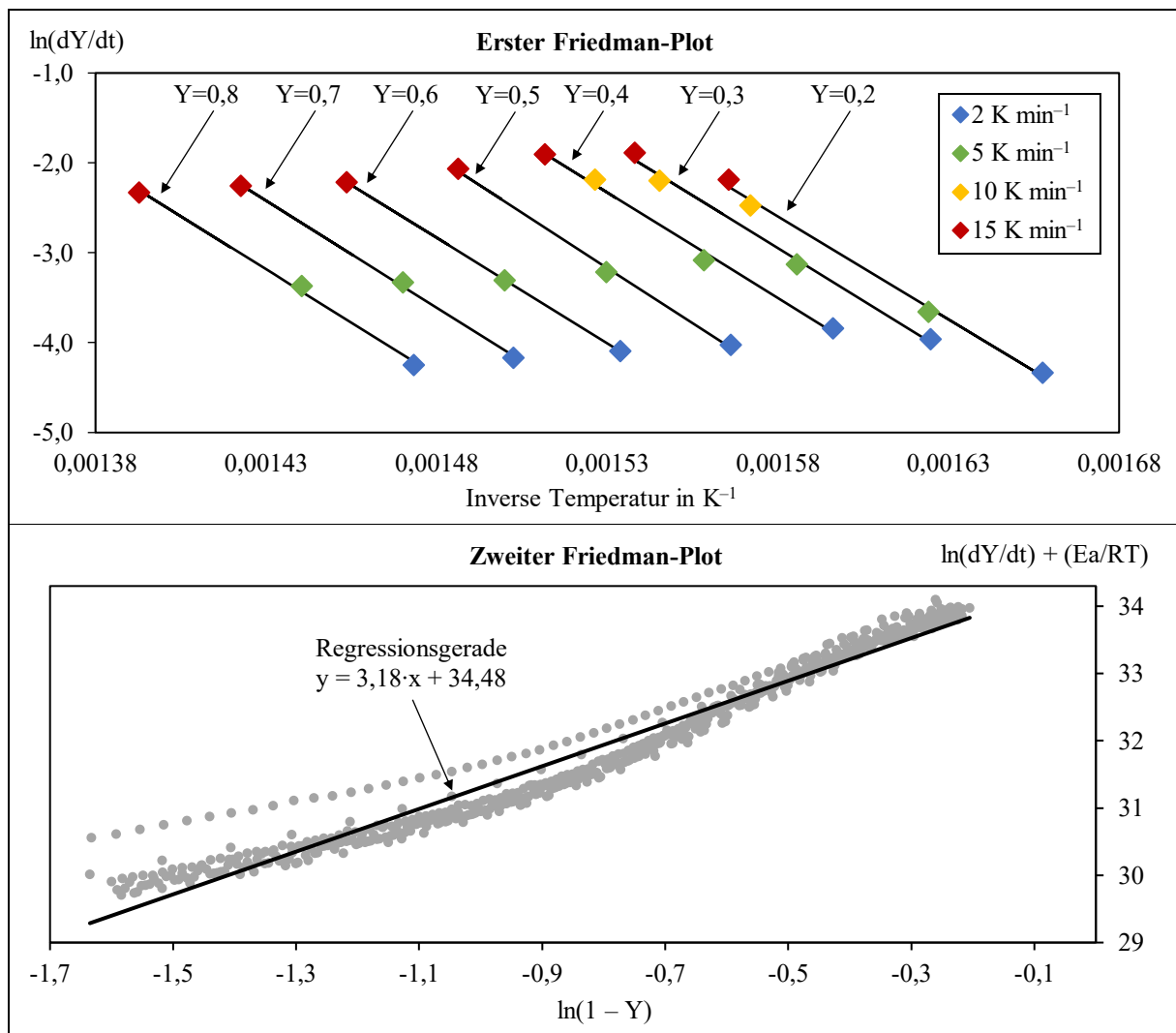


Abbildung 5.2: Oben: Erster Friedman-Plot mit Regressionsgeraden (für $Y = 0,2$ bis $0,8$), Datenpunkte bei $\dot{T} = 10\ K\ min^{-1}$ wurden aufgrund von Abweichungen ab $Y = 0,5$ (vgl. TG-Kurve in Abbildung 5.1) ausgeschlossen, Unten: Zweiter Friedman-Plot zur Ermittlung der Reaktionsordnung n sowie des Arrhenius-Vorfaktors A

5.2 Reaktormodell

Aufgrund der langsamen Erwärmung, der langen Verweilzeiten und der damit einhergehenden Maximierung der Koksbildung eignen sich Drehrohröfen besonders für rCB-orientierte Pyrolyseprozesse (vgl. Kapitel 2.7). Daher wird dieser Reaktortyp für die Altreifen-Pyrolyse der vorliegenden Arbeit ausgewählt. Vor allem die Transportvorgänge, die Verweilzeit und das Vermischungsverhalten bestimmen den Stoffumsatz in Drehrohröfen maßgeblich [252]. Zur präzisen mathematischen Beschreibung dieser Größen wird im Folgenden ein spezifisches Reaktormodell entwickelt. Damit sollen die zielgerichtete Parametrierung der Pyrolyse und die

Identifikation eines optimalen Betriebspunkts ermöglicht werden. Dabei gilt es, sowohl zu kurze Verweilzeiten, die zu unvollständigen Reaktionen führen können, als auch übermäßig lange Verweilzeiten, die die Produktverteilung verändern oder den Energiebedarf erhöhen, zu vermeiden [253].

5.2.1 Axialtransport und Verweilzeit

In Drehrohröfen werden rieselfähige Schüttgüter durch die Rotation des Rohres um seine Mittelachse und die Neigung des Rohres gegenüber der Horizontalen in axialer Richtung vorwärts transportiert. Zur Beschreibung dieses Transportvorganges existieren in der wissenschaftlichen Literatur verschiedene mathematische Ansätze. Erste Gesetzmäßigkeiten leiteten Sullivan et. al [254] aus der experimentellen Untersuchung der Zementklinkerherstellung in Drehrohröfen ab. Auf Basis geometrischer Zusammenhänge im stationären Kaltbetrieb (ohne Stoffumsatz) wurde dieses Modell von Saeman [255], Vahl und Kingma [256] sowie Kramers und Croockewit [257] weiterentwickelt. Das vielfach theoretisch und praktisch verifizierte Modell von Saeman [255] hat sich als tragfähig erwiesen [258–261] und ist bis heute in der Wissenschaft weit verbreitet [256–265]. Aufgrund seiner Relevanz und Genauigkeit wird dieser Ansatz auch für die Modellierung der vorliegenden Arbeit herangezogen. Der zugrunde liegende Transportvorgang ist in **Abbildung 5.3** schematisch dargestellt.

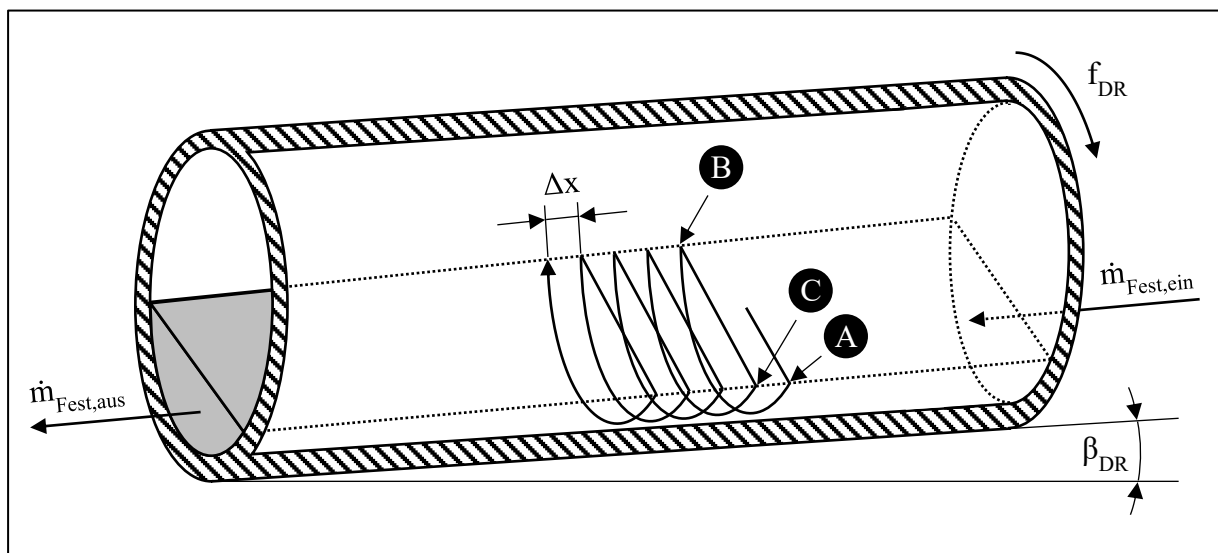


Abbildung 5.3: Schematische Darstellung des Feststoff-Axialtransports in Drehrohröfen

Die Modellvorstellung geht davon aus, dass sich ein Feststoffpartikel auf einer Bahn mit konstantem Radius und konstanter Winkelgeschwindigkeit, die gleich der Drehrohrwinkelgeschwindigkeit ist, durch die Materialbettschicht bewegt, bis es an der Bettoberfläche angekommen ist (Punkt A nach B). Anschließend rutscht es linear über die um den materialabhängigen

Schüttwinkel θ geneigte Bettoberfläche ab (Punkt B nach C), wobei es insgesamt den axialen Wegabschnitt Δx (Punkt A nach C) zurücklegt [257].

Im Gegensatz zu vereinfachten globalen oder Black-Box-Modellansätzen [252], berücksichtigt die gewählte Darstellung die Abnahme der Materialbetthöhe $h(x)$ vom Reaktoreintrag ($x = L_{DR}$) über die axiale Weglänge x bis zum Austrag ($x = 0$), wie sie für den stationären Betrieb von geneigten Drehrohröfen charakteristisch ist [255, 266, 267]. Dadurch stellen sich in Abhängigkeit der Axialposition unterschiedlich mit Feststoff gefüllte Drehrohrquerschnittsflächen $A_{Fest}(x)$ und somit lokal unterschiedliche Füllungsgrade $F(x)$ ein. **Abbildung 5.4** fasst alle relevanten Prozessgrößen zur mathematischen Modellierung des Axialtransportes zusammen.

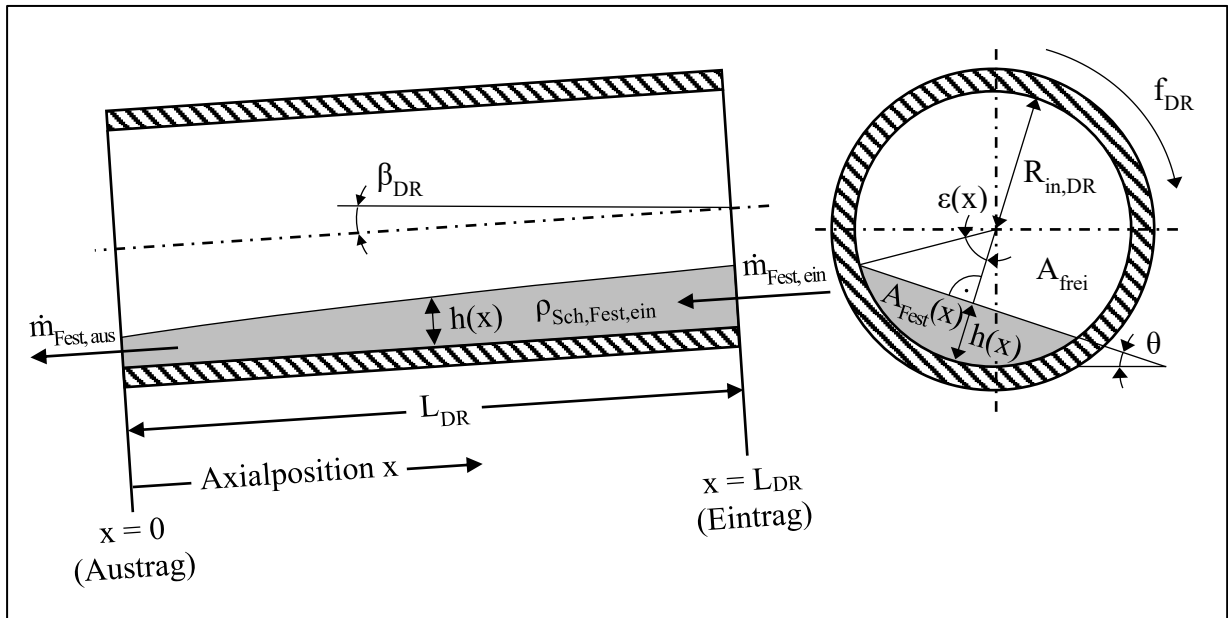


Abbildung 5.4: Prozessgrößen zur Modellierung des Feststoff-Axialtransportes in Drehrohröfen

Die in Richtung des Drehrohraustrages abnehmende Materialbetthöhe kann nach Saeman [255] durch folgende Differentialgleichung beschrieben werden:

$$\frac{dh}{dx} = \frac{3 \tan \theta}{4\pi f_{DR}} \cdot \dot{V}_{Fest,ein} \cdot \left[R_{in,DR}^2 - (h - R_{in,DR})^2 \right]^{-\frac{3}{2}} + \frac{dR_{in,DR}}{dx} - \frac{\tan \beta_{DR}}{\cos \theta} \quad (5.13)$$

mit

x	= Axialposition
h	= Lokale Materialbetthöhe
f_{DR}	= Drehzahl des Drehrohrs
$R_{in,DR}$	= Innenradius des Drehrohrs

$$\begin{aligned}\dot{V}_{\text{Fest,ein}} &= \frac{\dot{m}_{\text{Fest,ein}}}{\rho_{\text{Sch,Fest,ein}}} = \text{Zugeführter Feststoff-Volumenstrom} \\ \theta &= \text{Schüttwinkel (materialabhängig)} \\ \beta_{\text{DR}} &= \text{Neigungswinkel des Drehrohrs}\end{aligned}$$

Für zylindrische Drehrohre wird der Term $\frac{dR_{\text{in,DR}}}{dx} = 0$, da der Innenradius $R_{\text{in,DR}}$ des Drehrohres über die gesamte Drehrohlänge L_{DR} konstant bleibt. Relevant wird dieser Term dann, wenn beispielsweise konisch verlaufende Verjüngungen oder Dämme am Ende des Drehrohres verbaut sind, um die Verweilzeit des Materials im Inneren des Reaktors zu erhöhen.

Zur Lösung der Differentialgleichung (5.13) ist es erforderlich, die Materialflussrichtung von rechts (Eintrag, $x = L_{\text{DR}}$) nach links (Austrag, $x = 0$) festzulegen und eine Randbedingung für die Materialbetthöhe $h(x = 0)$ anzunehmen. Nachdem es dafür mehrere Ansätze gibt [255, 268], kann die Bestimmung des Füllungsgrades $F(x = 0)$ am Drehrohraustrag nach [267] für $1^\circ < \beta_{\text{DR}} < 4^\circ$ als präziser Lösungsansatz für das Startwertproblem angesetzt werden:

$$F(x = 0) = 1,75 \cdot \left(\frac{3 \cdot \tan \theta \cdot \dot{V}_{\text{Fest,ein}}}{4 \cdot \pi \cdot f_{\text{DR}} \cdot R_{\text{in,DR}}^3} \right)^{0,5} \quad (5.14)$$

Um damit die Differentialgleichung (5.13) zu lösen, muss aus Gleichung (5.14) die Materialbetthöhe $h(x = 0)$ als Startbedingung abgeleitet werden. Diese kann auf Basis der geometrischen Zusammenhänge im Drehrohrquerschnitt (siehe Abbildung 5.4) ermittelt werden. In diesem Kontext beschreibt der Füllungsgrad $F(x)$ das Verhältnis der vom Material bedeckten Drehrohrquerschnittsfläche $A_{\text{Fest}}(x)$ zur gesamten freien Querschnittsfläche A_{frei} :

$$F(x) = \frac{A_{\text{Fest}}(x)}{A_{\text{frei}}} \quad (5.15)$$

Für die Kreisfläche A_{frei} gilt:

$$A_{\text{frei}} = R_{\text{in,DR}}^2 \cdot \pi \quad (5.16)$$

Die mit Material gefüllte Kreissegmentfläche $A_{\text{Fest}}(x)$ ergibt sich in Abhängigkeit des Drehrohrinnenradius sowie der lokalen Materialbetthöhe nach Gleichung (5.17).

$$A_{Fest}(x) = R_{in,DR}^2 \cdot arccos\left(1 - \frac{h(x)}{R_{in,R}}\right) - (R_{in,DR} - h(x)) \sqrt{2 \cdot R_{in,DR} \cdot h(x) - (h(x))^2} \quad (5.17)$$

Alternativ kann $A_{Fest}(x)$ auch in Abhängigkeit des halben Füllwinkels $\varepsilon(x)$ ausgedrückt werden:

$$A_{Fest}(x) = R_{in,DR}^2 \cdot [\varepsilon(x) - 0,5 \cdot \sin(2\varepsilon(x))] \quad (5.18)$$

Der Winkel ε beschreibt dabei den halben Füllwinkel, der zwischen der Drehrohrmittelachse und dem Materialbett aufgespannt wird (siehe Abbildung 5.4). Entlang der axialen Wegstrecke ergibt sich der lokale halbe Füllwinkel $\varepsilon(x)$ in Abhängigkeit der Materialbetthöhe und des Drehrohrinnenradius wie folgt:

$$\varepsilon(x) = arccos\left[1 - \frac{h(x)}{R_{in,DR}}\right] \quad (5.19)$$

Weiterhin besteht zwischen der Materialbetthöhe, dem halben Füllwinkel und dem Füllungsgrad der allgemeine Zusammenhang:

$$F(x) = \frac{1}{\pi} \cdot [\varepsilon(x) - \sin \varepsilon(x) \cdot \cos \varepsilon(x)] \quad (5.20)$$

Ist der Verlauf des Materialbetts anhand von Gleichung (5.13) bekannt, so ergibt sich das Drehrohrfüllgewicht M_{DR} (engl.: kiln hold-up) durch Integration der gefüllten Querschnittsflächen entlang der gesamten Drehrohlänge nach Gleichung (5.21).

$$M_{DR} = \rho_{Sch,Fest,ein} \cdot R_{in,DR}^2 \cdot \int_{x=0}^{x=L_{DR}} [\varepsilon(x) - \sin \varepsilon(x) \cdot \cos \varepsilon(x)] dx \quad (5.21)$$

Aus dem Quotienten des Drehrohrfüllgewichts und der Materialzufuhr resultiert die mittlere Gesamtverweilzeit τ des Materials im Drehrohr:

$$\tau = \frac{M_{DR}}{\dot{m}_{Fest,ein}} \quad (5.22)$$

Als Maß zur Bewertung der Auslastung eines Drehrohrofens kann der Gesamtfüllungsgrad F_{DR} herangezogen werden. In Abhängigkeit der Materialschüttdichte ergibt sich dieser nach Gleichung (5.23) aus dem Verhältnis des mit Material gefüllten Drehrohrvolumens zum Leervolumen V_{DR} .

$$F_{DR} = \frac{M_{DR}}{V_{DR} \cdot \rho_{Sch,Fest,ein}} = \frac{M_{DR}}{R_{in,DR}^2 \cdot \pi \cdot L_{DR} \cdot \rho_{Sch,Fest,ein}} \quad (5.23)$$

5.2.2 Vermischung

Mit dem bisherigen Reaktormodellansatz lässt sich der axiale Materialtransport sowie die mittlere Verweilzeit im Kaltbetrieb unter stationären Bedingungen präzise beschreiben. Aussagen zur Partikelvermischung und zum resultierenden Verweilzeitverhalten des Systems sind damit jedoch nicht möglich [269–271]. Um auch diese Aspekte abzubilden, wird das Modell im Folgenden erweitert.

Um die Materialvermischung in kontinuierlichen Reaktoren vereinfacht darzustellen, werden in der Literatur häufig idealisierte Grenzfallmodelle betrachtet: Der ideale Rührkessel (vollständige Durchmischung der Partikel) und der Rohrreaktor (keine Vermischung). Zur mathematischen Beschreibung des Vermischungsverhaltens in kontinuierlichen Drehrohröfen kann das zwischen diesen beiden Grenzfällen liegende Kaskadenmodell herangezogen werden [270, 272–275]. Wie **Abbildung 5.5** schematisch zeigt, basiert dieser praxistaugliche Ansatz auf einer Reihenschaltung aus N ideal durchmischten Rührkesseln. Aufgrund des homogenen Kesselinhalts wird ein gleichmäßiger Wärme- und Reaktionsverlauf innerhalb jedes Kessels angenommen. Der Materialfluss erfolgt ausschließlich in eine Richtung (von $k = 1$ bis $k = N$), eine Rückvermischung zwischen den einzelnen Kesseln wird ausgeschlossen [276].

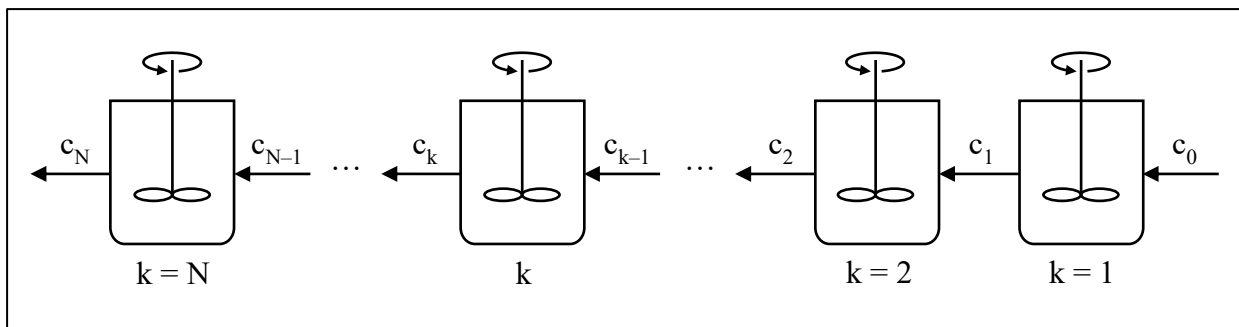


Abbildung 5.5: Beispiel einer Rührkesselkaskade mit N ideal durchmischten Rührkesseln

Die Verweilzeitverteilung $E(\Theta)$ ergibt sich in Abhängigkeit der dimensionslosen Zeit Θ wie folgt [274, 275]:

$$E(\Theta) = \frac{N \cdot (N \cdot \Theta)^{N-1}}{(N-1)!} e^{-N \cdot \Theta} \quad (5.24)$$

mit

$$\begin{aligned} N &= \text{Anzahl an Rührkesseln} \\ \Theta &= \frac{t}{\tau} = \text{Dimensionslose Zeit} \end{aligned}$$

Je größer die Rührkesselanzahl N , desto kleiner wird die Varianz der mittleren Verweilzeit τ und desto mehr nähert sich das Vermischungsverhalten des Systems dem Zustand eines idealen Rohrreaktors ($N \rightarrow \infty$) an.

Zur Charakterisierung der axialen Verweilzeitverteilung eines kaskadierten Systems kann eine sogenannte Sprungaufgabe von Tracern durchgeführt werden [253, 277]. Dabei wird einer Tracer-freien Reaktorkaskade im stationären Betrieb am Eintrag ($k = 1$) eine Tracer-Sprungfunktion mit konstanter Anfangskonzentration c_0 zugeführt und die resultierende Tracer-Konzentration $c_N(\Theta)$ am Austrag ($k = N$) gemessen. Daraus ergibt sich die Verweilzeitsummenkurve $F(\Theta)$ gemäß Gleichung (5.25).

$$F(\Theta) = \frac{c_N(\Theta)}{c_0} = 1 - e^{-N \cdot \Theta} \sum_{k=1}^N \frac{(N \cdot \Theta)^{k-1}}{(k-1)!} \quad (5.25)$$

Der Übertrag des Rührkesselmodells auf den Reaktortyp des Drehrohrofens ist in **Abbildung 5.6** veranschaulicht. Der in Kapitel 5.2.1 beschriebene Materialbettverlauf entlang des Reaktors ist dabei berücksichtigt.

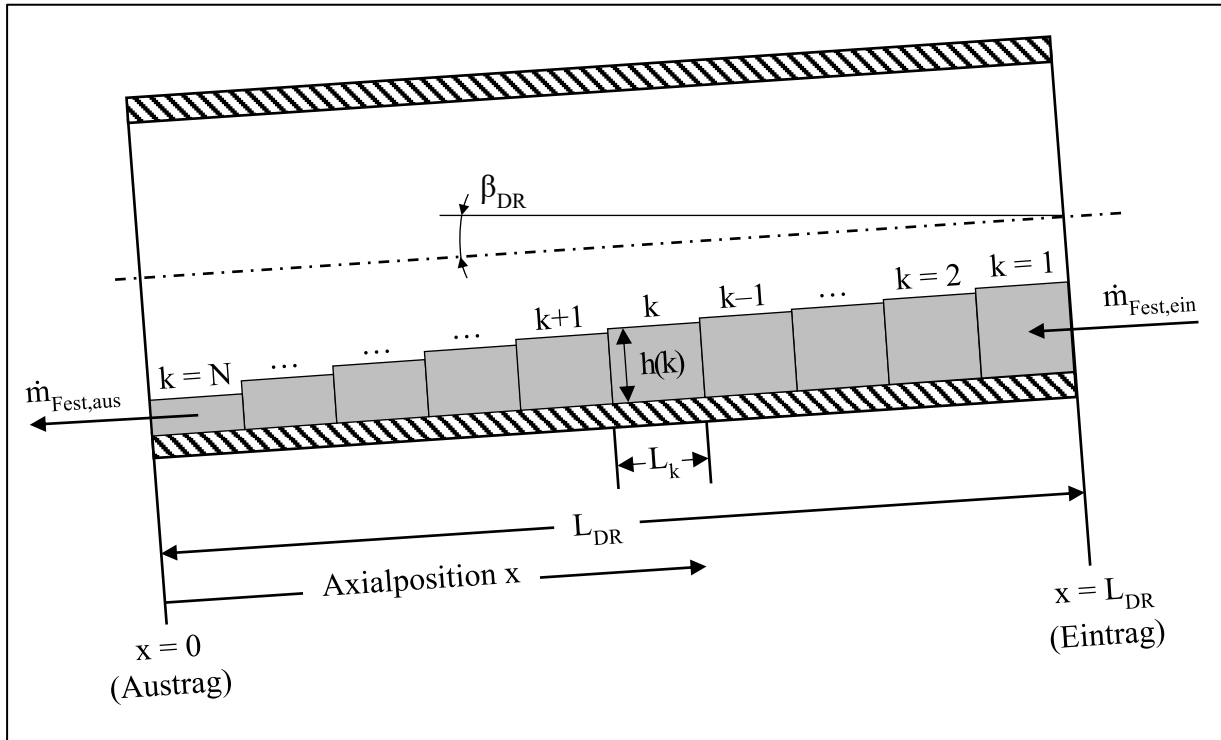


Abbildung 5.6: Schematische Darstellung des Drehrohrofensmodells als Rührkesselkaskade

Aus der Rührkesselanzahl N und der Gesamtlänge des Drehrohres L_{DR} ergibt sich die äquivalente Länge L_k eines einzelnen, ideal durchmischten Rührkessels k zu:

$$L_k = \frac{L_{DR}}{N} \quad (5.26)$$

Für das Modell dieser Arbeit wird vereinfachend angenommen, dass der grundsätzliche geometrische Verlauf des Materialbetts entlang des Drehrohres unverändert bleibt und sich lediglich die absolute Materialbetthöhe in Abhängigkeit von den Prozesseinstellungen verändert (vgl. Abschnitt 5.2.1). Diese Annahme lässt sich dadurch rechtfertigen, dass die Partikelgröße des Materials trotz abnehmender Masse nahezu unverändert bleibt (siehe **Abbildung 5.7**). Da das Vermischungsverhalten im Reaktor mit dem Materialbettverlauf und der Verweilzeit korrespondiert, folgt daraus, dass bei qualitativ gleichbleibendem Materialbettverlauf auch das Vermischungsverhalten qualitativ gleichbleibt. Unter diesen Voraussetzungen ist der für Drehrohrröfen charakteristische Materialbettverlauf in der Beschreibung des Vermischungsverhaltens berücksichtigt.

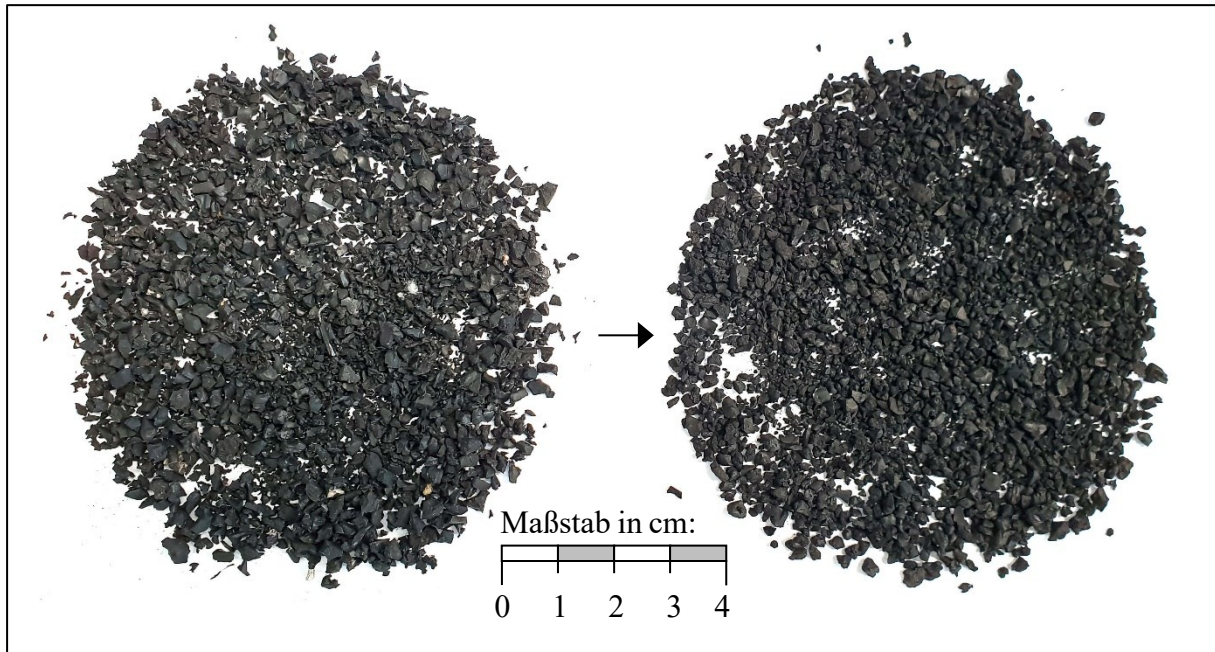


Abbildung 5.7: Gegenüberstellung von Gummigranulat (links) und Pyrolysekoks (rechts)

Ferner wird unterstellt, dass das Feststoffvolumen im Reaktor auch im Heißbetrieb (mit Stoffumsatz) trotz Massenabnahme nahezu konstant bleibt und das entstehende Koksgerüst volumetrisch dem eingespeisten Gummigranulat entspricht. Daraus folgt, dass der im Kaltzustand bestimmte Materialbettverlauf auch im Heißbetrieb erhalten bleibt. Auf Basis dieser Annahmen kann die mit Gleichung (5.22) ermittelte Gesamtverweilzeit im Reaktor auch als plausible Abschätzung für den Heißbetrieb herangezogen werden. Bei gleichmäßiger Verteilung der Gesamtverweilzeit auf die Rührkesselskaskade gilt für jeden Rührkessel eine identische Verweilzeit τ_k gemäß Gleichung (5.27).

$$\tau_k = \frac{\tau}{N} \quad (5.27)$$

Wird der Reaktor entlang der axialen Strecke in mehrere Zonen unterteilt, so ergibt sich die entsprechende Verweilzeit pro Zone in Abhängigkeit der Zonenlänge L_{Zone} :

$$\tau_{Zone} = \tau \cdot \frac{L_{Zone}}{L_{DR}} \quad (5.28)$$

5.3 Bilanzmodell

5.3.1 Massenbilanz

Für die Massenbilanzierung sind die beiden in **Abbildung 5.8** dargestellten Bilanzräume „Reaktor“ und „Rührkessel“ relevant. Für alle folgenden Bilanzierungen wird festgelegt, dass "PGas" stets das reine Pyrolysegas ohne Spülstickstoff (N_2) bezeichnet und "Gas" den Gesamtgasstrom aus PGas und N_2 umfasst.

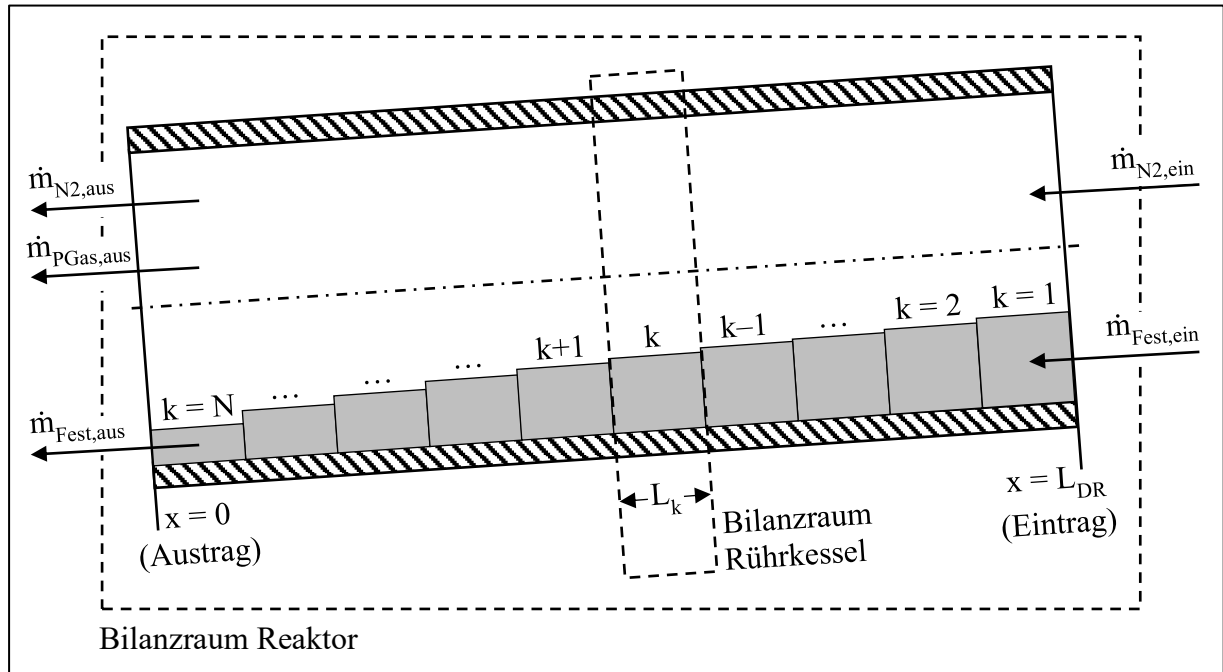


Abbildung 5.8: Bilanzräume für die Massenbilanzierung (Reaktor und Rührkessel)

Für die Betrachtung des Bilanzraums „Reaktor“ werden auf der Eintragsseite das feste Inputmaterial Gummigranulat (GG) im Anlieferungszustand, also gegebenenfalls einschließlich des enthaltenen Wasseranteils, sowie ein N_2 -Inertgasstrom berücksichtigt. Am Ende des Prozesses verlassen derselbe Inertgasstrom sowie das entstehende Pyrolysekoks und -gas den Reaktor. Daraus ergibt sich folgende Massenbilanz für das betrachtete System:

$$\dot{m}_{N_2,ein} + \dot{m}_{Fest,ein} = \dot{m}_{Fest,aus} + \dot{m}_{PGas,aus} + \dot{m}_{N_2,aus} \quad (5.29)$$

mit

$$\dot{m}_{Fest,ein} = \dot{m}_{GG,ein} + \dot{m}_{H_2O,ein} \text{ (Inputmaterial inkl. Wassergehalt)}$$

$$\dot{m}_{N_2,ein} = \dot{m}_{N_2,aus} \text{ (konstanter Spülgasstrom)}$$

Für die kaskadierte Betrachtung wird jeder Rührkessel nach dem in **Abbildung 5.9** skizzierten Schema separat bilanziert.

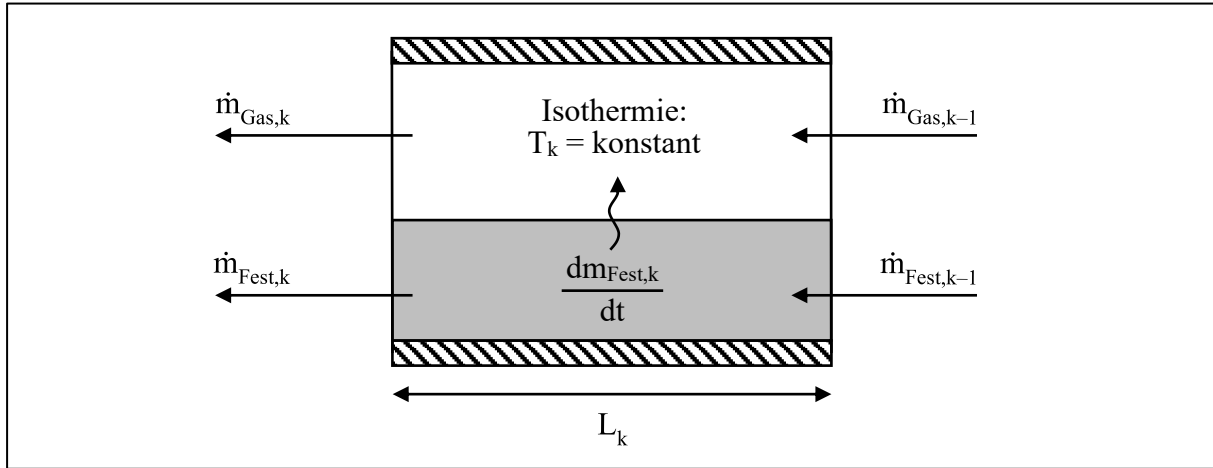


Abbildung 5.9: Schematische Darstellung der Massenbilanz für einen Rührkessel

Ab der lokalen Bilanzierungsebene wird für jeden Rührkessel Isothermie angenommen, sodass innerhalb eines Segments keine Unterscheidung in Aufheiz- und isotherme Phase mehr erfolgt. Der Temperaturverlauf im Gesamtsystem wird durch die segmentweise Variation von T_k entlang der Reaktorkaskade abgebildet. Daraus ergibt sich für die Massenbilanz des k -ten Rührkessels:

$$\dot{m}_{Fest,k} = \dot{m}_{Fest,k-1} - \frac{dm_{Fest,k}}{dt} \quad (5.30)$$

$$\dot{m}_{PGas,k} = \dot{m}_{PGas,k-1} + \frac{dm_{Fest,k}}{dt} \quad (5.31)$$

mit

$\dot{m}_{Fest,k}$ = Feststoff-Massenstrom am Ausgang des k -ten Rührkessel

$\dot{m}_{Fest,k-1}$ = Feststoff-Massenstrom am Eingang des k -ten Rührkessel

$\dot{m}_{PGas,k}$ = Pyrolysegas-Massenstrom am Ausgang des k -ten Rührkessel

$\dot{m}_{PGas,k-1}$ = Pyrolysegas-Massenstrom am Eingang des k -ten Rührkessel

Der Term $\frac{dm_{Fest,k}}{dt}$ beschreibt den zeitabhängigen Massenumsatz des Feststoffs im k -ten Rührkessel und kann über die Reaktionskinetik in Abhängigkeit der Änderung des Umsetzungsgrades Y_k durch Gleichung (5.32) ausgedrückt werden.

$$\frac{dY_k}{dt} = A \cdot e^{-\frac{E_a}{RT}} \cdot (1 - Y_k)^n \quad (5.32)$$

mit

$$Y_k = \frac{m_{Fest,k-1} - m_{Fest,k}}{m_{Fest,k-1} - m_{Fest,N}} = \text{Umsetzungsgrad im k-ten Rührkessel}$$
$$m_{Fest,N} = m_{end} = \text{Endmasse (Koks) nach Pyrolyse}$$

Durch iterative Anwendung der Gleichungen (5.30) und (5.31) auf jeden einzelnen Rührkessel der Kaskade wird der Stoffumsatz im gesamten Reaktor vollständig beschrieben. Aufsummiert über die Reaktorlänge ergeben sich daher folgende Gesamtbilanzen für die Feststoff- und Gasphase am Ende des N-ten Rührkessel (Austrag des Reaktors):

$$\dot{m}_{Fest,N} = \dot{m}_{Fest,ein} - \sum_{k=1}^N \Delta \dot{m}_{pGas,k} \quad (5.33)$$

$$\dot{m}_{pGas,N} = \sum_{k=1}^N \Delta \dot{m}_{pGas,k} \quad (5.34)$$

mit

$$\Delta \dot{m}_{pGas,k} = \dot{m}_{Fest,k-1} - \dot{m}_{Fest,k}$$

5.3.2 Energiebilanz

Analog zur Massenbilanzierung wird auch für die Energiebilanz zwischen dem Bilanzraum des gesamten Reaktors und dem eines einzelnen Rührkessels unterschieden (siehe **Abbildung 5.10**).

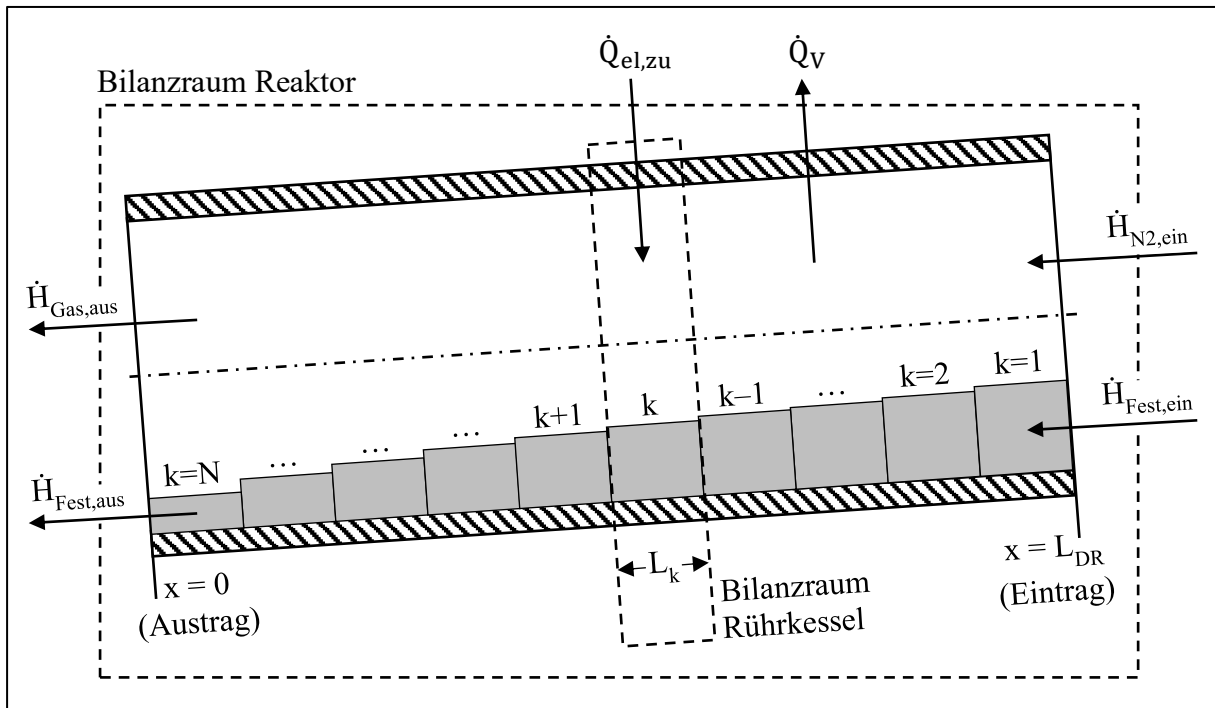


Abbildung 5.10: Bilanzräume für die Energiebilanzierung (Reaktor und Rührkessel)

Für den Bilanzraum des Reaktors ergibt sich folgende Energiebilanz:

$$\dot{H}_{N2,ein} + \dot{H}_{Fest,ein} + \dot{Q}_{el,zu} = \dot{H}_{Gas,aus} + \dot{H}_{Fest,aus} + \dot{Q}_V + \Delta H_R \quad (5.35)$$

mit

$\dot{H}_{N2,ein}$ = Enthalpiestrom Stickstoff (inertes Spülgas)

$\dot{H}_{Fest,ein}$ = Enthalpiestrom Aufgabegut (Feststoff, Gummigranulat)

$\dot{Q}_{el,zu}$ = zugeführter Wärmestrom (elektrische Energie)

$\dot{H}_{Gas,aus}$ = Enthalpiestrom ausgehendes Gas (Stickstoff + Pyrolysegas)

$\dot{H}_{Fest,aus}$ = Enthalpiestrom Pyrolysekoks

$\dot{Q}_V$ = Wärmeverluste

ΔH_R = Reaktionsenthalpie Pyrolyse (Senkenterm, endotherm)

Der in den Bilanzraum „Reaktor“ eingehende Wärmestrom $\dot{Q}_{el,zu}$ entspricht der Wärmemenge, die dem Reaktor über die elektrische Beheizung von außen zugeführt wird. Diese Größe ist als Messwert bekannt. Die eingehenden Enthalpieströme der Gleichung (5.35) ergeben sich wie folgt:

$$\dot{H}_{N_2,ein} = \dot{m}_{N_2,ein} \cdot c_{p,N_2,ein} \cdot (\vartheta_{N_2,ein} - \vartheta_U) \quad (5.36)$$

$$\dot{H}_{Fest,ein} = \dot{m}_{Fest,ein} \cdot (c_{p,Fest,ein} \cdot (\vartheta_{Fest,ein} - \vartheta_U) + h_{u,Fest,ein}) \quad (5.37)$$

mit

$c_{p,i}$ = spezifische Wärmekapazität der Komponente i

ϑ_i = Temperatur der Komponente i

ϑ_U = Umgebungstemperatur

$h_{u,i}$ = Spezifischer Heizwert der Komponente i

Da die Temperatur des zugeführten Spülnstickstoffs $\vartheta_{N_2,ein}$ sowie des Inputmaterials $\vartheta_{Fest,ein}$ gleich der Umgebungstemperatur ϑ_U sind, können (5.36) und (5.37) vereinfacht werden zu:

$$\dot{H}_{N_2,ein} = 0 \quad (5.38)$$

$$\dot{H}_{Fest,ein} = \dot{m}_{Fest,ein} \cdot h_{u,Fest,ein} \quad (5.39)$$

Für die aus dem Bilanzraum „Reaktor“ abgeführten Enthalpie- und Wärmeströme aus Gleichung (5.35) gilt:

$$\dot{H}_{Fest,aus} = \dot{m}_{Fest,aus} \cdot (c_{p,Fest,aus} \cdot (\vartheta_{Fest,aus} - \vartheta_U) + h_{u,Fest,aus}) \quad (5.40)$$

Da die Austrittstemperatur des Pyrolysefeststoffes gleich der Umgebungstemperatur ist, kann für (5.40) vereinfachend geschrieben werden:

$$\dot{H}_{Fest,aus} = \dot{m}_{Fest,aus} \cdot h_{u,Fest,aus} \quad (5.41)$$

Die austretende Gasphase besteht aus Spülnstickstoff (N_2) und Pyrolysegas (PGas). Der gesamte Enthalpiestrom ergibt sich daher als Summe der Teilströme:

$$\dot{H}_{Gas,aus} = \dot{H}_{N_2,aus} + \dot{H}_{PGas,aus} \quad (5.42)$$

Die Enthalpie-Teilströme in Gleichung (5.42) ergeben sich zu:

$$\dot{H}_{N2,aus} = \dot{m}_{N2,aus} \cdot c_{p,N2,aus} \cdot (\vartheta_{N2,aus} - \vartheta_U) \quad (5.43)$$

$$\dot{H}_{PGas,aus} = \dot{m}_{PGas,aus} \cdot (c_{p,PGas,aus} \cdot (\vartheta_{PGas,aus} - \vartheta_U) + h_{u,PGas,aus}) \quad (5.44)$$

Für die Energiebilanzierung der kaskadierten Betrachtung sind die maßgeblichen energetischen Terme und Systemgrößen eines Rührkessels in **Abbildung 5.11** schematisch dargestellt.

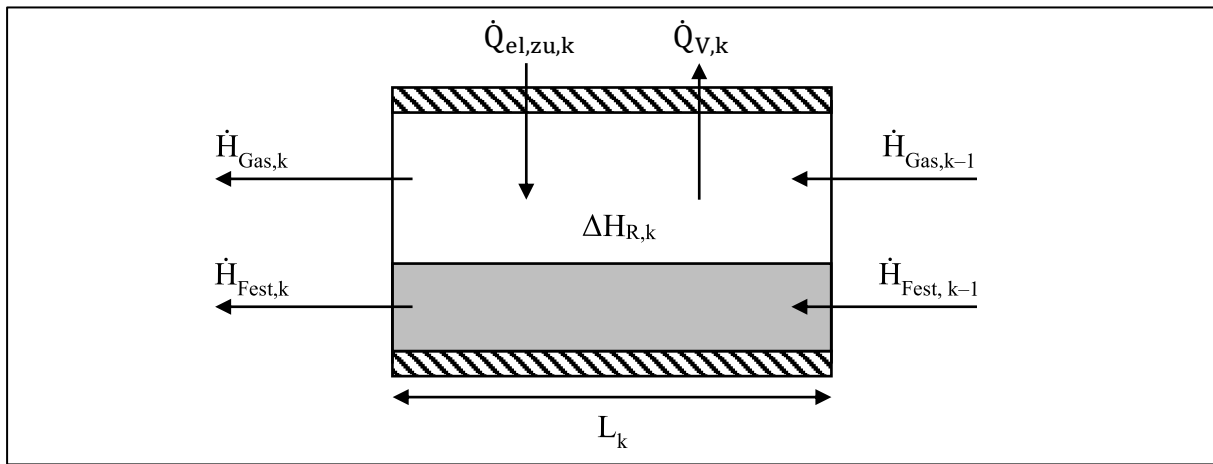


Abbildung 5.11: Schematische Darstellung der Energiebilanz für einen Rührkessel

Unter Annahme lokaler Isothermie ($T_k = \text{konstant je Rührkessel}$) setzt sich die Energiebilanz des k-ten Rührkessels wie folgt zusammen:

$$\dot{H}_{Gas,k-1} + \dot{H}_{Fest,k-1} + \dot{Q}_{el,zu,k} = \dot{H}_{Gas,k} + \dot{H}_{Fest,k} + \dot{Q}_{V,k} + \Delta H_{R,k} \quad (5.45)$$

mit

$$\begin{aligned} \dot{H}_{Gas,k} &= \dot{H}_{PGas,k} + \dot{H}_{N2,k} = \text{Enthalpiestrom Gas am Ausgang des k-ten Rührkessel (analog für k-1)} \\ \dot{H}_{Fest,k} &= \text{Enthalpiestrom Feststoff am Ausgang des k-ten Rührkessel (analog für k-1)} \\ \dot{Q}_{V,k} &= \text{Wärmeverluste des k-ten Rührkessel} \\ \Delta H_{R,k} &= \text{Reaktionsenthalpie des k-ten Rührkessels} \end{aligned}$$

Zur Berechnung der einzelnen Enthalpieströme der Gas-, Feststoff- und Inertgasanteile in Gleichung (5.45) wird jeweils das Produkt aus Massenstrom $\dot{m}$ und spezifischer Enthalpie h gebildet. Die im k-ten Rührkessel freigesetzte oder aufgenommene Reaktionsenthalpie ergibt sich aus dem Stoffumsatz Δm_k und der spezifischen Reaktionsenthalpie $h_{R,k}$ nach Gleichung (5.46).

$$\Delta H_{R,k} = m_k \cdot h_{R,k} \quad (5.46)$$

Der Stoffumsatz im k-ten Rührkessel Δm_k (vgl. Massenbilanz in Kapitel 5.3.1) hängt von der lokalen Umsetzung im jeweiligen Rührkessel ab und wird nach Gleichung (5.47) berechnet:

$$\Delta m_k = m_k \cdot (Y_k - Y_{k-1}) \quad (5.47)$$

mit

Y_k = lokaler Umsetzungsgrad am Ausgang des k-ten Rührkessel

Y_{k-1} = lokaler Umsetzungsgrad am Eingang des k-ten Rührkessel

Wärmeverluste und Reaktionsenthalpie werden, wie zuvor beschrieben, jeweils als feste Größen für den k-ten Rührkessel angesetzt. Die spezifischen Enthalpien der Einzelkomponenten werden über die kalorische Zustandsgleichung unter Berücksichtigung der temperaturabhängigen spezifischen Wärmekapazität $c_p(T)$ bestimmt. Im Fall des Pyrolysegases ergibt sich die spezifische Wärmekapazität je Rührkessel als Summenprodukt der Massenanteile der einzelnen Gaskomponenten ξ_i (Messwerte) und den temperaturabhängigen spezifischen Einzelwärmekapazitäten $c_{p,i}$ (Tabellenwerte nach [278]):

$$c_{p,PGas,k} = \sum_{i=1}^n \xi_i \cdot c_{p,i} \quad (5.48)$$

Für die spezifische Wärmekapazität des Feststoffs $c_{p,Fest,k}$ werden Literaturwerte herangezogen (Gummigranulat: $c_{p,GG} \sim 1,5 \text{ kJ kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$ [279], Carbon Black: $c_{p,CB} \sim 1,0 \text{ kJ kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$ [280]). Der effektive Wert je Rührkessel wird in Abhängigkeit des lokalen Umsetzungsgrades Y_k als gewichteter Mittelwert berechnet:

$$c_{p,Fest,k} = (1 - Y_k) \cdot c_{p,GG} + Y_k \cdot c_{p,CB} \quad (5.49)$$

Die Temperatur T_k je Rührkessel wird aus der Energiebilanz ermittelt, wobei lokal die zugeführte Energie, die Stoffumsätze, die umgesetzte Reaktionsenthalpie und die Wärmeverluste berücksichtigt werden. Unter der Annahme einer einheitlichen Temperatur im gesamten Volumen des Rührkessels werden die in den Gleichungen (5.46) bis (5.49) definierten Enthalpieströme in Gleichung (5.45) eingesetzt und diese anschließend nach T_k umgestellt.

$$T_k = \frac{\dot{H}_{PGas,k-1} + \dot{H}_{Fest,k-1} + \dot{H}_{N2,k-1} + \dot{Q}_{el,zu,k} - \dot{Q}_{V,k} - \Delta H_{R,k}}{\dot{m}_{PGas,k} \cdot c_{p,PGas,k} + \dot{m}_{Fest,k} \cdot c_{p,Fest,k} + \dot{m}_{N2} \cdot c_{p,N2}(T_k)} \quad (5.50)$$

Wie in Gleichung (5.29) definiert, wird der N₂-Spülgasstrom auf lokaler Bilanzene eingangs- und ausgangsseitig als konstanter Massenstrom mit entsprechend temperaturabhängigem c_p-Wert bilanziert.

5.4 Kopplung der Teilmodelle

Zur vollständigen Beschreibung des Stoffumsatzes und des Reaktionsfortschritts im Drehrohrföfen werden die Teilmodelle (Reaktionskinetik, Reaktormodell und Bilanzmodell) miteinander gekoppelt. Der Kopplungsalgorithmus beginnt mit der Berechnung der globalen Reaktionskinetik und der Bestimmung der für den Drehrohrföfen charakteristischen Prozessgrößen. Anschließend erfolgt die Aufteilung des Reaktors in einzelne ideal durchmischte Rührkessel, in denen der lokale Reaktionsfortschritt segmentweise berechnet und über die Stoff- und Energiebilanzen iterativ fortgeführt wird, bis der gesamte Reaktor durchlaufen ist. Ein schematischer Überblick des Kopplungsprinzips ist in **Abbildung 5.12** dargestellt.

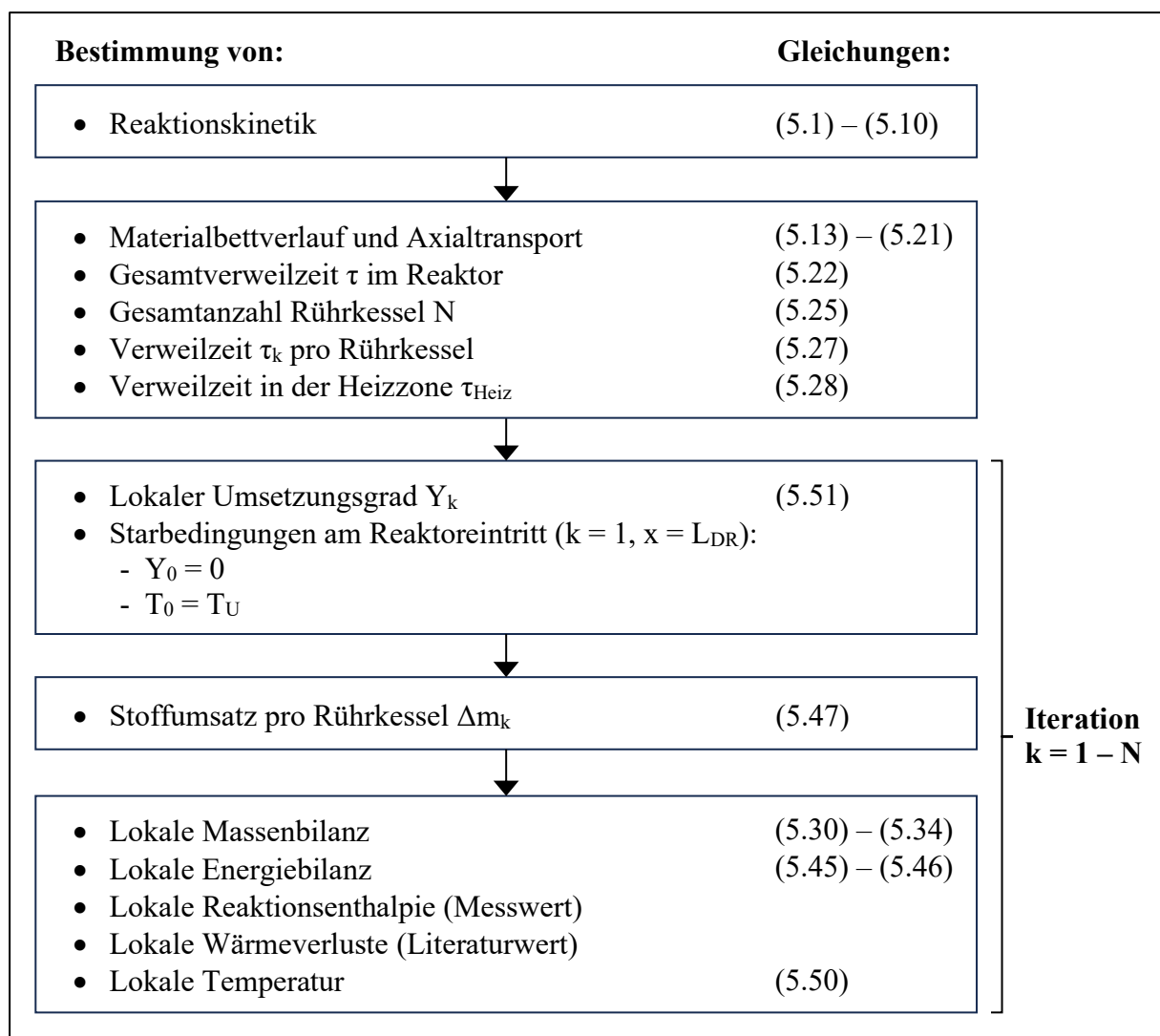


Abbildung 5.12: Schematische Übersicht zur Kopplung der Teilmodelle

Wie in Abschnitt 5.2.2 erläutert, erfolgt die Modellierung des Reaktors als Kaskade aus N ideal durchmischten Rührkesseln. In jedem Kessel k werden isotherme Bedingungen mit konstanter Temperatur T_k sowie homogener Konzentration c_k der Reaktanden angenommen. Die

Zusammensetzung der Gasphase wird (basierend auf experimentellen Analysen) entlang des Reaktors als konstant vorausgesetzt.

Nachdem die Reaktionskinetik zur Beschreibung des Massenumsatzes über die Zeit aufgestellt wurde (Gleichung (5.12)), beginnt der Kopplungsalgorithmus mit der Bestimmung der für die Segmentierung relevanten Basisgrößen. Aus dem Materialbettverlauf $h(x)$ ergibt sich die Verweilzeit des Feststoffs im Reaktor, die gemeinsam mit Tracerversuchen zur Bestimmung der theoretischen Anzahl N der idealen Rührkessel herangezogen wird (vgl. Abbildung 5.12). Am Reaktoreintritt ($k = 1$, $x = L_{DR}$) gelten die Startbedingungen $Y_0 = 0$ und $T_0 = T_U$, da in der Einlaufzone noch keine externe Beheizung erfolgt. Unter Berücksichtigung der spezifischen axialen Unterteilung des Versuchsreaktors am :metabolon Institut in Einlauf-, Heiz- und Kühlzone (vgl. Anhang 11.2.3, **Abbildung 11.6**) gelten diese Startbedingungen für alle Rührkessel in der Einlaufzone L_{Ein} , da dort $T = T_U$ als konstant angenommen wird. Erst mit Eintritt in die Heizzone L_{Heiz} beginnt die externe Wärmezufuhr $\dot{Q}_{el, zu}$, wodurch die Temperaturerhöhung und damit der stoffliche Umsatz beginnen.

Im nächsten Schritt wird für jedes Segment der lokale Umsetzungsgrad Y_k iterativ berechnet. Hierzu wird die Differentialgleichung (5.6) in die Integralform überführt und segmentweise mithilfe der jeweiligen Verweilzeit τ_k integriert:

$$Y_k = \int_0^{\tau_k} A \cdot e^{-\frac{E_a}{R \cdot T_k}} \cdot (1 - Y)^n dt \quad (5.51)$$

Mit bekanntem Umsetzungsgrad Y_k ergibt sich der Stoffumsatz Δm_k für jedes Segment gemäß Gleichung (5.47) als Differenz zwischen Ein- und Austrittsmasse. Dieser Vorgang wiederholt sich segmentweise entlang des Reaktors, bis entweder die in Gleichung (5.1) definierte Koks-masse m_{end} erreicht ist (vollständiger Stoffumsatz) oder der Feststoff aus dem Reaktor ausge-tragen wird (unvollständiger Stoffumsatz).

Auf Basis der Stoffumsätze werden die lokalen Feststoff- und Gasmassenströme im Reaktor anhand der Gleichungen (5.30) bis (5.34) des Bilanzmodells berechnet (vgl. Abschnitt 5.3.1). Parallel dazu erfolgt die lokale Energiebilanzierung für jeden Rührkessel. Dabei wird der Energieinhalt der Gasphase entsprechend der Massenanteile ξ_i und der temperaturabhängigen spezifischen Wärmekapazität (Gleichung (5.48)) bestimmt. Für den Feststoffanteil wird der c_p -Wert nach Gleichung (5.49) verwendet. Zusätzlich fließen die segmentweise umgesetzte Re-aktionsenthalpie nach Gleichung (5.46) sowie die spezifischen Wärmeverluste $\dot{Q}_{V,k}$ (Literatur-wert nach [252], gleichmäßig auf alle Rührkessel verteilt) in die lokale Energiebilanz ein. Die

Temperatur T_k wird dabei für jedes Segment iterativ aus der Energiebilanz nach Gleichung (5.50) bestimmt und in die Folgeberechnungen übernommen. Die vollständige Bilanzierung aller Energie- und Stoffströme erfolgt gemäß den Gleichungen des Bilanzmodells (vgl. Abschnitt 5.3), wobei die spezifischen Enthalpien temperatur- und zusammensetzungsabhängig über die kalorische Zustandsgleichung unter Verwendung der spezifischen Wärmekapazitäten gemäß den Gleichungen (5.48) und (5.49) berechnet werden. Auf Grundlage dieses Kopplungsschemas entsteht ein konsistentes, orts aufgelöstes Prozessmodell, das den Verlauf des Pyrolyseprozesses entlang des gesamten Reaktors abbildet.

5.5 Validierung und Anwendung des Prozessmodells

Zur Validierung des entwickelten Prozessmodells erfolgte ein Abgleich mit experimentellen Daten, die mit Gummigranulat (GG) aus Altreifen am halbertechnischen Drehrohrföfen des :metabolon Instituts der TH Köln erhoben wurden (vgl. Kapitel 6.1 und 6.3.1). Nach Bestimmung der Reaktionskinetik (vgl. Kapitel 5.1) wurden vorbereitend als Input für die Modellrechnung die Materialzufuhr $\dot{m}_{\text{Fest,ein}}$ (siehe Anhang 11.2.3) sowie der dynamische Schüttwinkel θ_{GG} an einem eigens entwickelten Versuchsstand (siehe Anhang 11.2.3, **Abbildung 11.7** und **Tabelle 11.5**) ermittelt. Diese Größen bilden die Basis für die Berechnung des Materialbettverlaufs und die Bestimmung der Gesamtverweilzeit τ im Reaktor anhand der Gleichungen (5.13) und (5.22). Die numerische Lösung erfolgte unter Berücksichtigung der spezifischen axialen Zonierung des Versuchsreaktors (vgl. Anhang 11.2.3, **Abbildung 11.6**). Das resultierende Höhenprofil des Materialbetts entlang der Reaktorlänge ist für einen exemplarischen Betriebsfall in **Abbildung 5.13** dargestellt. Die gewählte Prozessparametrierung ($\beta_{\text{DR}} = 1,5^\circ$, $\dot{m}_{\text{Fest,ein}} = 17,43 \text{ kg h}^{-1}$, $f_{\text{DR}} = 2,0 \text{ min}^{-1}$, $\theta = 42,5^\circ$, $\tau = 88,85 \text{ min}$ und $\tau_{\text{Heiz}} = 53,70 \text{ min}$) wird im Folgenden als „Standardprozesseinstellung“ bezeichnet.

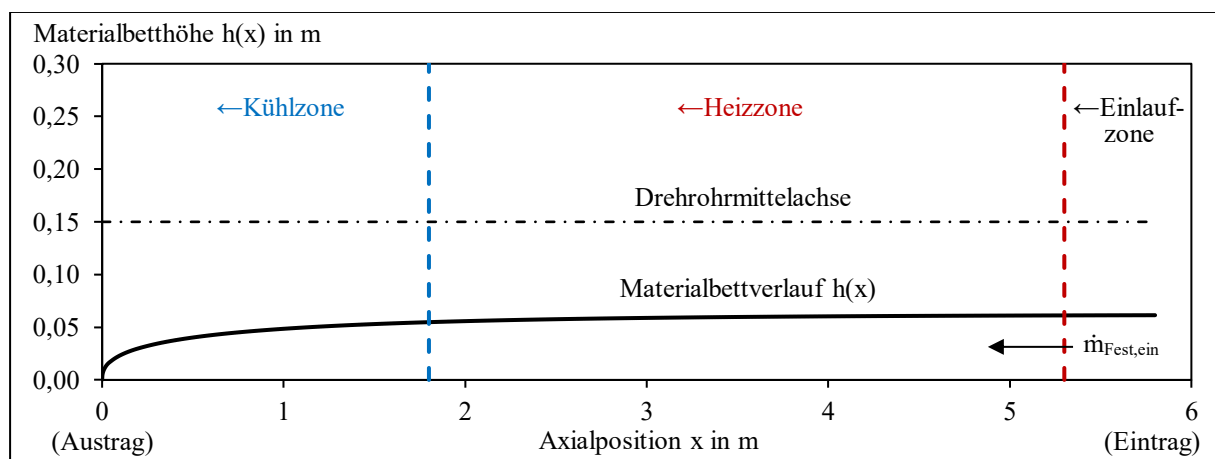


Abbildung 5.13: Materialbettverlauf $h(x)$ im Drehrohrföfen bei Standardprozesseinstellung

Wie in der Modellkopplung (Abschnitt 5.4) beschrieben, werden aus dem bekannten Materialbettverlauf durch Integration der lokalen, mit Material bedeckten Kreissegmentflächen $A_{\text{Fest}}(x)$ entlang des Reaktors das Drehrohrfüllgewicht M_{DR} sowie daraus die mittlere Gesamtverweilzeit τ und der mittlere Füllungsgrad F_{DR} ermittelt. Zur Validierung wurden entsprechende Kaltversuche am halbtechnischen Drehrohrföfen des :metabolon Instituts durchgeführt (siehe **Tabelle 5.1**). Die Daten zeigen, dass die Modellierung des Axialtransports zur Ermittlung der mittleren Verweilzeit plausibel ist. Der relative Fehler zwischen Modell und Experiment liegt für die praxisnahen Betriebsbedingungen im Bereich von $-4,8\%$ bis $3,8\%$.

Tabelle 5.1: Gegenüberstellung der Axialtransport-Modellrechnungen und der experimentell ermittelten Daten (Kaltbetrieb, stationärer Zustand)

β_{DR} [°]	$\dot{m}_{\text{Fest,ein}}$ [kg h ⁻¹]	f_{DR} [min ⁻¹]	Experimentelle Daten			Berechnete Daten				Fehler τ ²⁾
			M_{DR} [kg]	F_{DR} [%]	τ [min]	M_{DR} [kg]	F_{DR} [%]	τ [min]	τ_{Heiz} [min]	
				(5.25)	(5.22)					
1,0	12,82	1,8	29,68	14,48 %	138,91	29,18	14,24 %	136,58	82,42	−1,7 %
1,0	17,10	2,0	34,56	16,86 %	121,26	35,05	17,10 %	122,98	74,21	1,4 %
1,0	21,37	2,2	38,88	18,97 %	109,16	39,84	19,44 %	111,87	67,51	2,5 %
1,5	13,07	1,8	21,06	10,27 %	96,68	21,21	10,35 %	97,38	58,77	0,7 %
1,5	17,43	2,0	25,20	12,29 %	86,75	25,81	12,59 %	88,85	53,70	2,4 %
1,5	21,78	2,2	28,89	14,09 %	79,59	29,63	14,45 %	81,62	49,25	2,6 %
2,0	13,32	1,8	16,95	8,27 %	76,35	16,36	7,98 %	73,71	44,48	−3,5 %
2,0	17,76	2,0	19,53	9,53 %	65,98	19,97	9,74 %	67,45	40,70	2,2 %
2,0	22,19	2,2	22,21	10,83 %	60,05	22,98	11,21 %	62,15	37,50	3,5 %
2,5	13,56	1,8	13,37	6,52 %	59,16	13,28	6,48 %	58,77	35,46	−0,7 %
2,5	18,08	2,0	16,36	7,98 %	54,29	16,20	7,90 %	53,77	32,44	−1,0 %
2,5	22,61	2,2	17,98	8,77 %	47,71	18,67	9,11 %	49,54	29,89	3,8 %
3,0	13,81	1,8	11,29	5,51 %	49,05	11,21	5,47 %	48,69	29,38	−0,7 %
3,0	18,41	2,0	13,78	6,72 %	44,91	13,66	6,66 %	44,51	26,86	−0,9 %
3,0	23,02	2,2	16,52	8,06 %	43,06	15,72	7,67 %	40,97	24,72	−4,8 %

¹⁾ Der Berechnung von τ_{Heiz} liegen die Längen $L_{\text{Heiz}} = 3,5$ m und $L_{\text{DR}} = 5,8$ m zugrunde (vgl. Anhang 11.2.3)

²⁾ Der Fehler τ wird berechnet zu: $[\tau (\text{Experiment}) - \tau (\text{Berechnet})] / \tau (\text{Experiment})$

Für die kaskadierte Betrachtung wurden das Vermischungsverhalten und die Rührkesselanzahl des Systems experimentell mittels Tracer-Sprungaufgabe im stationären Kaltbetrieb bestimmt. Dafür wurde die Standardprozesseinstellung verwendet, die auch für den Materialbettverlauf in Abbildung 5.13 und die nachfolgenden Heißversuche (Kapitel 6.3) maßgeblich ist. Als Tracer dienten weiße Gummigranulat-Partikel ($c_0 = 50\%$), deren Austragskonzentration $c_N(\Theta)$ nach Sprungaufgabe zeitlich erfasst wurde. Die Auswertung anhand der Gleichungen (5.24) und (5.25) zeigt, dass der Drehrohrföfen unter den gewählten Prozessbedingungen einer Kaskade aus $N = 125$ idealen Rührkesseln entspricht (siehe **Abbildung 5.14**).

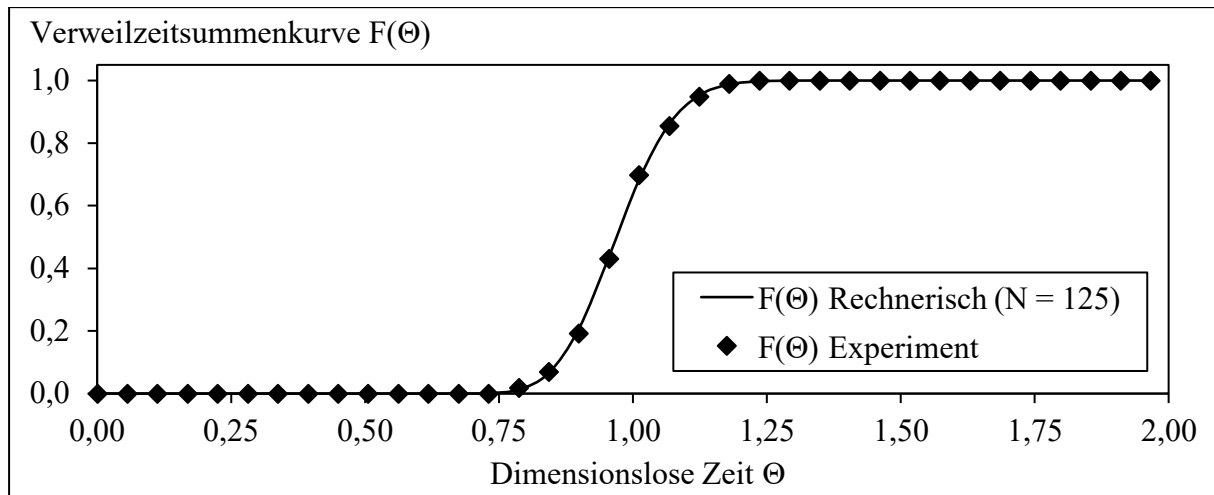


Abbildung 5.14: Experimentelle (Tracer-Sprungaufgabe) und rechnerische (N = 125) Verweilzeitssummenkurven $F(\Theta)$ bei Standardprozesseinstellung

Zur Anwendung des gekoppelten Prozessmodells und zur Simulation des Heißbetriebs mit Stoffumsatz entlang des Drehrohrofens als Rührkesselkaskade wurden auf Basis der zuvor ermittelten Reaktionskinetik (vgl. Kapitel 5.1) verschiedene Parametervariationen durchgeführt. Für die Energiebilanz gingen neben der zugeführten elektrischen Leistung auch die spezifischen Wärmeverluste $\dot{Q}_V$ der Anlage mit einem Literaturwert von $0,254 \text{ kWh kg}^{-1}$ Materialdurchsatz [252] in die Berechnung ein. Die Reaktionsenthalpie des verwendeten Gummigranulats (gemischte PKW-, LKW- und Fahrradreifen, Details siehe Kapitel 6.1) wurde mittels simultaner thermischer Analyse (STA) im Labor bestimmt (siehe Anhang 11.2.1, **Abbildung 11.2**) und beträgt $163,2 \text{ kJ kg}^{-1}$.

Abbildung 5.15 zeigt den Einfluss der elektrischen Wärmezufuhr $\dot{Q}_{\text{el,zu}}$ auf den axialen Verlauf des Umsetzungsgrads $Y(x)$ (Eintrag rechts bei $x = L_{\text{DR}}$, Austrag links bei $x = 0$). Mit zunehmender Heizleistung verschiebt sich die Umsetzungskurve in der Heizzone deutlich in Richtung Eintrag, sodass die vollständige Pyrolyse ($Y = 1$) bereits bei kürzerer Verweilzeit erreicht wird. Unter den Bedingungen der Standardprozesseinstellung ist somit eine elektrische Leistung von mindestens $1,15 \text{ kW kg}^{-1}$ Materialdurchsatz (entsprechend einer Gesamtenergiezufuhr von $> 20 \text{ kW}$) erforderlich, um den Stoffumsatz innerhalb der Heizzone vollständig abzuschließen. Bei geringerer Wärmezufuhr wäre eine vollständig ablaufende Reaktion innerhalb der Heizzone des Reaktors nicht gewährleistet. Eine Reduzierung der Heizleistung könnte zwar theoretisch durch Verlängerung der Verweilzeit oder Verringerung des Massendurchsatzes ausgeglichen werden, würde jedoch die Prozessproduktivität deutlich verringern. Die ermittelte Heizleistung von über 20 kW stellt somit die energetische Untergrenze dar und deutet darauf hin, dass der optimale Betriebspunkt leicht oberhalb dieser Mindestheizleistung liegen muss,

um einen stabilen, vollständigen und energieeffizienten Reaktorbetrieb sicherzustellen. Dieses Erkenntnis wird auch als Grundlage für die in Kapitel 6.3 beschriebenen experimentellen Heißversuche und die spätere ökobilanzielle Bewertung der Altreifen-Pyrolyse herangezogen.

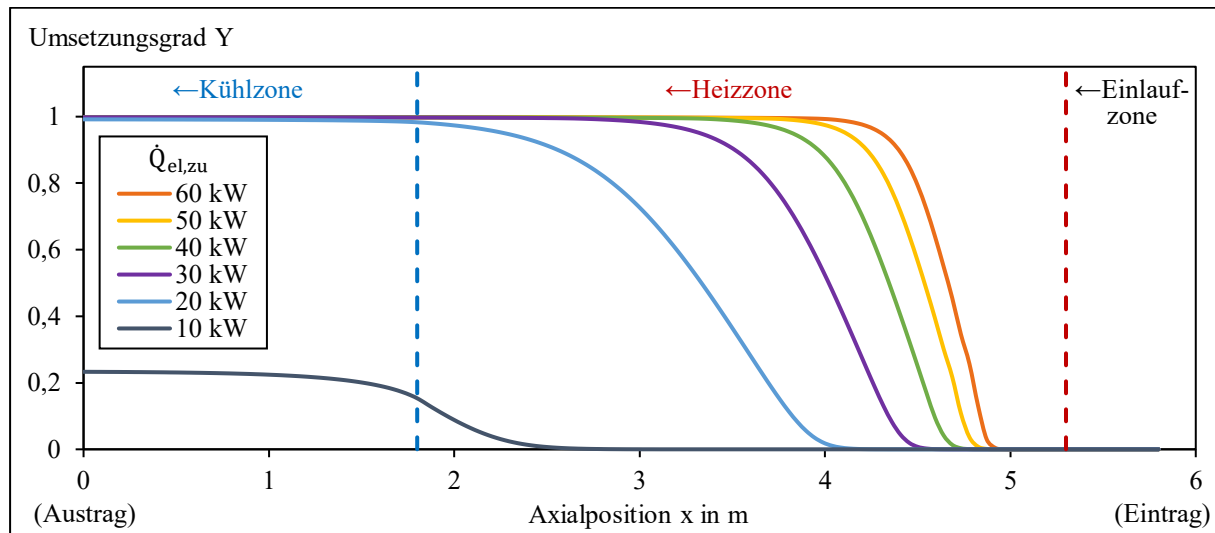


Abbildung 5.15: Umsetzungsgrad Y in Abhängigkeit der Wärmezufuhr $\dot{Q}_{el,zu}$ bei $N = 125$, Koksausbeute $m_{end} = 40$ wt.-% und Standardprozesseinstellung

In **Abbildung 5.16** ist der Zusammenhang zwischen der Rührkesselanzahl N und dem axialen Umsetzungsgrad $Y(x)$ dargestellt. Beim idealen Rührkessel ($N = 1$) verläuft $Y(x)$ als Horizontale, da im vollständig durchmischten Behälter überall die gleiche Zusammensetzung wie am Austritt vorliegt und der Graph somit direkt beim Reaktoreintritt auf den einzigen Ausgangswert ($Y = 1$, vollständiger Stoffumsatz) springt. Im Grenzfall des Rohrreaktors ($N \rightarrow \infty$) ergibt sich hingegen eine kontinuierliche, axial geglättete Umsatzverlaufkurve ohne Stufen, die eine ideale Strömung ohne axiale Durchmischung beschreibt. Mit wachsender Rührkesselanzahl N konvergiert die stufenförmige Kaskadenkurve gegen diesen Referenzverlauf des Rohrreaktors. Für die experimentell ermittelte Rührkesselanzahl ($N = 125$) stimmt der Verlauf bereits sehr gut mit dem Grenzfall des Rohrreaktors überein, sodass die Modellierung des Versuchsreaktors als entsprechende Rührkesselkaskade als plausibel und hinreichend genau angesehen werden kann. Für den praktischen Betrieb bedeutet dies, dass im Drehrohrföfen kaum axiale Rückvermischung, jedoch aufgrund der Rotation eine ausgeprägte radiale Durchmischung erfolgt. Dieser Effekt ist prozesstechnisch beabsichtigt, um einen effizienten Wärme- und Stofftransport zu ermöglichen und dadurch einen gleichmäßigen Reaktionsverlauf innerhalb der Heizzone sicherzustellen.

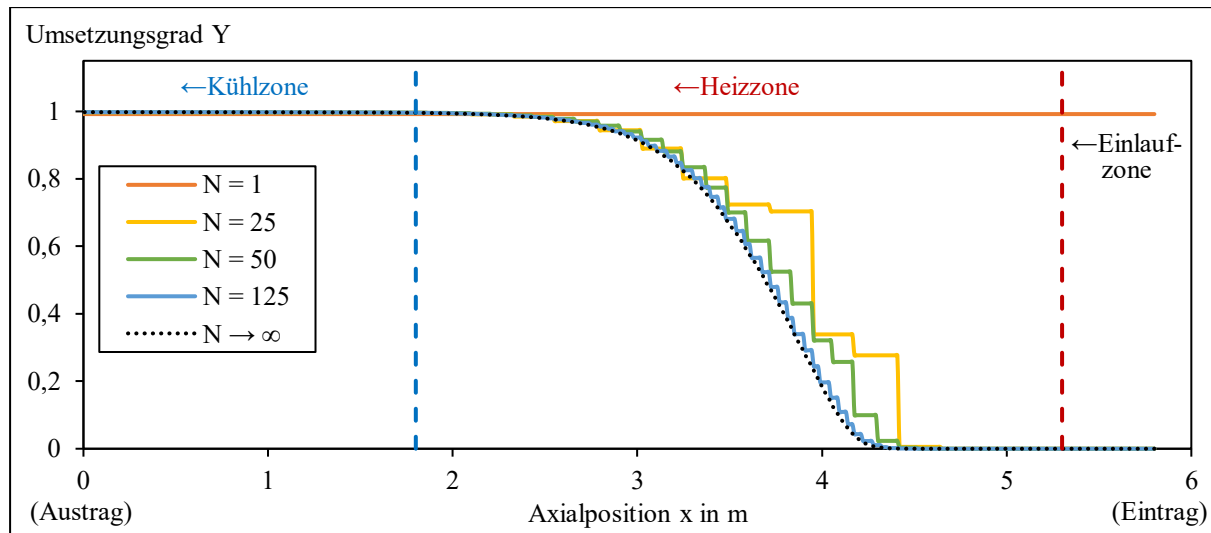


Abbildung 5.16: Umsetzungsgrad Y in Abhängigkeit der Rührkesselanzahl N bei $\dot{Q}_{el,zu} = 24,1 \text{ kW}$, Koksausbeute $m_{end} = 40 \text{ wt.-%}$ und Standardprozesseinstellung

Um den Verlauf von Stoffumsatz und Temperatur unter der festgelegten Standardprozesseinstellung im Hinblick auf die Versuchsdurchführung (Kapitel 6.3) und die Ökobilanz (Kapitel 7) zu überprüfen, sind beide Kurven in **Abbildung 5.17** dargestellt. Die Modellrechnung basiert auf den im Versuch gemessenen Betriebsdaten ($\dot{Q}_{el,zu} = 24,1 \text{ kW}$ bzw. $1,38 \text{ kW kg}^{-1}$ Materialdurchsatz und Koksausbeute $m_{end} = 39,64 \text{ wt.-%}$, siehe Kapitel 6.3.2) und zeigt, dass die Pyrolyse unter diesen Bedingungen kurz vor Ende der Heizzzone vollständig abgeschlossen ist ($Y = 1$). Damit bestätigt die Modellrechnung die zuvor abgeleitete Abschätzung des optimalen Betriebspunkts oberhalb der energetischen Untergrenze von 20 kW und stimmt zugleich mit den Laboruntersuchungen (siehe Kapitel 6.2) überein, nach denen bei einer Verweilzeit von etwa einer Stunde und einer Reaktortemperatur von 650 °C ein vollständiger Stoffumsatz mit sehr guten rCB-Eigenschaften erreicht wird. Das erzeugte rCB weist dabei günstige Werte für Kohlenstoff- und Aschegehalt, flüchtige Bestandteile sowie spezifische Oberfläche auf (vgl. Kapitel 6.2.2). Eine höhere Heizleistung oder eine kürzere Verweilzeit könnten zwar ebenfalls eine vollständige Umsetzung ermöglichen, würden jedoch den Energiebedarf erhöhen, ohne die Produktqualität wesentlich zu verbessern. Der optimale Betriebspunkt ergibt sich aus dem Zusammenspiel von vollständiger Pyrolyse, maximaler Energieeffizienz und hoher Koksqualität. Diese Voraussetzungen werden durch die Standardprozesseinstellung erfüllt und definieren ein prozesstechnisch und ökologisch günstiges Betriebsoptimum, das die Umweltauswirkungen (PCFPs) der Pyrolyse und der daraus hervorgehenden Produkte minimiert. Dieser Betriebspunkt bildet die Grundlage für die halbertechnische Versuchsdurchführung und geht gemäß den

in Kapitel 4 beschriebenen Anforderungen des Gesamtmodells direkt in die Sachbilanz der LCA ein.

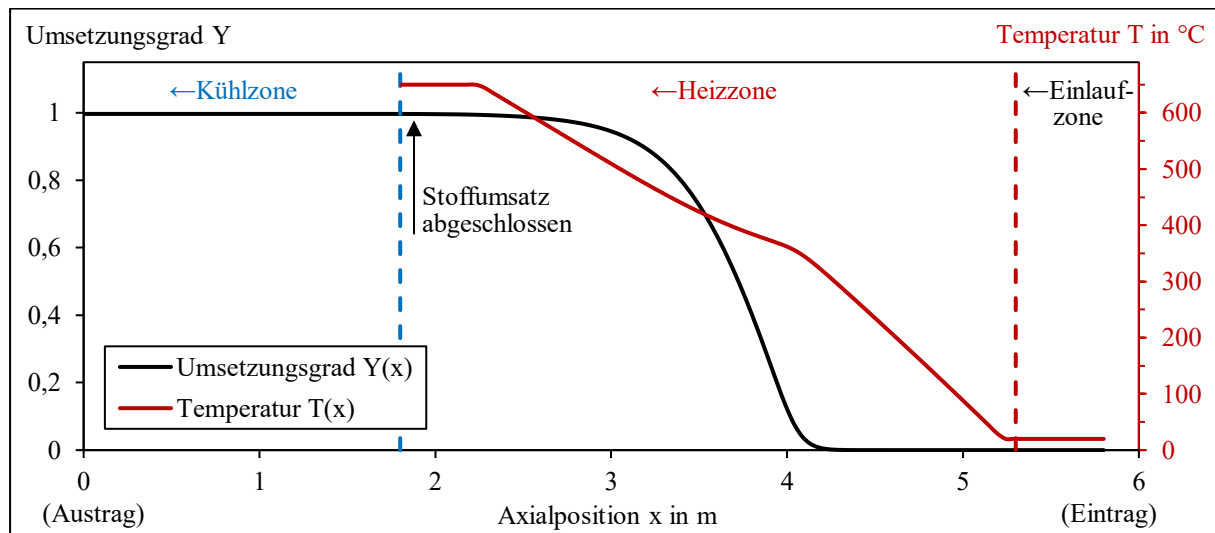


Abbildung 5.17: Umsetzungsgrad $Y(x)$ und Temperaturprofil $T(x)$ bei $N = 125$, $\dot{Q}_{el, zu} = 24,1$ kW, Koksausbeute $m_{end} = 39,64$ wt.-% und Standardprozesseinstellung

Die Reaktionskinetik in Gleichung (5.6) wird maßgeblich von der Aktivierungsenergie E_a und der Temperatur T bestimmt. Das Temperaturprofil wird iterativ aus der Energie- und Massenbilanz berechnet. Dabei stellt die zugeführte elektrische Leistung $\dot{Q}_{el, zu}$ den größten Einflussparameter dar, dessen Auswirkung auf den Stoffumsatz bereits in Abbildung 5.15 gezeigt wurde. **Abbildung 5.18** verdeutlicht ergänzend den Einfluss von E_a , wobei die Standardabweichung (SA) der mit der Friedman-Methode aus TGA-Daten bestimmten Aktivierungsenergie ($E_a = 192,1 \pm 3,8$ kJ mol⁻¹, vgl. Kapitel 5.1) berücksichtigt wird. Eine höhere Aktivierungsenergie führt zu geringeren Reaktionsraten und verschiebt die Umsatzkurve in Richtung Austrag, während ein niedrigerer E_a -Wert eine schnellere Umsetzung bewirkt. Die Simulationsergebnisse zeigen, dass die Verweilzeit in der Heizzone bei der gewählten Standardprozesseinstellung auch innerhalb der kinetischen Unsicherheiten ($E_a \pm SA$) hinsichtlich der Aktivierungsenergie für einen vollständigen Stoffumsatz ausreicht.

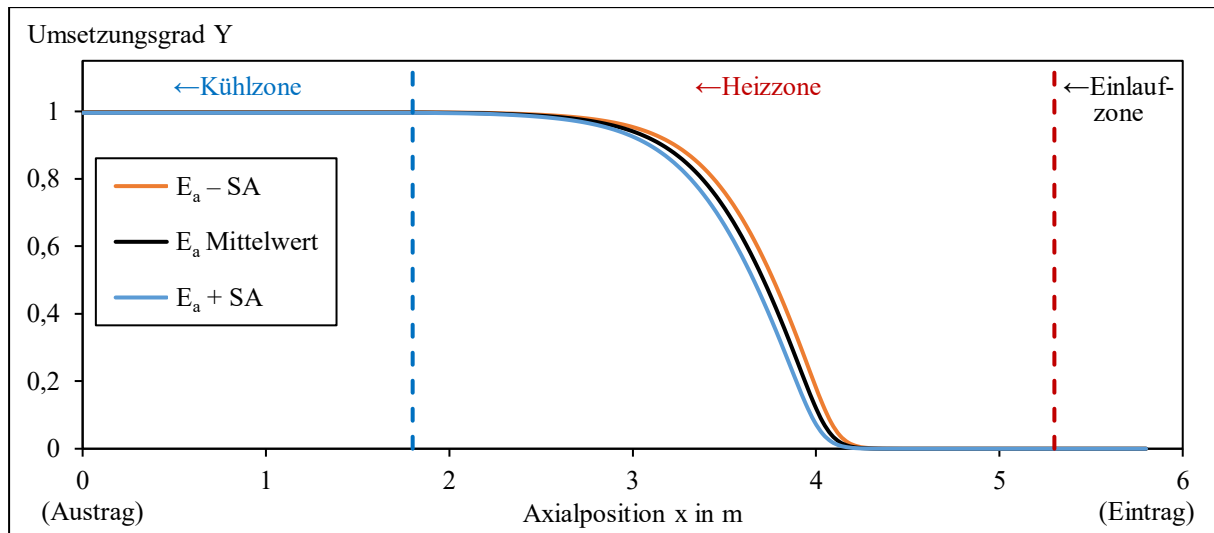


Abbildung 5.18: Umsetzungsgrad Y in Abhängigkeit der Aktivierungsenergie E_a bei $N = 125$, $\dot{Q}_{el,zu} = 24,1$ kW, $m_{end} = 39,64$ wt.-% und Standardprozeesseinstellung, SA: Standardabweichungen von E_a aus Friedman-Methode ($192,1 \pm 3,8$ kJ mol⁻¹, vgl. Kapitel 5.1)

Das validierte Prozessmodell bildet eine verlässliche Grundlage für die Prozessbeschreibung und Reaktoreinstellung und dient als Basis für die folgenden Experimente. Ergänzend zur prozessbezogenen Betrachtung rückt dabei insbesondere die Qualität des erzeugten Pyrolysekoks als zentrales Kriterium für Zirkularität und Wiederverwendbarkeit in den Fokus. Diese Aspekte werden im folgenden Kapitel anhand experimenteller Pyrolyseversuche eingehend untersucht.

6 Pyrolyseversuche zur Datenerhebung

Für eine fundierte LCA-Bewertung müssen gemäß den in Kapitel 4 formulierten Anforderungen belastbare Primärdaten generiert werden. Aufbauend auf den Berechnungen des Prozessmodells aus Kapitel 5 werden in diesem Kapitel entsprechende experimentelle Daten erhoben. Dazu erfolgt zunächst die laboranalytische Charakterisierung des Inputmaterials, gefolgt von Laborversuchen zur Identifikation optimaler Prozessbedingungen, die anschließend im halotechnischen Maßstab weitergehend untersucht werden.

6.1 Charakterisierung des Inputmaterials

Für alle Versuche wurde Gummigranulat aus mechanisch aufbereiteten Altreifen (homogene Mischung aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen) verwendet, das frei von Stahl- und Textilanteilen ist. Die analytischen Untersuchungen des Gummigranulats im Anlieferzustand erfolgten am :metabolon Institut der TH Köln. Die Ergebnisse sind in Anhang 11.2.1, **Tabelle 11.2**, zusammengefasst. Mehr als 50 wt.-% der Partikel weisen Korngrößen zwischen 3,15 und 5,0 mm auf (vgl. Anhang 11.2.1, **Abbildung 11.3**). Dies begünstigt nach [281] eine effiziente Ausbeute an Pyrolysekoks und -öl, was besonders für den Betrieb industrieller Anlagen wirtschaftlich relevant ist.

Zur thermischen Charakterisierung und zur Ableitung von Anhaltspunkten für die Auslegung der Pyrolyseversuche wurde der Abbau des Gummigranulats unter inerten Bedingungen mittels TGA bei verschiedenen Heizraten untersucht. Die entsprechenden TG- und DTG-Kurven sind bereits in Kapitel 5.1 (Abbildung 5.1) dargestellt. Der Hauptmassenverlust findet im Bereich von 200 – 600 °C statt. Oberhalb von 600 °C ist kein signifikanter Massenverlust mehr zu verzeichnen, was auf einen vollständig abgeschlossenen Pyrolyse- und Koksbildungsprozess hinweist. Die bimodale Zersetzungscharakteristik der DTG-Kurve spiegelt den stoffspezifischen Abbau der im Altreifen enthaltenen Materialien wider. Im Bereich von etwa 200 – 400 °C erfolgt überwiegend die Zersetzung von Ölen, Weichmachern, leicht flüchtigen Additiven und Naturkautschuk, während zwischen 400 – 500 °C synthetische Kautschuke, insbesondere BR und SBR, abgebaut werden [239, 241, 282, 283]. Abhängig vom Ausgangszustand der Probe sowie vom Umfang und von der Auflösung der Analyse ist zudem ein Trocknungseffekt ab etwa 100 °C zu beobachten [158, 284].

Wie in Kapitel 5 erläutert, verschieben sich die Abbaureaktionen mit steigender Heizrate zu höheren Temperaturen, wodurch sich der Gesamtprozess verkürzt. Dieses Verhalten ist auf eine beschleunigte Reaktionskinetik sowie einen reduzierten Stofftransportwiderstand im

Partikelinneren zurückzuführen [24, 239, 282, 285, 286]. Basierend auf den TGA-Ergebnissen wird für die ersten Pyrolyseversuche im Labormaßstab, bei denen das Material nicht durchmischt und mit konstanter Heizrate erhitzt wird, eine Verweilzeit von 60 min als ausreichend erachtet, um eine vollständige Umsetzung des Gummigranulats zu erzielen. Dabei sind Koks-
ausbeuten im Bereich von 30 – 40 wt.-% zu erwarten, wobei die Schwankungen im Wesentlichen aus den unterschiedlichen Zusammensetzungen der Altreifen resultieren.

6.2 Versuche im Labormaßstab

6.2.1 Beschreibung der Anlagentechnik und Versuchsdurchführung

Die Laborpyrolyseversuche erfolgten in einem elektrisch beheizten Rohrfornen unter Stickstoffatmosphäre (siehe **Abbildung 6.1**). Je Batch wurden etwa 30 g Altreifengranulat in einem gasdicht verschlossenen Quarzrohr pyrolysiert. Zunächst wurde eine Versuchsreihe ohne Kondensationseinheit durchgeführt, bei der ausschließlich die Koksbildung und -qualität in Abhängigkeit von der Temperatur untersucht wurden. Die Experimente erfolgten im Bereich von 300 °C bis 750 °C mit einer Temperaturerhöhung um jeweils 50 °C je Batch. In einer weiteren Versuchsreihe wurde der Versuchsaufbau um eine Kondensationseinheit zur separaten Erfassung der Öl- und Gasphase erweitert. Diese Versuche wurden gezielt bei 600 °C und 650 °C durchgeführt, da sich diese Temperaturen in der ersten Reihe als besonders relevant für die Koksbildung erwiesen hatten. Alle Experimente wurden mit konstanter Heizrate von 10 K min^{-1} (langsame Pyrolyse zur Koksmaximierung, vgl. Kapitel 2.7) und einer Verweilzeit von 60 min (basierend auf TG-Kurven) durchgeführt. Weitere Angaben zu Versuchsaufbau und -durchführung sind in Anhang 11.2.2 zu finden, ebenso wie der Analysenumfang der Kokscharakterisierung (Anhang 11.2.2, **Tabelle 11.3**).

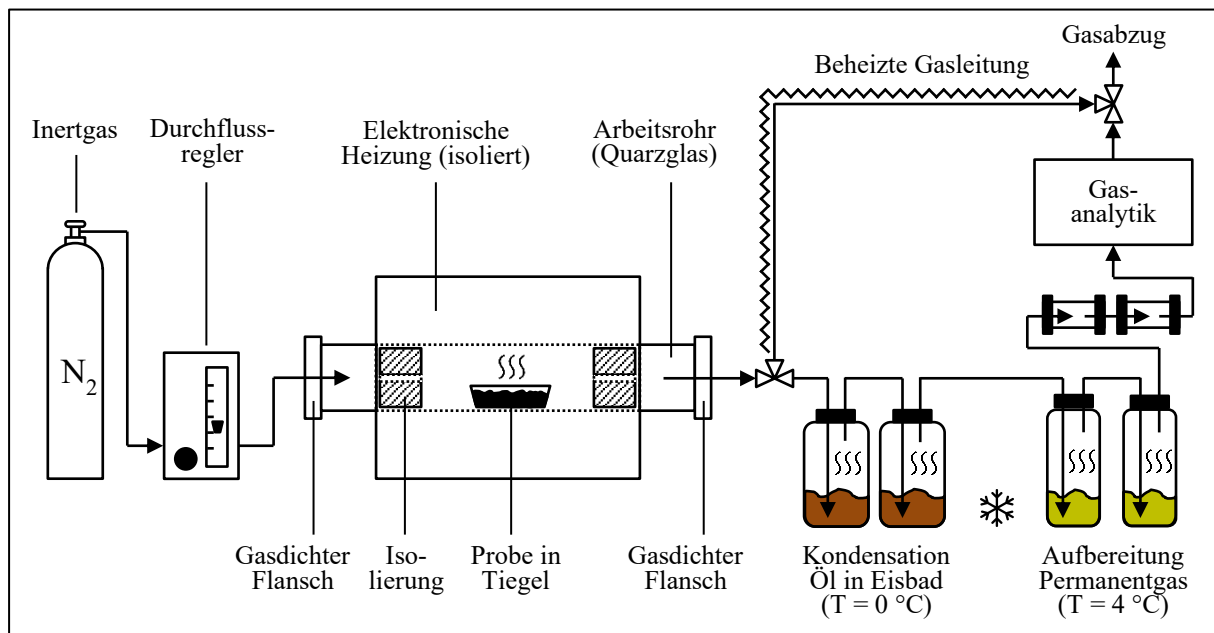


Abbildung 6.1: Schematischer Aufbau der Laborversuche

6.2.2 Auswertung der Versuche und Plausibilisierung der Ergebnisse

Die temperaturabhängige Produktverteilung der ersten Versuchsreihe ist in **Abbildung 6.2** dargestellt. Da kein Öl auskondensiert wurde, sind die Gas- und Ölphase als Summe angegeben. Die scheinbar hohe Koksausbeute bei niedrigen Temperaturen ($T < 400\text{ °C}$) ist auf eine unvollständige Pyrolyse ($Y < 1$) und damit einen unvollständigen Stoffumsatz der Ausgangsprobe zurückzuführen. Mit steigender Temperatur nimmt die Gasbildung zu und der Koksanteil nähert sich ab etwa 450 °C einem Plateau zwischen 37,73 und 39,31 wt.-%. Die orange Modellkurve wurde aus der Arrhenius-Kinetik des Prozessmodells (vgl. Abschnitt 5.1) mit den Gleichungen (5.11) und (5.12) berechnet. Sie bildet sowohl das beobachtete Plateau als auch die erhöhten Koksanteile bei niedrigen Temperaturen infolge unvollständigen Stoffumsatzes zuverlässig ab. Insgesamt zeigen Zersetzungsverhalten und Produktausbeuten eine sehr gute Übereinstimmung mit den aus der TGA abgeleiteten Kinetikparametern und bestätigen damit die Plausibilität der Versuchsergebnisse sowie die Validität der Modellrechnung.

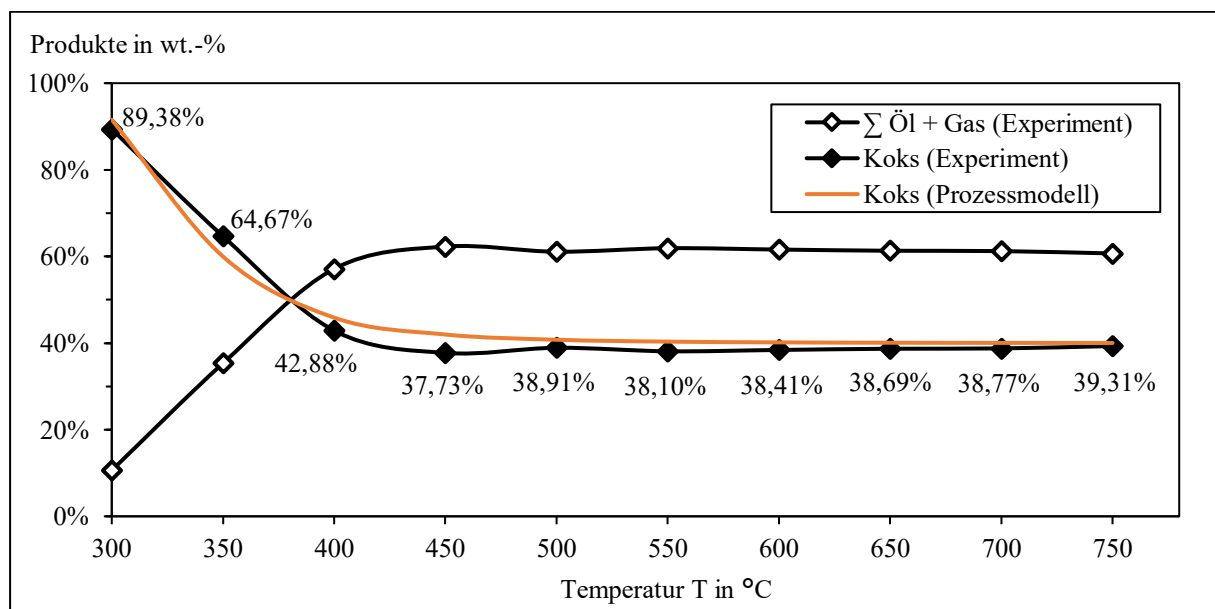


Abbildung 6.2: Produktverteilung der ersten Versuchsreihe ($T = 300 - 750\text{ °C}$, ohne Ölkondensation) sowie rechnerischer Koksverlauf aus Prozessmodell (mit $m_{\text{end}} = 40\text{ wt.-%}$) bei $\dot{T} = 10\text{ K min}^{-1}$ und 60 min Haltezeit

Bei der Pyrolyse von Altreifen zur Gewinnung von rCB ist neben der Ausbeute vor allem die Produktqualität von Bedeutung, da sie maßgeblich das Wiedereinsatzpotenzial als Sekundärrohstoff bestimmt. Die Analyse der Koksproben (siehe **Tabelle 6.1**) zeigt im Vergleich zu herkömmlichem Industrieruß einen geringeren Kohlenstoff- und einen deutlich höheren Aschegehalt, was die Wechselwirkungen mit Polymeren und somit die Einsatzmöglichkeiten in neuen

Anwendungen einschränkt [114]. Selbst bei vollständiger Entgasung beträgt der Aschegehalt bei Temperaturen bis 750 °C noch über 20 wt.-%, während er bei Industrieruß typischerweise unter 0,5 wt.-% liegt [165]. Die Asche besteht überwiegend aus anorganischen Komponenten wie Silizium, Zink, Kalzium und Schwefel, die aus den ursprünglichen Reifenrezepturen stammen und aufgrund der inerten Pyrolyseatmosphäre als Verunreinigungen im Koks verbleiben. Dadurch wird der Wiedereinsatz von rCB in Polymeranwendungen deutlich erschwert [26, 114, 116]. Weitere Details zu den Untersuchungen und zum Einfluss des Aschegehalts wurden bereits in [156] und [168] veröffentlicht.

Tabelle 6.1: Elementzusammensetzung (C, H, N, S, Asche) des Pyrolysekoks aus der ersten Versuchsreihe (T = 300 – 750 °C, ohne Ölkondensation), MW: Mittelwert aus Dreifachbestimmung, SA: Standardabweichung

T [°C]	C [wt.-%]		H [wt.-%]		N [wt.-%]		S [wt.-%]		Asche [wt.-%]	
	MW	± SA	MW	± SA	MW	± SA	MW	± SA	MW	± SA
300	80,63	0,47	6,64	0,02	0,31	0,02	2,14	0,04	10,51	0,14
350	80,16	0,59	4,73	0,05	0,29	0,00	2,19	0,02	12,72	0,07
400	75,50	0,29	1,70	0,02	0,33	0,02	2,45	0,01	19,74	0,34
450	73,32	0,44	0,59	0,00	0,30	0,01	2,55	0,02	22,34	0,70
500	71,94	0,78	0,50	0,01	0,29	0,02	2,69	0,03	24,11	0,02
550	75,18	0,27	0,48	0,00	0,30	0,01	2,85	0,01	22,02	0,04
600	73,74	1,17	0,43	0,01	0,30	0,00	2,70	0,03	22,22	0,48
650	75,66	0,49	0,40	0,01	0,27	0,01	2,81	0,02	21,96	0,35
700	78,64	0,15	0,37	0,01	0,28	0,01	2,86	0,00	18,77	0,46
750	76,14	0,27	0,33	0,01	0,27	0,01	2,83	0,03	20,18	0,31

Ein weiteres Qualitätsmerkmal von rCB ist der Gehalt an flüchtigen Bestandteilen, die während des thermischen Abbaus der Kautschukpolymere entstehen und sich als organische Verunreinigungen an der porösen rCB-Oberfläche adsorbieren [24]. Wie in **Abbildung 6.3** (oben) dargestellt, nimmt der Anteil flüchtiger Bestandteile mit steigender Pyrolysetemperatur deutlich von 56,03 wt.-% bei 300 °C auf 3,44 wt.-% bei 450 °C ab. Oberhalb von 500 °C schwächt dieser Rückgang ab und erreicht bei 750 °C einen Minimalwert von 1,16 wt.-%.

Die Entwicklung der BET-Oberfläche ist in **Abbildung 6.3** (unten) gezeigt. Mit zunehmender Pyrolysetemperatur steigt die BET-Oberfläche zunächst an und erreicht bei 500 °C ein Maximum von 79,75 m² g⁻¹. Anschließend fällt sie bis 650 °C auf ein Minimum von 59,09 m² g⁻¹ ab, bevor sie bei weiterer Temperaturerhöhung wieder leicht zunimmt (61,80 m² g⁻¹ bei 750 °C). Die gemessenen BET-Werte liegen im Bereich der N5xx- und N6xx-Industrierußtypen (vgl. Anhang 11.1, Tabelle 11.1), die typischerweise im Laufflächenunterbau (N5xx) bzw. im

Innerliner und in der Seitenwand (N6xx) von PKW- und LKW-Reifen eingesetzt werden [152]. Das Oberflächenmaximum bei 500 °C kann durch eine unvollständige Pyrolyse erklärt werden (vgl. TGA-Daten sowie Abbildung 6.2). In diesem Temperaturbereich führt das noch nicht vollständig entgaste Material zu einer stärker zerklüfteten Oberflächenstruktur und damit zu erhöhten BET-Werten. Die anschließende Zunahme der BET-Oberfläche oberhalb von 650°C ist auf den geringeren Anteil an flüchtigen Bestandteilen sowie die reduzierte Bildung kohlenstoffhaltiger Ablagerungen (carbonaceous deposits) zurückzuführen [287–289]. Diese Ablagerungen entstehen während der thermischen Spaltung der Elastomerketten und können sich durch Polykondensationsreaktionen auf der rCB-Oberfläche ablagern [166]. Sie gelten als qualitätsmindernd, da sie aktive Oberflächenstellen des rCB blockieren oder deaktivieren [111, 116] und die ursprünglich raue rCB-Struktur glätten [170], was die Füllstoff-Polymer-Haftung beim Wiedereinsatz als Sekundärrohstoff beeinträchtigen kann [168].

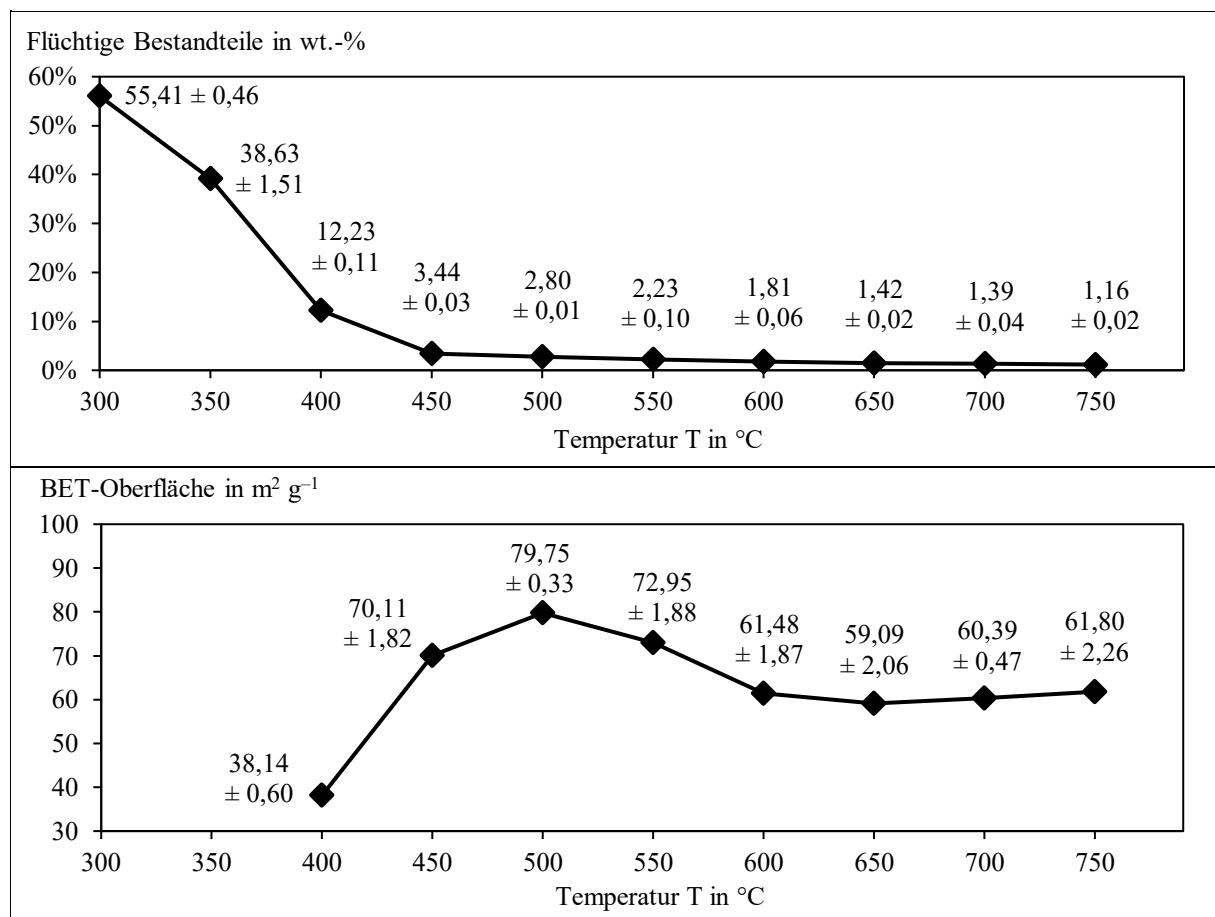


Abbildung 6.3: Flüchtige Bestandteile (oben) und BET-Oberfläche (unten) des Pyrolysekoks aus der ersten Versuchsreihe (T = 300 – 750 °C, ohne Ölkondensation), MW aus Dreifachbestimmung ± SA

Da sich ab einer Temperatur von 600 °C ein stabiles Ausbeuteniveau mit zugleich hoher Koksqualität einstellte, wurden in der zweiten Versuchsreihe die relevanten Pyrolysetemperaturen von 600 °C und 650 °C unter Einsatz einer zusätzlichen Ölabscheidung und Gasanalyse weiter untersucht. Die resultierende Produktverteilung (**Abbildung 6.4**) stimmt gut mit den Koksausbeuten der ersten Versuche überein (vgl. Abbildung 6.2). Der beobachtete Trend einer abnehmenden Ölausbeute mit steigender Prozesstemperatur entspricht den Ergebnissen bisheriger Studien [290–292]. In der Literatur wird jedoch meist auch ein Anstieg der Gasausbeute beschrieben, der in den Laborversuchen bei 650 °C zugunsten einer leicht erhöhten Koksausbeute ausblieb. Dieser Effekt kann trotz sorgfältiger Probenhomogenisierung neben der Prozessparametrierung auch durch die variierende Zusammensetzung des eingesetzten Altreifengranulats beeinflusst werden. Derartige Produktverschiebungen sind besonders im Hinblick auf das Ökobilanzmodell relevant und werden in Kapitel 7 bei der Modellierung der Umwelteinflüsse der Altreifen-Pyrolyse entsprechend aufgegriffen.

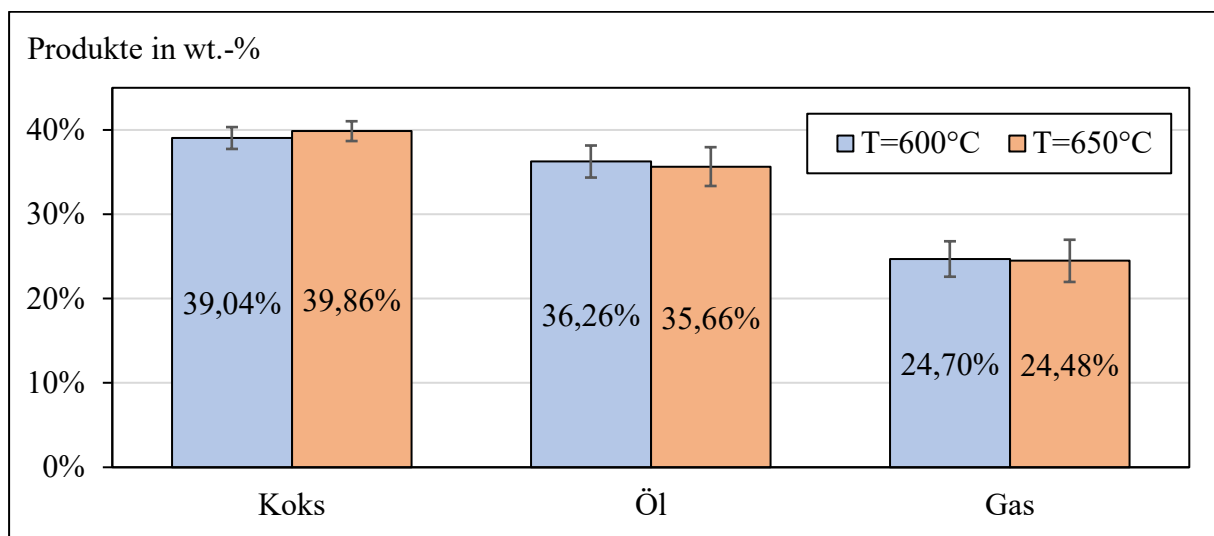


Abbildung 6.4: Produktverteilung der zweiten Versuchsreihe bei $T = 600$ und 650 °C, Fehlerbalken zeigen $\pm$ SA

Die normierte Pyrolysegaszusammensetzung (ohne N_2 -Spülgas) bei 600 °C und 650 °C wurde durch Integration der Gasmasse und -zusammensetzung über die gesamte Versuchsdauer ermittelt (siehe **Abbildung 6.5**). Bei 650 °C wurden höhere Anteile kurzkettiger Gaskomponenten (H_2 , CH_4 , CO , CO_2 , C_2H_4) als bei 600 °C gemessen. Diese Verschiebung ist darauf zurückzuführen, dass langkettige Verbindungen bei niedrigeren Temperaturen stabiler bleiben und erst bei höheren Temperaturen zunehmend zu kurzkettigen Molekülen wie H_2 , CH_4 sowie C_1 - bis C_4 -Kohlenwasserstoffen aufgespalten werden [111, 160, 293].

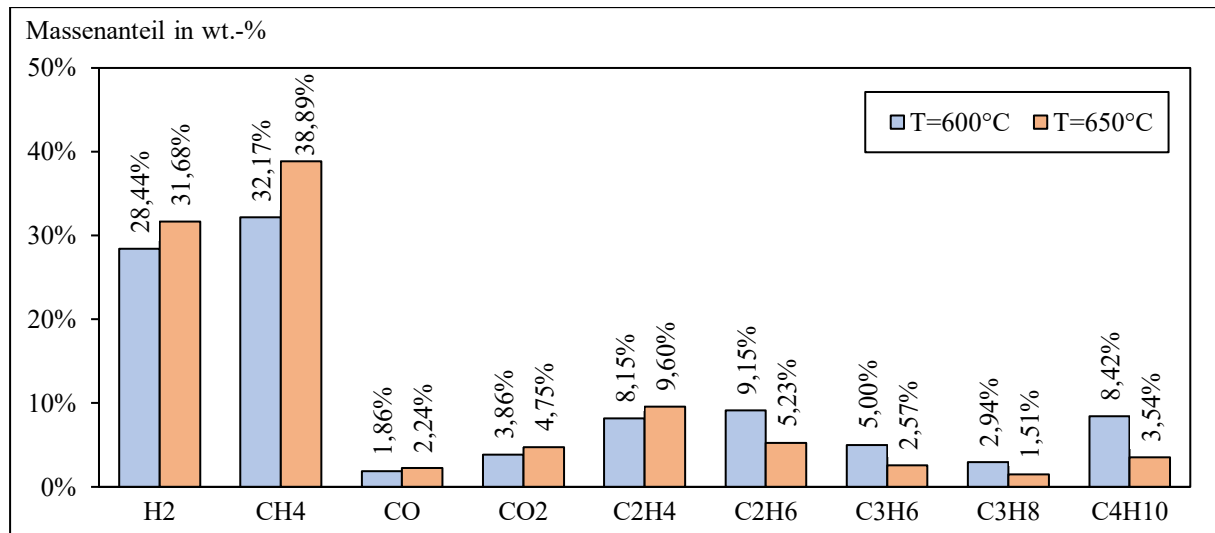


Abbildung 6.5: Pyrolysegaszusammensetzung der zweiten Versuchsreihe bei $T = 600$ und $650\text{ }^{\circ}\text{C}$

6.3 Versuche im halbtechnischen Maßstab

6.3.1 Beschreibung der Anlagentechnik und der Versuchsdurchführung

Die Upscaling-Versuche wurden im kontinuierlichen Betrieb an einem halbtechnischen, elektrisch beheizten Drehrohrofen am :metabolon Institut der TH Köln (Lindlar, Deutschland, siehe **Abbildung 6.6**) durchgeführt. Der Reaktor wird über ein zweistufiges, inertisierbares Materialvorlagesystem und einen horizontalen Schneckenförderer mit dem Aufgabegut beschickt. Das Rohr ($R_{\text{in,DR}} = 150\text{ mm}$) ist leicht zur Horizontalen geneigt ($\beta_{\text{DR}} = 0 - 3\text{ }^{\circ}$) und rotiert mit variabel einstellbarer Drehzahl ($f_{\text{DR}} = 0,1 - 10\text{ min}^{-1}$). Die Materialzugabe über den Schneckenförderer wurde in Abhängigkeit des Neigungswinkel β_{SF} und der Schneckendrehzahl f_{SF} sowohl experimentell als auch rechnerisch bestimmt (Details siehe Anhang 11.2.3). Der axiale Materialtransport erfolgt wie in Kapitel 5.2.1 beschrieben, wobei der dafür benötigte dynamische Schüttwinkel des Gummigranulats θ_{GG} an einem selbst entworfenen Versuchstand (siehe Anhang 11.2.3, Abbildung 11.7) bestimmt wurde.

Während der thermischen Behandlung wird das Reaktorinnere kontinuierlich mit Stickstoff inertisiert, um eine sauerstofffreie Atmosphäre bei einem relativen Druck von etwa 10 mbar aufrechtzuerhalten. Gleichzeitig entsteht dadurch ein gerichteter Gasstrom in Richtung Reaktorausstrag. Die thermische Zersetzung des Aufgabeguts erfolgt entlang einer beheizten Rohrlänge von $L_{\text{Heiz}} = 3.500\text{ mm}$ durch sechs einzeln ansteuerbare elektrische Heizelemente mit jeweils 10 kW Anschlussleistung ($T_{\text{max}} = 900\text{ }^{\circ}\text{C}$). Die Auslastung der Heizungen und somit die tatsächliche Stromaufnahme werden kontinuierlich im Daten-Log erfasst.

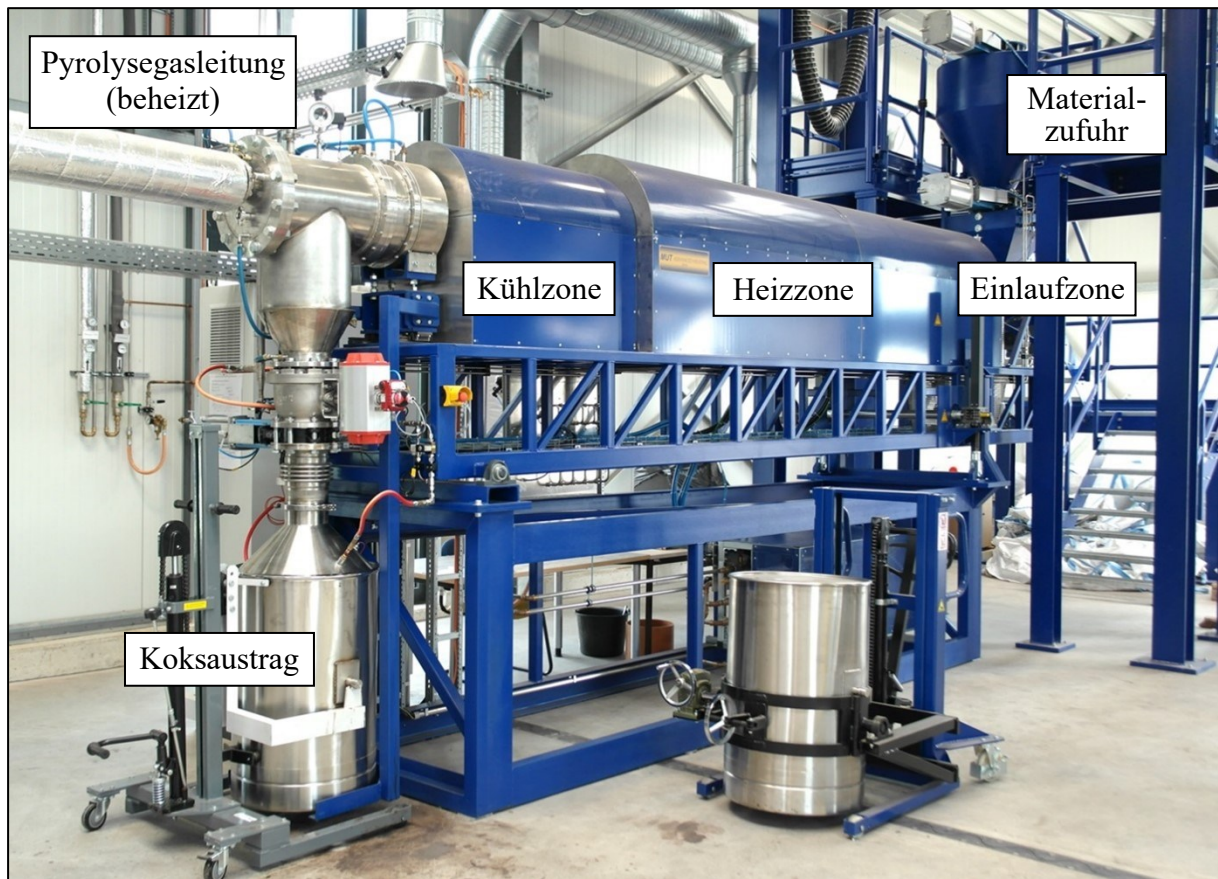


Abbildung 6.6: Halbtechnischer Drehrohrofen am :metabolon Institut der TH Köln

Das während der Pyrolyse entstehende Gasgemisch wird über eine koaxial im Reaktor geführte Gaslanze abgezogen und über eine auf 500 °C beheizte Leitung einer thermischen Nachverbrennung (TNV) zugeführt, in der es vollständig oxidiert wird. Die maximale Materialdurchsatzrate des Reaktors beträgt 30 kg h^{-1} (materialabhängig) und wird durch die thermische Leistung der TNV ($150 \text{ kW}_{\text{th}}$) begrenzt.

Zur Ölkondensation und Gasanalytik wird ein definierter Bypass (BP)-Gasstrom aus der beheizten Pyrolysegasleitung abgezweigt. Die Kondensation des Pyrolyseöls (Kondensatflaschen in Eisbad), die Gasaufbereitung (Diesel- und Isopropanol-Bad sowie Aktivkohle- und Silicagel-Filter, temperiert auf $T = 4 \text{ °C}$) sowie die Gasanalyse erfolgen analog zu den in Kapitel 6.2.1 beschriebenen Laborversuchen.

Der Pyrolysekoks wird im Austragsbereich des Reaktors durch ein doppelwandiges Wasserkühlsystem auf unter 100 °C abgekühlt. Die Entnahme erfolgt in einen mit Stickstoff inertisierten Auffangbehälter, der über eine gasdichte Schleuse während des laufenden Betriebs gegen einen leeren Behälter ausgetauscht werden kann, sodass der kontinuierliche Prozess nicht unterbrochen werden muss.

Eine schematische Darstellung des Versuchsaufbaus mit allen für die Massenbilanzierung relevanten Größen ist in **Abbildung 6.7** dargestellt. Ergänzende technische Details zum Reaktor- und Aufbau finden sich in Anhang 11.2.3 (Abbildung 11.6 und **Tabelle 11.4**).

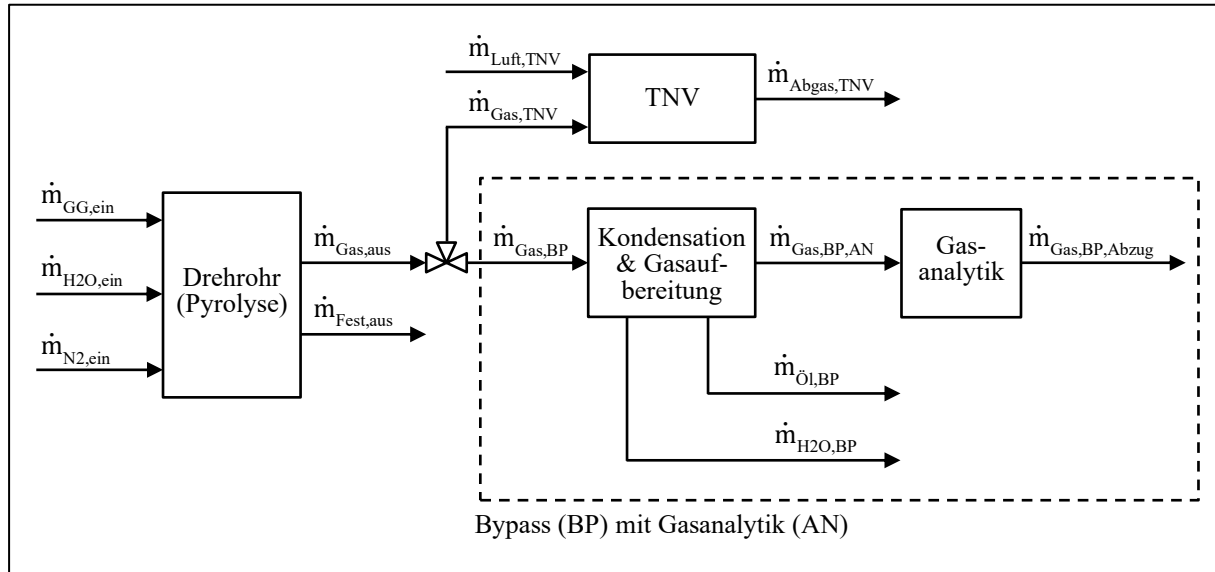


Abbildung 6.7: Bilanzierungsschema der Pyrolyseversuche im Drehrohrofen

Die Bilanzierung des Gesamtsystems umfasst eingangsseitig die bekannten Massenströme des Gummigranulats ($\dot{m}_{GG,ein}$), des darin enthaltenen Wassers ($\dot{m}_{H_2O,ein}$) sowie des Inertgases ($\dot{m}_{N_2,ein}$). Auf der Ausgangsseite wird die Pyrolysekoksmaße ($\dot{m}_{Fest,aus}$) gravimetrisch bestimmt, während die Masse des Öls und des permanenten Pyrolysegases (PGas) indirekt über den BP ermittelt werden. Da während der Pyrolyse weder eine zusätzliche Wasserbildung noch eine Veränderung des Stickstoffgehalts angenommen wird, entsprechen die Ausgangsströme von Wasser und Stickstoff den jeweiligen Eingangsströmen ($\dot{m}_{H_2O,aus} = \dot{m}_{H_2O,ein}$, $\dot{m}_{N_2,aus} = \dot{m}_{N_2,ein}$).

Zur Erfassung der Produktmassenströme für Öl ($\dot{m}_{Öl,aus}$) und PGas ($\dot{m}_{PGas,aus}$) wird der aus dem Drehrohr austretende Gesamtgasstrom ($\dot{m}_{Gas,aus}$) in einen begleitbeheizten Hauptgasstrom zur Verbrennung in der TNV ($\dot{m}_{Gas,TNV}$, ohne Kondensation) und einen BP-Strom ($\dot{m}_{Gas,BP}$) aufgeteilt. Durch die Reaktorrotation sowie die mehrfach abgewinkelte Pyrolysegasleitung wird für beide Teilströme eine ideale Durchmischung und damit eine identische Zusammensetzung angenommen. Im BP erfolgt die Kondensation der Öl- und Wasseranteile ($\dot{m}_{Öl,BP} + \dot{m}_{H_2O,BP}$), deren Gesamtmasse durch Auswiegen der Kondensatflaschen bestimmt wird. Der nicht kondensierbare Bypassgasstrom ($\dot{m}_{Gas,BP,AN}$), bestehend aus PGas und N_2 , wird über den gemessenen Volumenstrom am Analytik (AN)-Zweig ($\dot{V}_{Gas,BP,AN}$) sowie die mittels Gaschromatographie (GC) bestimmte Gaszusammensetzung $\psi_{i,Gas,BP,AN}$ quantifiziert. Aus dem Produkt der Volumenanteile mit den jeweiligen Dichten der Einzelkomponenten ergibt sich die Gesamtgasdichte

und damit die Masse des BP-Gasstroms. Unter Berücksichtigung des bekannten Inertgasstroms werden daraus der Massenstrom des PGas, das Aufteilungsverhältnis zwischen BP- und TNV-Gasstrom sowie die absoluten Gasmassenströme und deren Anteile an N₂, H₂O und PGas berechnet.

Die Elementbilanzierung des Gesamtsystems basiert auf den ermittelten Massenströmen und den Analysen der Pyrolyseprodukte. Die Koksanalytik erfolgt analog zu den Laborversuchen (vgl. Tabelle 11.3) und liefert die elementare Zusammensetzung des Feststoffs. Für die permanente Gasphase werden die mittels GC gemessenen Volumenanteile der einzelnen Gaskomponenten nach Gleichung (6.1) in Massenanteile umgerechnet.

$$\omega_i = \frac{\psi_i \cdot M_i}{\sum_j \psi_j \cdot M_j} \quad (6.1)$$

mit

i	= betrachtete Gaskomponente
j	= Index über alle im Gasgemisch enthaltenen Komponenten
ξ_i	= Massenanteil der Gaskomponente i
ψ_i	= Volumenanteil der Gaskomponente i
M_i	= molare Masse der Gaskomponente i

Auf dieser Datengrundlage wird die Gesamtelementbilanz nach Gleichung (6.2) berechnet.

$$\begin{aligned} &\xi_{GG,i} \cdot \dot{m}_{GG,ein} + \xi_{H_2O,i} \cdot \dot{m}_{H_2O,ein} + \xi_{N_2,i} \cdot \dot{m}_{N_2,ein} \\ &= \xi_{Fest,i} \cdot \dot{m}_{Fest,aus} + \xi_{PGas,i} \cdot \dot{m}_{PGas,aus} + \xi_{öl,i} \cdot \dot{m}_{öl,aus} \\ &+ \xi_{H_2O,i} \cdot \dot{m}_{H_2O,aus} + \xi_{N_2,i} \cdot \dot{m}_{N_2,aus} \end{aligned} \quad (6.2)$$

mit

$\dot{m}_{H_2O,ein}$	= $\dot{m}_{H_2O,aus}$
$\dot{m}_{N_2,ein}$	= $\dot{m}_{N_2,aus}$
i	= betrachtete Elemente C, H, N, S, O und Asche
ξ_i	= Massenanteil des Elements i

Zur Berechnung des Heizwerts $H_{u,PGas}$ des Pyrolysegases werden die Reaktionsenthalpien der einzelnen Gaskomponenten auf Basis ihrer Standardbildungsenthalpien ΔH_f^0 (aus Tabellenwerk [278]) bestimmt und entsprechend ihrer Massenanteile zu einem Gesamtwert aufsummiert.

6.3.2 Auswertung der Versuche und Plausibilisierung der Ergebnisse

Die Upscaling-Versuche im halbtechnischen Drehrohrreaktor wurden bei den aus den Laborstudien abgeleiteten Prozesstemperaturen von 600 °C und 650 °C (abgeschlossene Pyrolyse, hohe rCB-Qualität) durchgeführt. Alle relevanten Prozessparameter sowie detaillierte Angaben zu den Betriebsbedingungen und dem Energiebedarf sind in Anhang 11.2.3 (**Tabelle 11.6** und **Tabelle 11.7**) zusammengestellt. Der Bilanzierungszeitraum betrug 60 min im kontinuierlichen Steady-State-Betrieb. Die Massenbilanzen wurden nach dem in Abbildung 6.7 skizzierten Schema erstellt. **Abbildung 6.8** zeigt die Ergebnisse für beide Temperaturen im Vergleich zu den entsprechenden Laborversuchen (vgl. Kapitel 6.2.2) sowie durchschnittlichen Literaturdaten zur Plausibilisierung.

Zwischen Labor- und halbtechnischen Versuchen zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung der Ergebnisse. Die Koksausbeuten betragen im Drehrohrföfen 40,33 wt.-% (600 °C) und 39,64 wt.-% (650 °C) und sind damit nahezu identisch mit den Laborwerten (39,04 wt.-% bei 600 °C und 39,86 wt.-% bei 650 °C). Im Drehrohrföfen fielen die Ölausbeuten um etwa 2 wt.-% höher und die Gasausbeuten entsprechend niedriger aus als im Labormaßstab. Zusätzlich zeigt sich im Drehrohrföfen die nach [290–292] erwartete temperaturabhängige Verschiebung der Öl- und Gasausbeute. So verringert sich bei 650 °C die Ölausbeute im Vergleich zu 600 °C um etwa 1 wt.-%, was zu einem entsprechenden Anstieg der Gasausbeute führt.

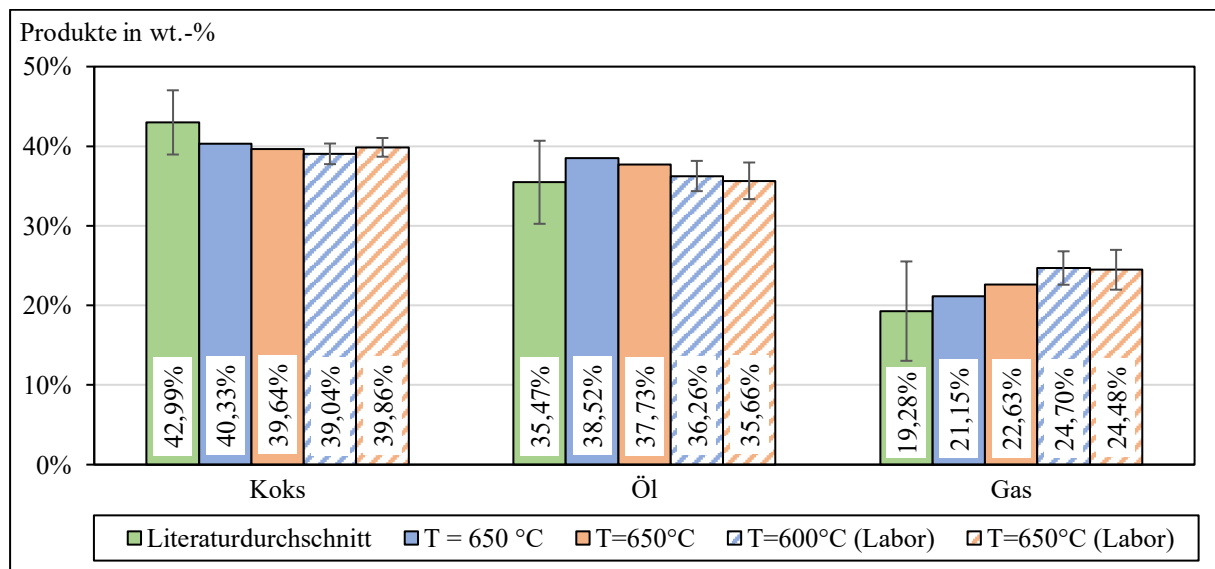


Abbildung 6.8: Produktverteilung der Pyrolyseversuche im halbtechnischen Drehrohrföfen bei T = 600 und 650 °C (Öl jeweils inkl. 0,63 wt.-% H₂O) sowie Vergleich mit Laborversuchen (vgl. Kapitel 6.2.2) und Literaturdurchschnitt (gemäß Anhang 11.2.3, **Tabelle 11.8**), Fehlerbalken zeigen ± SA

Um analog zur Laborstudie eine qualitative Bewertung des im Drehrohrofen erzeugten Pyrolysekokes einzubeziehen, wurden die Proben gemäß **Tabelle 6.2** charakterisiert. Die Resultate beider Temperaturstufen sind grundsätzlich ähnlich, zeigen jedoch bei 650 °C einen leicht erhöhten Kohlenstoffgehalt sowie einen signifikant reduzierten Anteil an flüchtigen Bestandteilen. Diese Beobachtung deckt sich mit den Ergebnissen aus den Laborversuchen (vgl. Kapitel 6.2.2). Demnach nimmt mit steigender Pyrolysetemperatur sowohl der Anteil flüchtiger Bestandteile als auch die Menge kohlenstoffhaltiger Rückstände (carbonaceous deposits) auf der rCB-Oberfläche ab. Die dadurch erreichte höhere Reinheit sowie die verbesserte funktionelle Qualität des rCB bei einer Pyrolysetemperatur von 650 °C erhöhen dessen Eignung für die Wiederverwendung in neuen Polymeranwendungen. Für vertiefende Untersuchungen zur Aufbereitung und Analytik des Pyrolysekokes sowie dessen Wiedereinsatz in neuen Gummimischungen sei ergänzend auf die bereits veröffentlichten Studien [156, 168] verwiesen.

Tabelle 6.2: Analytik des Pyrolysekoks der Versuche im halbtechnischen Drehrohrofen bei T = 600 und 650 °C

Parameter	Einheit	T = 600 °C	T = 650 °C
C	wt.-%	75,91	76,51
H	wt.-%	1,34	0,94
N	wt.-%	0,27	0,31
S	wt.-%	3,12	2,85
Asche	wt.-%	19,36	19,39
Flüchtige Bestandteile	wt.-%	2,01	1,51
BET-Oberfläche	m ² g ⁻¹	62,18	61,97

Die Charakterisierung des permanenten Pyrolysegases erfolgte mittels GC-Analyse (Messaufbau analog zu den Laborversuchen, siehe Anhang 11.2.2) über eine Messdauer von 60 Minuten im stationären Betrieb. Die Gaszusammensetzungen sind in **Abbildung 6.9** im Vergleich zu den Laborwerten sowie zu Literaturdurchschnitten dargestellt, eine tabellarische Übersicht der exakten Werte findet sich in Anhang 11.2.3, **Tabelle 11.9**. Die Anteile von H₂ und CH₄ liegen geringfügig unter den Laborwerten, wohingegen etwas höhere Konzentrationen langkettiger Kohlenwasserstoffe festgestellt wurden. Aus den Gaszusammensetzungen ergeben sich rechnerische Heizwerte von 46,58 MJ kg⁻¹ (600 °C) und 46,52 MJ kg⁻¹ (650 °C). Der im Vergleich zum Literaturdurchschnitt erhöhte CH₄-Gehalt, wie er vor allem oberhalb von 600 °C berichtet wird [294], sowie das Fehlen der in der Literatur teilweise beschriebenen Verbindungen C₄H₈, C₄H₆ und H₂S, deuten auf prozessspezifische Besonderheiten der eingesetzten Drehrohrofentechnologie hin. Typische Bedingungen der langsamen Pyrolyse im Drehrohrofen (höhere

Temperaturen und längere Verweilzeiten) begünstigen eine weitergehende Zersetzung langkettiger Kohlenwasserstoffe, sodass verstärkt kurzkettige Gasmoleküle (wie CH_4 und H_2) gebildet werden. Dadurch verschiebt sich die Zusammensetzung der Gasfraktion hin zu kurzkettigen Molekülen, was sich deutlich von der schnellen Pyrolyse mit Fokus auf die Ölproduktion unterscheidet, bei der aufgrund kürzerer Verweilzeiten und niedrigerer Temperaturen größere Anteile mittel- bis langkettiger Verbindungen entstehen. Gerade diese prozessspezifischen Effekte gilt es im Rahmen der hier verfolgten Gesamtmethodik im Prozessmodell abzubilden, um belastbare Primärdaten als Grundlage für eine präzise ökobilanzielle Bewertung zu gewährleisten.

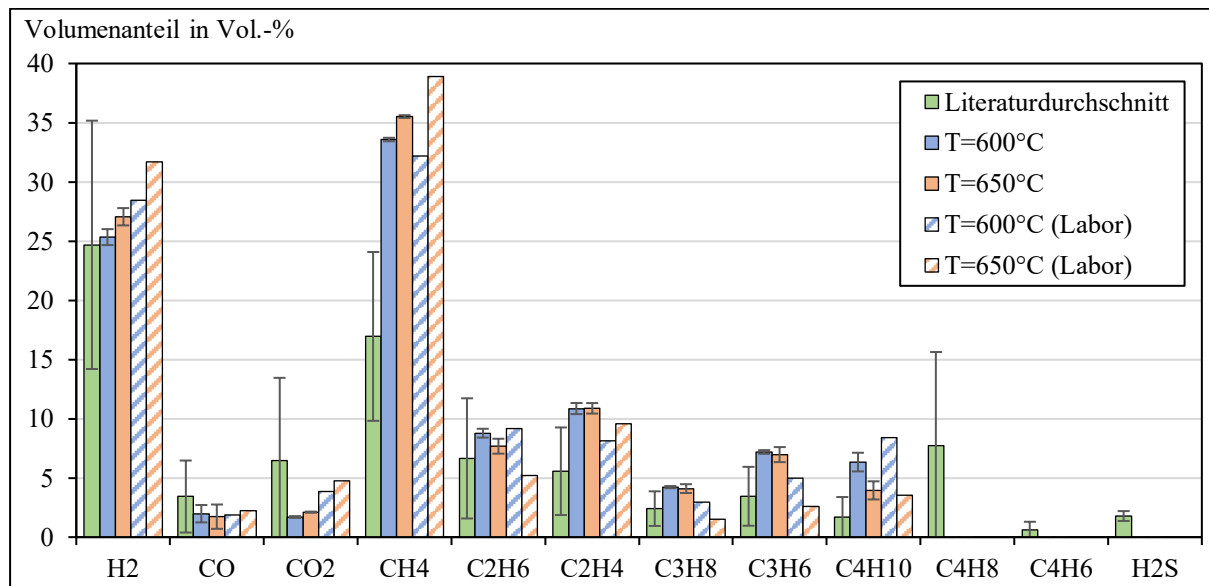


Abbildung 6.9: Zusammensetzung des permanenten Pyrolysegases im halbtechnischen Drehrohrofen bei $T = 600$ und 650 °C im Vergleich zu den Laborversuchen (vgl. Kapitel 6.2.2) und Literaturdurchschnitten (gemäß Anhang 11.2.3, **Tabelle 11.10**), Fehlerbalken zeigen $\pm$ SA

Auf Basis der Massenbilanzen sowie der Koks- und Gasanalysen lassen sich unter Anwendung der Gleichungen (6.1) und (6.2) die Elementbilanzen der Drehrohrofenversuche aufstellen. **Abbildung 6.10** zeigt die Bilanz für den Versuch bei 650 °C als Sankey-Diagramm. Daraus wird deutlich, dass der Kohlenstoffanteil des Gummigranulats, entsprechend dem Recyclingziel der Kohlenstoffrückgewinnung und -recyklierung, überwiegend in die Pyrolyseprodukte Öl (41 wt.-%) und Koks (38 wt.-%) übergeht. Ein minimaler Ascheeintrag ins Pyrolyseöl bei den 650 °C-Versuchen resultiert aus mechanisch mitgerissenen Partikeln („Carry-Over“) und ist nach [24] als plausibel einzustufen. Die Bilanzdarstellung des 600 °C-Versuches wurde analog erstellt und ist in Anhang 11.2.3, **Abbildung 11.8** einsehbar.

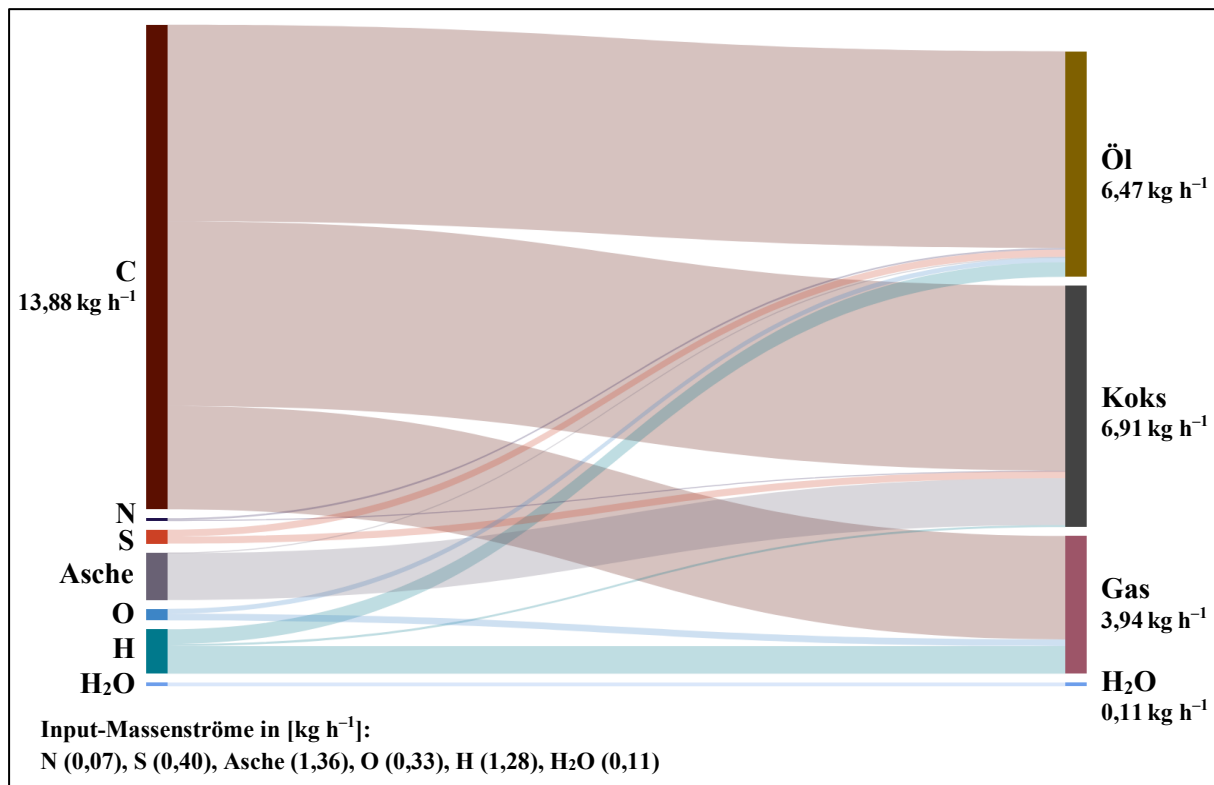


Abbildung 6.10: Elementbilanz der Pyrolyseversuche im halbtechnischen Drehrohrföfen bei $T = 650\text{ °C}$

Mithilfe des in Kapitel 5 beschriebenen Prozessmodells konnten ideale Reaktoreinstellungen ermittelt werden (Standardprozesseinstellung), die sowohl eine vollständige Pyrolyse als auch einen effizienten Stromverbrauch gewährleisten. Die damit gewonnenen Betriebsdaten aus dem halbtechnischen Drehrohrföfen bilden eine belastbare Primärdatengrundlage für die Altreifen-Pyrolyse, die den in Kapitel 4 definierten Anforderungen an das Gesamtmodell entsprechen.

Die Versuchsreihe bei 650 °C stellt im Vergleich zu 600 °C einen etwas konservativeren Ansatz dar, da sie mit geringeren Koks- und Ölausbeuten sowie einem niedrigeren Heizwert des Pyrolysegases einhergeht. Gleichzeitig liefert sie jedoch eine bessere Qualität des rückgewonnenen rCB. Für das Schließen von Materialkreisläufen ist insbesondere die Produktqualität entscheidend, da sie das Wiederverwendungspotenzial des Sekundärrohstoff maßgeblich bestimmt. Daher werden die Ergebnisse der 650 °C-Versuche als zentrale Grundlage für die nachfolgende ökobilanzielle Bewertung herangezogen.

7 Ökobilanz

Der zentrale methodische Ansatz dieser Arbeit besteht in der integrierten Kopplung von Prozess- und Ökobilanzmodell zur Optimierung und Bewertung der Altreifen-Pyrolyse sowie der daraus resultierenden Sekundärrohstoffe. Das übergeordnete Gesamtmodell (vgl. Kapitel 4) ermöglicht es, ökologische Aspekte bereits in der Prozessparametrierung zu berücksichtigen und den Betrieb auf definierte Zielgrößen hin zu optimieren. Im Mittelpunkt der Analyse steht die Maximierung des rCB-Ertrags bei hoher Produktqualität und minimalen THG-Emissionen. Der im Prozessmodell (vgl. Kapitel 5) ermittelte optimale Betriebspunkt dient der Erhebung technologiespezifischer Primärdaten (vgl. Kapitel 6), die als valide Datengrundlage in die LCA einfließen. Dadurch entsteht eine direkte Verbindung zwischen technologischer Prozessauslegung und Umweltbewertung, die eine kombinierte und perspektivisch auch auf andere Anwendungen übertragbare Systemoptimierung ermöglicht.

Das übergeordnete Ziel der Ökobilanz besteht in der Erfassung, Quantifizierung und Bewertung der Umweltwirkungen des pyrolytischen Altreifen-Recyclings. Im Fokus steht das ökologische Potenzial der Pyrolyseprodukte rCB, TPO und sCB im Kontext zukünftiger Kreislaufwirtschaftsstrategien. Die Ergebnisse sollen die technologische Weiterentwicklung der Pyrolyse vorantreiben, die Nutzung der daraus gewonnenen Sekundärrohstoffe stärken und die Akzeptanz des Verfahrens in Industrie und Gesellschaft erhöhen, um mittelfristig eine breitere Implementierung und den Ausbau entsprechender Verwertungskapazitäten zu unterstützen.

Für die Umsetzung der LCA werden in diesem Kapitel zunächst die allgemeinen Rahmenbedingungen erläutert, die allen nachfolgenden Betrachtungen zugrunde liegen. Anschließend bildet die Produkt-Perspektive den analytischen Schwerpunkt der Untersuchung. Hierbei werden die Umweltwirkungen der Pyrolyseprodukte rCB und TPO analysiert und die Rußarten rCB und sCB (aus TPO) mit konventionellem Furnace CB verglichen. Vor dem Hintergrund der aktuellen Altreifen-Entsorgungsproblematik und der Bestrebungen in Richtung Kreislaufwirtschaft (vgl. Kapitel 2) wird ergänzend die Abfall-Perspektive betrachtet. In diesem Zusammenhang erfolgt der ökologische Vergleich der Pyrolyse mit bestehenden Altreifenverwertungspfaden, um ihr Potenzial als umweltfreundliche und kreislauffähige Ergänzungstechnologie einzuordnen. Abschließend wird das entwickelte Ökobilanzmodell exemplarisch auf eine vertikale Reaktortechnologie übertragen, um technologiebedingte Einflüsse auf die LCA-Ergebnisse sowie die Bedeutung prozessspezifischer Modelle und belastbarer Primärdaten herauszuarbeiten.

7.1 Übergeordnete Rahmenbedingungen und Prozessketten

Die LCA folgt einem modularen Aufbau, bei dem acht Prozessketten aus Produkt- und Abfall-Perspektive betrachtet werden (siehe **Abbildung 7.1**). Als Bewertungsgrundlage für die Produkt-Perspektive dient eine deklarierte Einheit von 1,0 t Produkt. Dabei werden zunächst die Prozessketten für rCB und TPO modelliert und die jeweiligen PCFPs ermittelt, die als zentrale Vergleichsgrundlage der Studie dienen. Anschließend wird der PCFP der TPO-Schwerfraktion dem PCFP des FF aus der Ölindustrie gegenübergestellt, der bei der fossil-basierten CB-Herstellung im Furnace-Prozess als Kohlenstoffquelle dient. Aufbauend darauf wird der PCFP für die sCB-Prozesskette bestimmt, wobei die TPO-Schwerfraktion als Substitut für FF im Furnace-Prozess genutzt wird [162, 295]. Die Berechnungsergebnisse der Produkt-Perspektive werden daraufhin in einem Vergleich zusammengeführt, der die aus der Pyrolyse gewonnenen Rußarten rCB und sCB der konventionellen CB-Prozesskette gegenüberstellt.

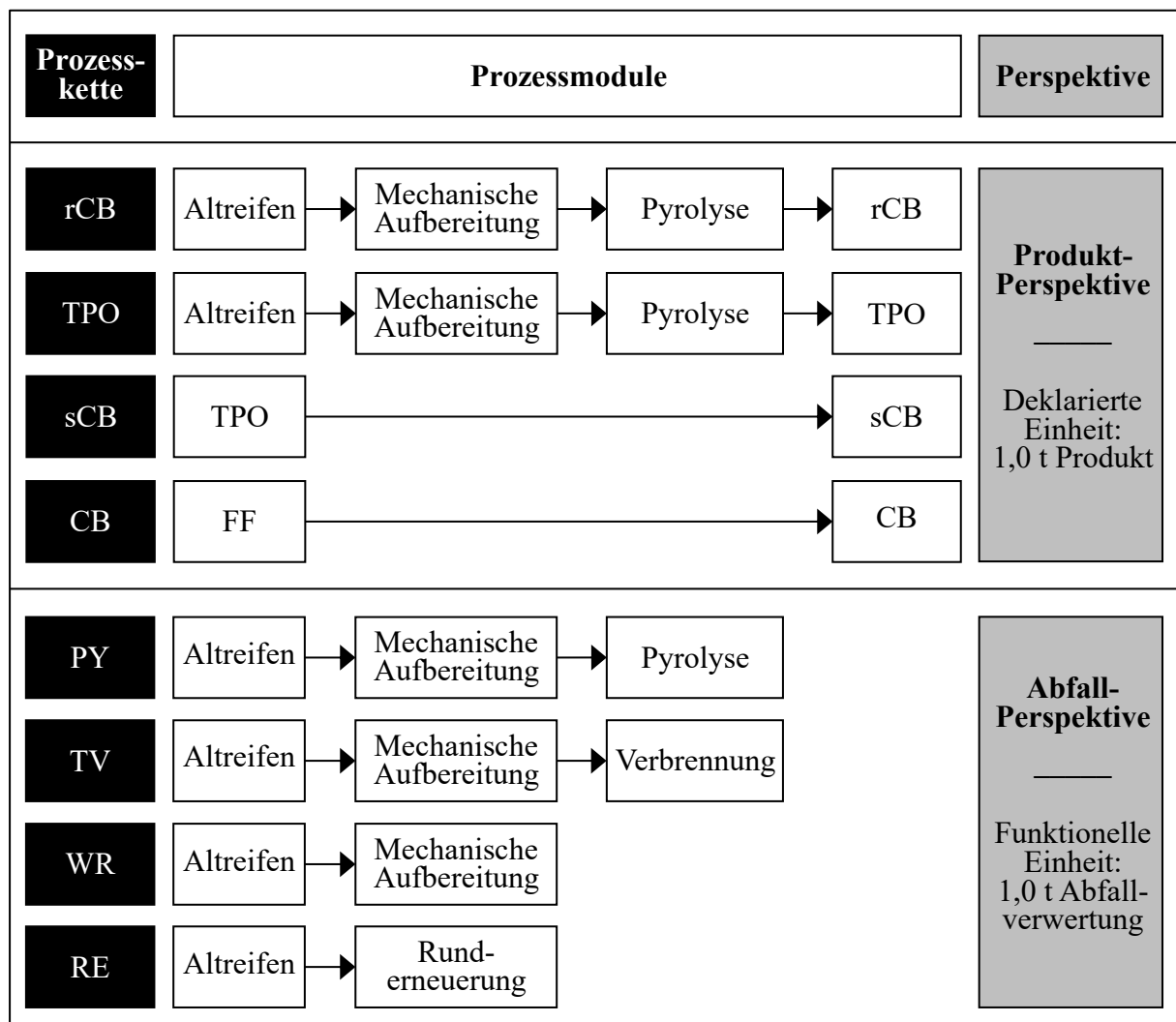


Abbildung 7.1: Prozessketten der Ökobilanzierung aus Produkt- und Abfall-Perspektive

In der Abfall-Perspektive wird die funktionelle Einheit auf 1,0 t Abfallverwertung festgelegt. Auf Grundlage des in Kapitel 4 beschriebenen Gesamtmodells werden die Altreifenverwertungspfade PY, WR, TV und RE (vgl. Abbildung 4.2) miteinander verglichen, um eine erste, orientierende ökologische Einordnung der PY-Prozesskette in den aktuellen Verwertungsmix vorzunehmen. Die Prozessketten PY, WR und TV werden aus den Prozessmodulen der Produkt-Perspektive abgeleitet, für die Bewertung der RE-Prozesskette werden Literaturdaten (vgl. Kapitel 3.3) herangezogen.

Die Modellierung wird gemäß den internationalen Normen ISO 14040, 14044 und 14067 durchgeführt und folgt dem methodischen Vier-Phasen-Aufbau: (1) Ziel- und Untersuchungsrahmen, (2) Sachbilanz, (3) Wirkungsabschätzung und (4) Auswertung [182, 183, 191]. Aufgrund der Relevanz für das chemische Recycling von Reifen werden zusätzlich die TfS-Richtlinien der Chemieindustrie (Version 3.0, vgl. Abschnitt 3.5.3) [228] sowie die PCR für Reifen von UL Environment (Version 3.05, vgl. Abschnitt 3.5.4) [235] berücksichtigt.

7.2 Produkt-Perspektive (rCB, TPO)

Der Modellaufbau für die Prozessketten von rCB und TPO ist nahezu identisch, Unterschiede zeigen sich erst in der jeweiligen Bewertung. Aus diesem Grund werden beide Prozessketten in diesem Kapitel gemeinsam dargestellt.

7.2.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Neben dem übergeordneten Zielen (siehe Präambel zu Kapitel 7) werden in der Produkt-Perspektive primär die Umweltwirkungen der Prozessketten zur Herstellung von rCB und TPO durch Altreifen-Pyrolyse ermittelt. Die Ergebnisse dienen als repräsentative PCFPs gemäß ISO 14067 und bilden die Grundlage für zukünftige LCAs von Produkten und Materialien, in denen rCB und TPO als alternative Sekundärrohstoffe eingesetzt werden. Auf dieser Basis werden die Umwelteinflüsse von TPO und FF als Feedstock für das Furnace Verfahren verglichen und anschließend die drei Rußarten rCB, sCB und CB gegenübergestellt.

Die deklarierte Einheit ist, abhängig von der Prozesskette, als 1,0 t rCB beziehungsweise 1,0 t TPO aus der Altreifen-Pyrolyse festgelegt. Die Systemgrenzen umfassen eingangsseitig die Sammlung von Altreifen (Cradle) sowie deren mechanische Aufbereitung zu Gummigranulat, Stahl und Textilgewebe. Die Stahlfraktion wird dem Stahlrecycling und das Textilgewebe der thermischen Verwertung zugeführt. Das freigelegte Gummigranulat wird pyrolysiert, wodurch Pyrolysegas, TPO und Raw rCB entstehen. Das Gas wird aufbereitet und energetisch genutzt,

das TPO wird in Tanks gesammelt und das Raw rCB wird nach einer Feinvermahlung und Pelletierung als marktfähiges rCB gemäß ASTM D8178 [163] abgepackt. Wie in **Abbildung 7.2** dargestellt, endet die Systemgrenze am Werksausgang (Gate) des Recyclingbetriebs.

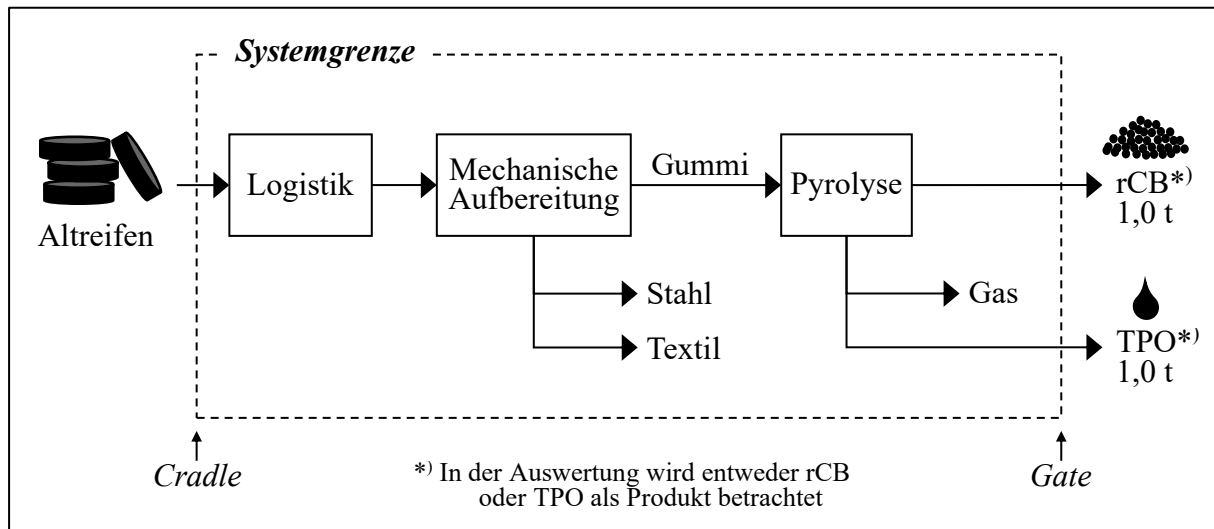


Abbildung 7.2: Systemgrenze der Prozessketten rCB und TPO (Produkt-Perspektive)

In die Betrachtung wurden alle relevanten Prozesse sowie sämtliche Stoff- und Energieströme einbezogen. Durch die Kopplung des LCA-Modells mit dem technologiespezifischen Prozessmodell (vgl. Kapitel 5) fließen die Prozessdaten der 650 °C-Versuche am Drehrohrreaktor des :metabolon Instituts der TH Köln (vgl. Kapitel 6.3) als maßgebliche und konsistente Primärdatengrundlage in die Sachbilanz der LCA ein. Für Parameter, die im Prozessmodell nicht abgebildet sind oder für die keine eigenen Untersuchungsergebnisse vorliegen, werden ergänzend aktuelle Industriedaten aus dem Altreifen-Pyrolysebetrieb der Pyrum Innovations AG (Dillingen/Saar, Deutschland) [224, 225] sowie Literaturwerte herangezogen. Die jeweiligen Datenquellen sind in der Sachbilanz (Abschnitt 7.2.2) dokumentiert. Auf diese Weise lassen sich verbleibende Datenlücken durch realistische Branchenwerte schließen und die Ergebnisse plausibilisieren. Ausgeschlossen wurden lediglich Kapitalgüter wie Maschinen und Gebäude sowie allgemeine Sachaufwendungen („Overhead“), da ihr Einfluss auf die Gesamtbewertung als vernachlässigbar eingestuft wird.

Alle Modelle wurden mit der Software „LCA for Experts“ (Version 10.9.0.20, Sphera Solutions GmbH) und der zugehörigen Datenbank „Sphera Professional“ (Content Version 2024.2) erstellt. Aufgrund der Vielzahl an Einflussfaktoren und der Komplexität des Pyrolyseverfahrens mussten bei der Modellierung verschiedene prozess- und materialbezogene Annahmen sowie Einschränkungen berücksichtigt werden, die in **Tabelle 7.1** zusammengefasst sind. Um die Ergebniszuverlässigkeit der Berechnungen sowie die Empfindlichkeit der Modellierung

gegenüber den getroffenen Annahmen, Einschränkungen und übergeordneten Parametern zu evaluieren, wird im Rahmen der Auswertung eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt.

Tabelle 7.1: Annahmen und Einschränkungen des LCA-Modells

Annahmen (prozessbezogen)
• Transporte: Durchschnittliche Transportdistanzen (Erläuterung siehe Sachbilanz) • Transportmittel: Diesel-LKW, Euro VI (> 32 t Gesamtgewicht, 24,7 t Nutzlast) • Anlagenbetrieb: Kontinuierlicher Steady-State-Betrieb, An- und Abfahrvorgänge des Pyrolysereaktors sowie peripherer Systemkomponenten nicht berücksichtigt • Raw rCB-Aufbereitung: Etwaige Verluste werden mangels verfügbarer Daten und aufgrund des als äußerst gering eingeschätzten Ergebniseinflusses vernachlässigt • USE-Ansatz nach TfS: Verbrennung in MVA als vermiedenes EoL-Szenario • Wärme und Strom: Es wird der deutsche Strom- und Wärme-Mix angenommen
Annahmen (materialbezogen)
• Input-Mix Altreifen: Konstantes Verhältnis aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen • Mechanische Aufbereitung: Konstante Produktverteilung (GG, Stahl, Textil) • Pyrolyse: Konstante Produktverteilung (Pyrolysegas, TPO, rCB) • Permanentgas: Konstante Gaszusammensetzung und konstanter Brennwert • Biogener Kohlenstoff: Ausschließlich aus NR, andere biogene Quellen vernachlässigt
Einschränkungen
• Variabilität der Reifenmischung (z. B. Sommer-/ Winterreifen): nicht berücksichtigt, nur konstante Mittelwerte angenommen • Qualitätsunterschiede zwischen rCB und CB: In Standard-Modell nicht berücksichtigt (vollständiges Substitutionspotenzial vorausgesetzt), dafür als Vorschlag in Auswertung (Abschnitt 7.2.4.3) Qualitätsfaktor auf Basis des C-Gehalts eingeführt • Bauart- und prozessbedingte Unterschiede (z. B. Reaktordesign, Maßstab): Maßstab in eigenen Untersuchungen nur beschränkt abbildbar, da Upscaling nur von Labormaßstab auf halbertechnischen Maßstab (Drehrohrofen), Technologievergleich mit Wanderbettreaktor (Industriemaßstab) siehe Kapitel 7.4

Zur Allokation wird die in Tabelle 3.2 vorgestellte Methodenmatrix verwendet, die verschiedene gängige Ansätze für EoL-Prozesse mit Energie- und Materialrückgewinnung sowie Kop-
 pelprodukte kombiniert. Der Base Case folgt dem Cut-Off-Ansatz, der mit allen relevanten Re-
 gelwerken konform ist. Die Szenarien werden einzeln ausgewertet, um die Einflussvariabilität
 der Modellierungsansätze auf die LCA-Ergebnisse der rCB- und TPO-Herstellung aufzuzeigen.

Angesichts der hohen aktuellen Relevanz der THG-Reduktion wird die LCA in der Wirkungs-
 kategorie „Klimawandel“ anhand des Wirkungsindikators GWP100 gemäß IPCC AR6

bewertet. Entsprechend ISO 14067 ergibt sich daraus der PCFP (Cradle-to-Gate) für TPO und rCB. Die Ergebnisse berücksichtigen Landnutzungsänderungen (engl.: Land Use Change, LUC) und werden sowohl exklusive als auch inklusive biogenem CO₂ ausgewiesen. Dies entspricht der zugrunde liegenden Normung und ermöglicht eine präzise Differenzierung zwischen fossilen und biogenen Emissionen sowie deren Verteilung auf die Pyrolyseprodukte.

7.2.2 Sachbilanz

Der grundlegende Prozessablauf des pyrolytischen Altreifen-Recyclings entspricht der Beschreibung in Kapitel 7.2.1 und spiegelt den Stand der Technik wider (vgl. Kapitel 2.7 und Abbildung 2.10). Die Analyse bezieht sich auf die spezifische Drehrohrpyrolyse (vgl. Kapitel 6.3), deren Prozessdaten in die Sachbilanz einfließen und dort in den einzelnen Prozessmodulen beschrieben werden. Der gesamte Recyclingprozess ist in **Abbildung 7.3** (Prozesskette rCB, Szenario 1) und **Abbildung 7.4** (Prozesskette TPO, Szenario 1) als Fließbild dargestellt. Die einzelnen Prozessmodule sind darin durch nummerierte, schwarz hinterlegte Quadrate gekennzeichnet und dienen als Bezugspunkte für die jeweiligen Sachbilanzinhalte und deren Auswertung.

Gemäß Methodenmatrix (Tabelle 3.2) werden das Hauptsystem (Variante a) und die Erweiterung um den USE-Ansatz nach TfS (Variante b) separat dargestellt. Die Modellierung des USE-Ansatzes wird innerhalb der Sachbilanz (Abschnitt 7.2.2.7) nochmals im Detail erläutert. Für die Szenarien 2, 3 und 4, deren Modellierungsansätze und Systemgrenzen sich ebenfalls gemäß **Tabelle 3.2** unterscheiden, sind die entsprechenden Fließbilder in Anhang 11.4.1 dargestellt (rCB-Prozesskette: **Abbildung 11.10** bis **Abbildung 11.12**, TPO-Prozesskette rCB: **Abbildung 11.13** bis **Abbildung 11.15**).

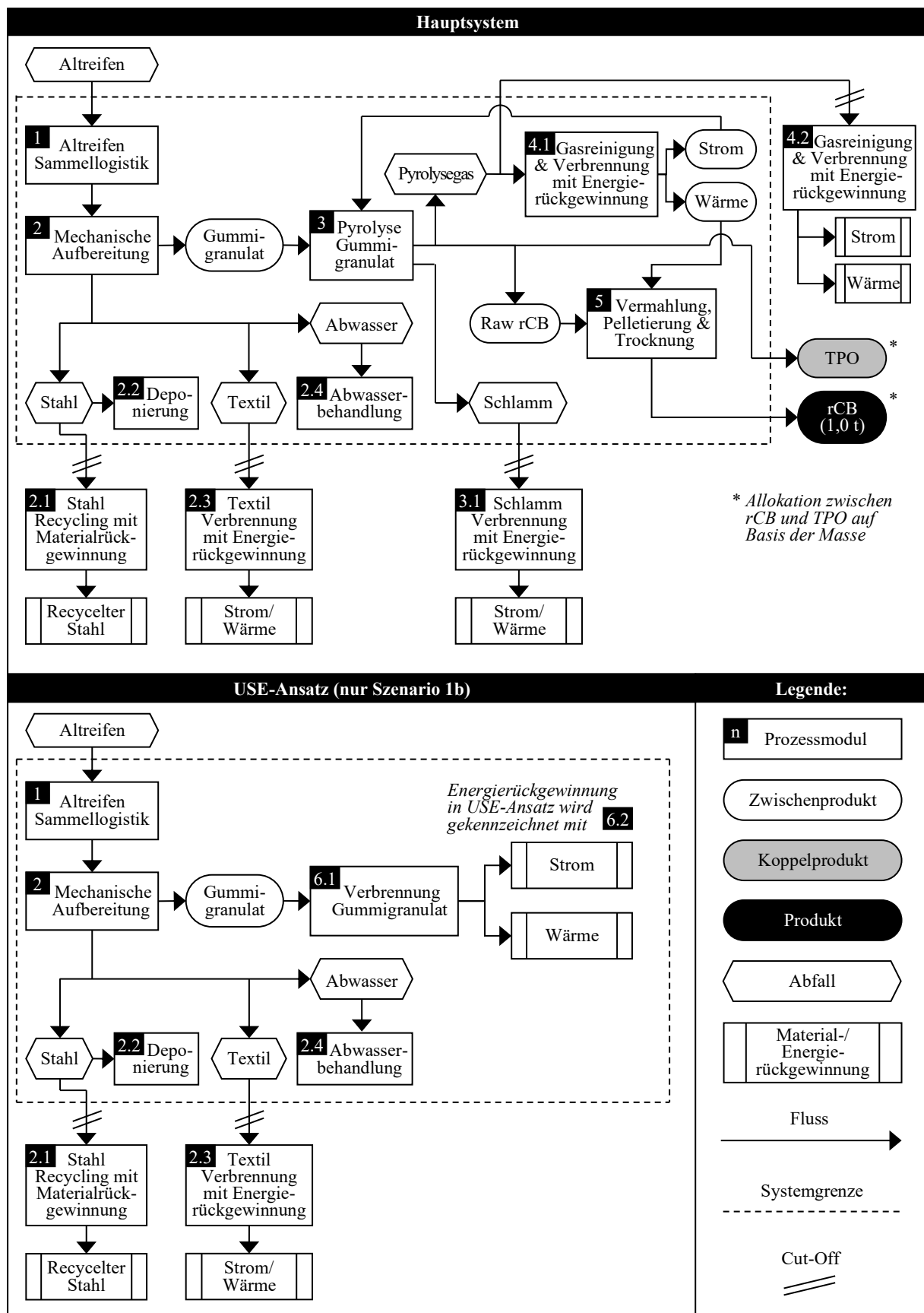


Abbildung 7.3: Prozesskette rCB, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 1 (Base Case)

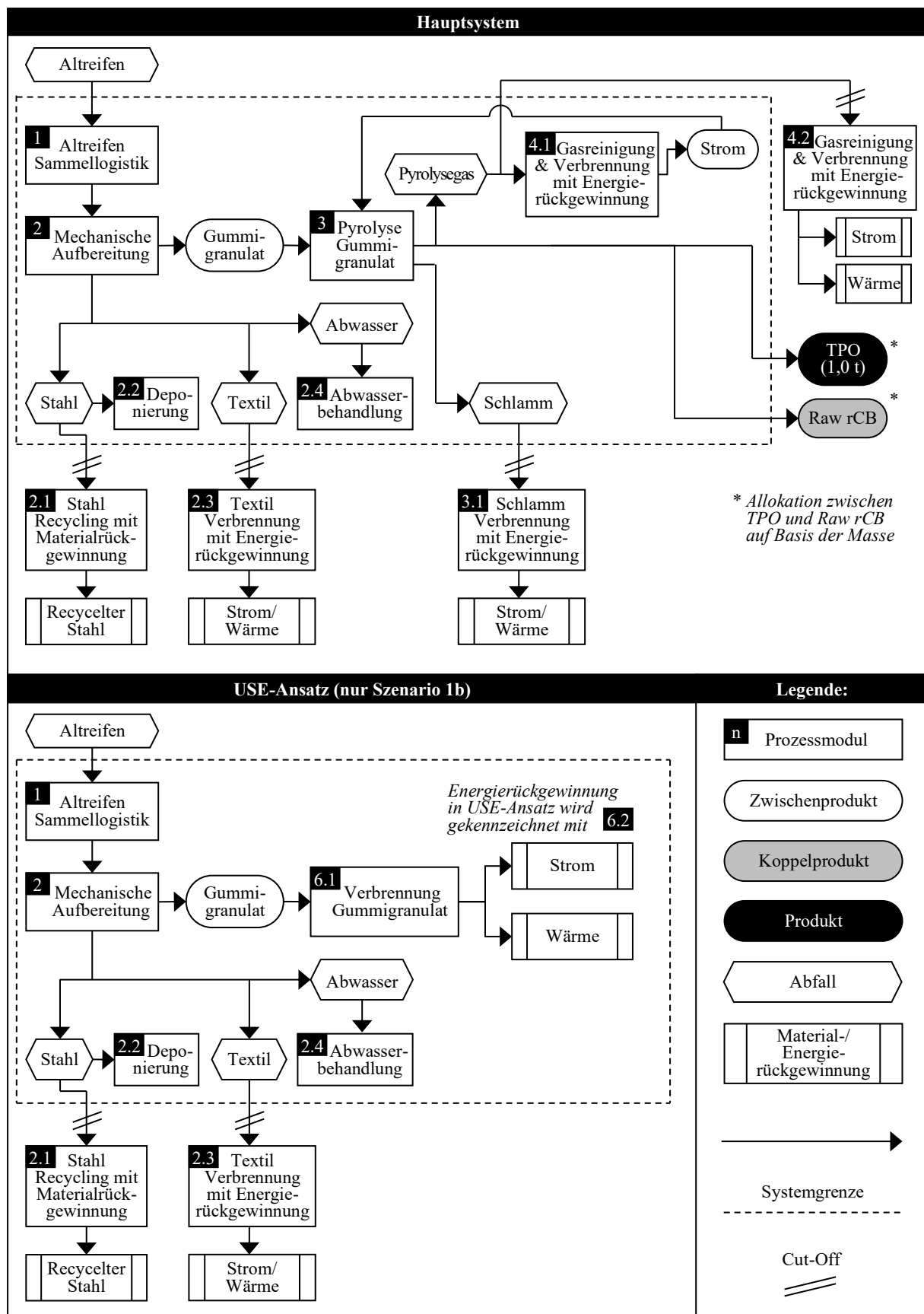


Abbildung 7.4: Prozesskette TPO, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 1 (Base Case)

Zur Erläuterung sei angemerkt, dass sich die Prozessfließbilder dadurch unterscheiden, dass die Raw rCB-Aufbereitung (Prozessmodul 5) bei der TPO-Prozesskette aufgrund der Massenallokation zwischen den Koppelprodukten TPO und Raw rCB entfällt. Dementsprechend werden nach der Allokation bei der Pyrolyse (Prozessmodul 3) nur noch die Prozessmodule berücksichtigt, die für die Herstellung des betrachteten TPO-Produkts erforderlich sind. Die übrigen Prozessmodule sowie der USE-Ansatz (Szenario-Varianten b) bleiben unverändert.

7.2.2.1 Altreifen Sammellogistik

Der Recyclingprozess beginnt mit der Altreifen-Sammellogistik (Prozessmodul 1) und umfasst einen gemischten Abfallstrom aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen [296, 297], die ohne Lasten in das System eingehen. Der Transport beinhaltet eine durchschnittliche, nach Reifentyp gewichtete Gesamtdistanz von 70 km sowie eine angenommene, kumulierte innerbetriebliche Materialbewegung von 1 km mit einem Diesel-Gabelstapler. Die logistikbezogenen LCI-Daten sind in **Tabelle 7.2** zusammengefasst und für die rCB- und die TPO-Prozesskette getrennt dargestellt. Sämtliche Werte in dieser sowie in den folgenden LCI-Tabellen werden absolut und ohne Allokation ausgewiesen. Details zu den Datenspezifikationen, Datensätzen und Quellen sind in den jeweiligen Kommentarspalten angegeben.

Tabelle 7.2: LCI-Daten zur Altreifen Sammellogistik (Prozessmodul 1)

Bezeichnung	Einheit	Wert rCB	Wert TPO	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT					
Altreifen	kg	3.765,23	4.023,01	Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	Materialmix aus realem Betriebsszenario der Pyrum Innovations AG [296, 297]
Transport mit Diesel-LKW	km	70,0	70,0	GLO: Truck, Euro VI A-C, more than 32t gross weight/ 24,7t payload capacity; Treibstoff: DE: Diesel mix at filling Station (Sphera)	Nach Reifentyp gewichteter Mittelwert aus [224] sowie internen Angaben des Fahrradreifenherstellers Schwalbe (nicht öffentlich)
Transport mit Diesel-Gabelstapler	km	1,0	1,0	Kumulierte Transportdistanz auf Betriebsgelände (Rangierfahrten)	Annahme
	kg Diesel	2,6	2,78	DE: Diesel mix at filling Station (Sphera)	Emissionen nach [298] (Stapler-Typ: DSL1)
OUTPUT					
Altreifen	kg	3.765,23	4.023,01	Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	

7.2.2.2 Mechanische Aufbereitung

Während der mechanischen Aufbereitung (Prozessmodul 2) werden die Altreifen in einer mehrstufigen Schredderanlage in die drei Materialfraktionen Gummigranulat (67 wt.-%), Stahl (25 wt.-%) und Textilgewebe (8 wt.-%) getrennt. Eine eigene Primärdatenerhebung für diesen Prozessschritt wurde nicht durchgeführt. Die Datengrundlage basiert deshalb auf Angaben der Pyrum Innovations AG [224] und wurde durch Literaturwerte ergänzt, um eine möglichst breite Datenbasis zu schaffen und Schwankungen der Produktverteilung je nach Reifenart abzubilden. Für den Betrieb der Anlage werden neben Strom auch Wasser zur Kühlung und Reinigung sowie Öl als Schmiermittel benötigt. Zudem werden in regelmäßigen Abständen neue Stahlmesser benötigt. Für die Stromversorgung wird konservativ von einer eigenständigen Netzstromversorgung ausgegangen, da die Schredderanlage zeitlich und betrieblich unabhängig vom Pyrolysereaktor arbeiten kann. In der Praxis ist die mechanische Aufbereitung zudem häufig räumlich getrennt oder aufgrund sicherheits- und emissionsrechtlicher Anforderungen sogar vollständig als externer Dienstleistungsprozess ausgelagert. Die LCI-Daten für die mechanische Aufbereitung der rCB- und TPO-Prozesskette sind in **Tabelle 7.3** aufgelistet.

Der aus den Altreifen freigelegte Stahlschrott wird als potenzieller Rohstoff für die Stahlindustrie betrachtet (Prozessmodul 2.1). Das Stahlrecycling wird gemäß Methodenmatrix (Tabelle 3.2) nur in Szenario 4 per Systemerweiterung berücksichtigt und in den anderen Szenarien nach dem Cut-Off-Ansatz ausgeschlossen. Für die Modellierung wird eine Recyclingrate von 95 wt.-% nach [299] angenommen. Dementsprechend wird ein unvermeidbarer Verlustanteil von 5 wt.-% des EoL-Stahls als Inertfraktion deponiert (Prozessmodul 2.2) und in jedem Szenario innerhalb der Systemgrenzen berücksichtigt. Für die Gutschrift der EoL-Stahl-Rückführung in die Stahlneuproduktion wird der deutsche Stahl-Produktionsmix berücksichtigt, der zu 30 wt.-% im Elektrolichtbogenofen (engl.: Electric Arc Furnace, EAF) und zu 70 wt.-% im Hochofen (engl.: Blast Furnace, BF) hergestellt wird [300]. Auf Basis der verwendeten Sphera-Datensätze werden für die Neuproduktion über die EAF-Route 105 wt.-% (inkl. 5 wt.-% Verlusten) [301] und über die BF-Route 20,3 wt.-% [302] EoL-Stahl eingesetzt. Aus dem Summenprodukt ergibt sich eine EoL-Stahl-Einsatzquote im Stahl-Produktionsmix von 46 wt.-%, entsprechend werden 54 wt.-% Neumaterial verwendet. Unter Berücksichtigung des Verlusts von 5 wt.-% ergibt sich eine tatsächlich anrechenbare Gutschrift für die durch Recycling eingesparte Neustahlmenge in Höhe von 52 wt.-%.

Das abgetrennte Textilgewebe besteht hauptsächlich aus PA6, PA6.6, Polyester, Rayon, und Aramid [303–305], wobei PA6.6 nach [304] als Hauptbestandteil gilt. Für die Modellierung

wird die gesamte Textilfraktion als PA6.6 mit einem Heizwert von 31 MJ kg^{-1} angenommen [306], die nach einem LKW-Transport von 100 km der Verbrennung (Prozessmodul 2.3) zugeführt wird. In den Szenarien, die eine Gutschrift für die bei der Textilverbrennung zurückgewonnene Energie erteilen, erfolgt die Berechnung auf Basis der Sphera-Datensätze für den deutschen Strommix [307] und für Wärme aus Erdgas [308].

Für das Abwasser aus der mechanischen Aufbereitung wird angenommen, dass es die Inputströme Wasser und Öl (Schmiermittel) enthält, die dann über die kommunale Abwasserreinigung behandelt werden (Prozessmodul 2.4). Die Abwasseraufbereitung wird in allen Szenarien innerhalb der Systemgrenzen berücksichtigt.

Tabelle 7.3: LCI-Daten zur mechanischen Aufbereitung (Prozessmodul 2)

Bezeichnung	Einheit	Wert rCB	Wert TPO	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT					
Altreifen	kg	3.765,23	4.023,01	Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	
Strom	kWh	790,70	844,83	DE: Electricity grid mix (Sphera)	Nach [224] und [19] für 4,0 mm Zielpartikelgröße (vgl. Siebkurve in Abbildung 11.3), Plausibilitätsprüfung nach [217, 220, 221, 309–311]
Wasser	kg	1.826,14	1.951,16	DE: Tap water from surface water (Sphera)	Nach [224], da konservativster Wert aus Abgleich mit [217, 221, 309, 311]
Stahl (Messer)	kg	1,96	2,09	Europe: Steel cold rolled coil (worldsteel)	Mittelwert aus [217, 221], da keine Angabe in [224]
Öl (Schmiermittel)	kg	0,0226	0,024	DE: Lubricants at refinery (Sphera)	Mittelwert aus [217, 310], da keine Angabe in [224]
OUTPUT					
Gummigranulat (GG)	kg	2.522,70	2.695,42	GG-Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	Ausbeute GG als Mittelwert aus [217, 220, 221, 224, 309]
Stahl	kg	943,27	1.007,84	→ 95 wt.-% Recyclingrate: Weiterbehandlung in Prozessmodul 2.1, GLO: Credit for recycling of steel scrap (Sphera) → 5 wt.-% Deponierate: Weiterbehandlung in Prozessmodul 2.2, RER: Inert matter on landfill (Sphera)	Summe Stahl aus Altreifen (25 wt.-%) als Mittelwert aus [217, 220, 221, 224, 309] sowie Stahl aus Messerabnutzung, EoL-Recyclingrate (95 wt.-%) und Deponierate (5 wt.-%) nach [299]
Textilgewebe	kg	301,22	321,84	→ Weiterbehandlung in Prozessmodul 2.3, DE: Polyamide (PA) 6.6 in waste incineration plant (0 % H ₂ O content, Sphera)	Mittelwert aus [217, 220, 221, 224, 309], Annahme: Textilgewebe nach [304] vereinfachend als Polyamid (PA) 6.6 festgelegt
Abwasser	kg	1.826,16	1.951,18	→ Weiterbehandlung in Prozessmodul 2.4, DE: Municipal wastewater treatment mix (Sphera)	Annahme: Abwasser beinhaltet die Inputflüsse Wasser und Öl (Schmiermittel)

7.2.2.3 Pyrolyse

Nach der mechanischen Aufbereitung dient das von Stahl und Textilien befreite Gummigranulat mit einer überwiegenden Korngröße von 3 – 6 mm (vgl. Siebanalyse in Anhang 11.2.1, Abbildung 11.3) als Ausgangsmaterial für die Pyrolyse (Prozessmodul 3). Unter externer Wärmezufuhr durch elektrische Beheizung sowie unter Ausschluss von Sauerstoff erfolgt im Reaktor die thermochemische Zersetzung in Pyrolysegas (nicht kondensierbares Permanentgas, 22,63 wt.-%), Pyrolyseöl (TPO, 37,10 wt.-%) und Pyrolysekoks (Raw rCB, 39,64 wt.-%). Zur Schließung der Massenbilanz ist die verbleibende Differenz von 0,63 wt.-% Wassergehalt im Gummigranulat zu berücksichtigen (vgl. Input-Analytik in Kapitel 6.1 sowie Massenbilanzierung in Kapitel 6.3.1). **Tabelle 7.4** fasst alle LCI-Daten zum Pyrolyseprozessmodul für die rCB- und TPO-Prozesskette zusammen. Die Datengrundlage basiert auf den 650 °C-Versuchen im Drehrohrofen (vgl. Kapitel 6.3), die den optimalen Betriebspunkt des entwickelten Prozessmodells für die rCB-Herstellung abbilden.

Als Inputflüsse für den Pyrolyseprozess werden Strom für die Reaktorbeheizung, Stickstoff zur Inertisierung, Kühlwasser sowie Öl für den Druckluftkompressor und als Schmiermittel benötigt. Um eine realitätsnahe und repräsentative Modellierung für eine großindustrielle Anwendung zu gewährleisten, wurden die praxisnahen Verbrauchsdaten der Industrieanlage der Pyrum Innovations AG herangezogen (0,86 kWh kg⁻¹ GG) [224]. Auf die Verwendung der am halbtechnischen Versuchsreaktor des :metabolon Instituts gemessenen Werte (1,38 kWh kg⁻¹ GG) wurde im Base Case bewusst verzichtet, da dieser nicht für einen maximalen Durchsatz oder energieeffizienten Betrieb optimiert ist und daher höhere spezifische Verbräuche aufweist (vgl. Kapitel 6.3.2), die das LCA-Ergebnis verfälschen würden. Der Einfluss des gemessenen Stromverbrauchs wird jedoch im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse (Kapitel 7.2.4.4) untersucht, um die Auswirkungen eines höheren Energieeinsatzes auf die Gesamtergebnisse zu bewerten.

Hinsichtlich des nach [224] angegebenen Kühlwasserverbrauchs ist anzumerken, dass dieser auf einem offenen System (Verdunstungskühler) basiert. Alternativ wäre auch ein geschlossener Kreislauf technisch realisierbar, der weniger Wasser, dafür jedoch mehr Strom für Umwälzpumpen benötigen würde. Die potenziellen Vor- und Nachteile eines geschlossenen Systems müssten daher im Detail untersucht werden.

Der während der Pyrolyse anfallende Schlamm besteht annahmegemäß zu 96,6 wt.-% aus dem im Anlieferungszustand des Gummigranulats gebundenen Wasser sowie zu 3,4 wt.-% aus einem Gemisch aus Kompressor- und Schmieröl. Mangels spezifischer Daten wurde für die

Schlammverbrennung (Prozessmodul 3.1) ein alternativer Sphera-Datensatz (DE: Municipal waste in waste incineration plant, 38,6 % H₂O content [312]) verwendet, wobei der Heizwert des Schlamms nach [224] auf 0,03 MJ kg⁻¹ angepasst wurde. In den Szenarien mit Gutschrift für Strom- und Wärmerückgewinnung (Szenario 3 und 4) erfolgt die Anrechnung analog zur Textilverbrennung über die Sphera-Datensätze für den deutschen Strommix (DE: Electricity grid mix [307]) und Wärme aus Erdgas (DE: Thermal energy from natural gas [308]).

Tabelle 7.4: LCI-Daten zur Pyrolyse (Prozessmodul 3)

Bezeichnung	Einheit	Wert rCB	Wert TPO	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT					
Gummigranulat (GG)	kg	2.522,70	2.695,42	GG-Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	Material im Anlieferungszustand, inkl. 0,63 wt.-% H ₂ O (siehe Analytik in Kapitel 6.1)
Strom	kWh	2.169,53	2.318,06	DE: Electricity grid mix (Sphera)	Nach [224], da konservativster Vergleichswert aus [220, 313, 314]
Wasser	kg	1.412,71	1.509,43	DE: Tap water from surface water (Sphera)	Nach [224] für offenen Kühlkreislauf (Verdunstungskühler)
Stickstoff	kg	8,83	9,43	DE: Nitrogen, gaseous (Sphera)	Annahme auf Basis interner Angaben (nicht öffentlich)
Öl (Kompressor)	kg	0,505	0,539	DE: Heavy fuel oil at refinery, 1,0 wt.-% S (Sphera)	Nach [224]
Öl (Schmiermittel)	kg	0,0252	0,027	DE: Lubricants at refinery (Sphera)	Nach [224]
OUTPUT					
Pyrolysegas	kg	570,89	609,97	Alle Daten gemäß eigener Primärdatenerhebung (siehe Kapitel 6): • Produktverteilung (Kapitel 6.2.2 und 6.3.2), Plausibilitätsprüfung nach [24, 90, 224, 315] • Zusammensetzung Pyrolysegas (Tabelle 11.9), Plausibilitätsprüfung nach [112, 160, 294, 316, 317] • Heizwert Pyrolysegas 46,52 MJ kg ⁻¹ (Kapitel 6.3.2), Plausibilitätsprüfung nach [24, 111, 224]	
Pyrolyseöl	kg	935,92	1.000,00		
Pyrolysekoks (Raw rCB)	kg	1.000,00	1.068,46		
Schlamm	kg	16,42	17,55	→ Weiterbehandlung in Prozessmodul 3.1, DE: Municipal waste in waste incineration plant, 38,6 % H ₂ O content (Sphera)	Annahme: Schlamm beinhaltet Wasser aus Anlieferungszustand des GG, Öl (Kompressor) und Öl (Schmiermittel), Heizwert nach [224] auf 0,03 MJ kg ⁻¹ angepasst
Wasserdampf	kg	1.412,71	1.509,43	Wasserdampf in Atmosphäre	Entspricht Wasser-Input für offenen Kühlkreislauf (Verdunstungskühler)
Stickstoff	kg	8,83	9,43	Stickstoff in Atmosphäre	Entspricht Stickstoff-Input

7.2.2.4 Pyrolysegasreinigung und -verbrennung

Die nicht als TPO kondensierbaren Anteile des Pyrolysegas werden nach gängiger Industriepraxis [224, 225] thermisch in einem BHKW zur kombinierten Strom- und Wärmeerzeugung genutzt (Prozessmodule 4.1 und 4.2). Vor der Verbrennung erfolgt eine Gasreinigung, bei der vor allem Schwefelverbindungen durch Reaktion mit Eisen(III)-oxid (Fe_2O_3)-Pellets zu Eisensulfid und Wasser entfernt werden. Mangels spezifischer Datensätze für Fe_2O_3 -Pellets wurde für die Modellierung ein alternativer Sphera-Datensatz (RER: Iron (II) sulphate [318]) verwendet, wobei der Unterschied aufgrund des minimalen Umwelteinflusses als vernachlässigbar eingeschätzt wird. Der gewählte Datensatz beschreibt die Neumaterialherstellung und stellt damit einen möglichst konservativen Ansatz dar. Analog zu [224] wurde die Regenerierung der Eisenpellets am EoL nach dem Cut-Off-Ansatz ausgeschlossen.

Für das permanente Pyrolysegas werden die Zusammensetzung gemäß Anhang 11.2.3, Tabelle 11.9 sowie der darauf basierende berechnete Heizwert von $46,52 \text{ MJ kg}^{-1}$ zugrunde gelegt. Es enthält $0,7516 \text{ kg C kg}^{-1}$ Gas, wovon $0,3001 \text{ kg}$ biogenen und $0,4515 \text{ kg}$ fossilen Ursprungs sind (Details siehe Kapitel 7.2.2.6). Bei der Verbrennungsmodellierung wird der im Pyrolysegas enthaltene Kohlenstoff weitgehend oxidiert, wobei gemäß [224] ein kleiner Anteil von $0,0003 \text{ kg C kg}^{-1}$ Gas als unverbrannte Gaskomponenten (Summe aus CO , CH_4 und C_4H_{10}) berücksichtigt wird. Dieser Anteil wird von der Gesamtkohlenstoffmasse des Pyrolysegas abgezogen und direkt als nicht umgesetzter Kohlenstoff im Abgas bilanziert, um die reale Betriebsweise industrieller Anlagen abzubilden. Somit werden $0,7513 \text{ kg C kg}^{-1}$ Gas vollständig zu $2,7527 \text{ kg CO}_2$ oxidiert. Der dazu erforderliche Sauerstoff wird aus der Umgebungsluft (angenommen als 21 Vol.-% O_2 und 79 Vol.-% N_2) bereitgestellt, was einem Luftbedarf von $9,53 \text{ kg kg}^{-1}$ Pyrolysegas ($2,0014 \text{ kg O}_2$ und $7,5292 \text{ kg N}_2$) entspricht. In der LCI werden neben den berechneten CO_2 -Emissionen auch die weiteren Abgaskomponenten gemäß [224] bilanziert, um ein möglichst reales und vollständiges Abgasprofil darzustellen. Dieser Ansatz gewährleistet eine vollständig geschlossene Kohlenstoffbilanz der BHKW-Verbrennung. Die daraus resultierende geringe Abweichung in der Massenbilanz (etwa 2,0 wt.-% geringere Output- als Input-Masse) ist methodisch bedingt und kann vernachlässigt werden.

Bei der Gasverbrennung im BHKW werden durch Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) gleichzeitig Strom und thermische Energie erzeugt. Für die energetische Betrachtung werden nach [224] ein elektrischer Wirkungsgrad von $\eta_{\text{el}} = 36 \%$ und ein thermischer Wirkungsgrad von $\eta_{\text{th}} = 50 \%$ angenommen. Diese Werte sind im Abgleich mit [319] als plausibel einzustufen. Bei der Modellierung und Auswertung müssen die Prozessmodule 4.1 (interne Nutzung) und 4.2

(überschüssige Energie) abhängig von den Modellierungsszenarien (vgl. Tabelle 3.2) getrennt betrachtet werden. **Abbildung 7.5** veranschaulicht die zugrunde liegende Aufteilung der Massen- und Energieflüsse und stellt die Unterschiede zwischen den Varianten "exklusive Allokation" (EA) und "inklusive Allokation" (IA) dar. In die Ergebnisberechnung fließen ausschließlich die Werte der IA-Variante ein.

Im LCAfE-Modell wird das Prozessmodul 4.1 (interne Nutzung des Pyrolysegas) durch zwei Teilprozessmodule abgebildet, die jeweils separat die Bereitstellung von Strom und Wärme beschreiben. Beide Teilprozessmodule werden auf Basis des jeweiligen Energiegehalts allokiert. Das bedeutet, dass sowohl die eingesetzte Gasmenge als auch die aus der BHKW-Verbrennung resultierenden Emissionen entsprechend ihres Energiegehalts anteilig auf die erzeugte Strom- bzw. Wärmemenge verteilt werden. Das Prozessmodul 4.2, in dem das überschüssige Pyrolysegas im BHKW zur Strom- und Wärmeerzeugung genutzt wird, wird hingegen ohne Allokation modelliert.

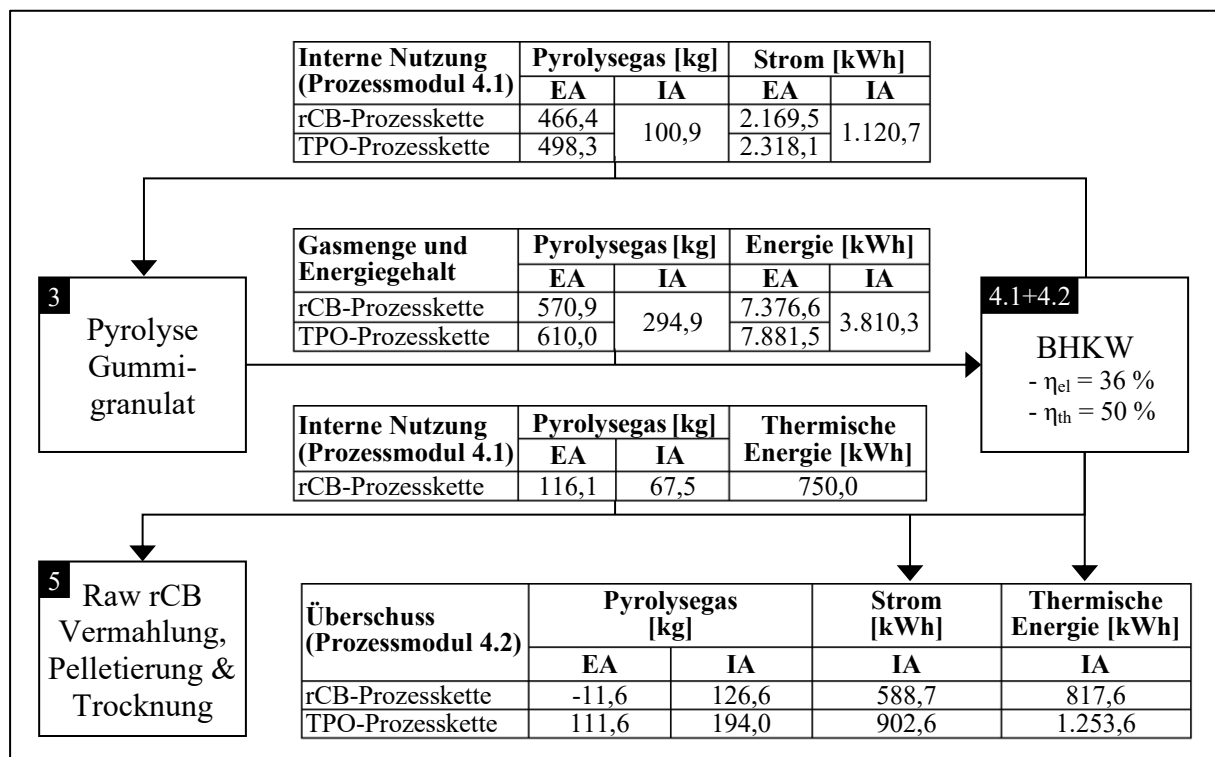


Abbildung 7.5: Massen- und Energieströme der Pyrolysegasreinigung und -verbrennung (Prozessmodule 4.1 und 4.2), IA: Inklusive Allokation, EA: Exklusive Allokation

Die im Prozessmodul 4.1 erzeugte Energie wird im Sinne eines CL-Ansatzes in allen Szenarien systemintern genutzt. Der erzeugte Strom deckt den Eigenbedarf für die Reaktorbeheizung (Prozessmodul 3) und die bereitgestellte Wärme wird in der Nachbehandlung des Raw rCB (Prozessmodul 5) eingesetzt. In Übereinstimmung mit [111] reicht die im Pyrolysegas enthaltene Energie zur vollständigen Deckung des Stromeigenbedarfs für die Prozesstemperierung aus. Die überschüssige Energie (Prozessmodul 4.2) kann ins Netz eingespeist werden. Dieses Modul wird nach Vorgabe der Methodenmatrix (Tabelle 3.2) nur in den Szenarien 2, 3 und 4 berücksichtigt und entfällt im Base Case-Szenario aufgrund des Cut-Off-Ansatzes. Gutschriften für die zurückgewonnene elektrische und thermische Energie in Prozessmodul 4.2 werden nach dem Substitutionsansatz nur in Szenario 3 und 4 gewährt und aus Gründen der Konsistenz mit den für Deutschland spezifischen Sphera-Datensätzen (Electricity grid mix [307] und Thermal energy from natural gas [308]) berechnet. Alle LCI-Daten zu den Prozessmodulen der Pyrolysegasreinigung und -verbrennung sind für die rCB- und die TPO-Prozesskette in **Tabelle 7.5** aufgeführt.

Tabelle 7.5: LCI-Daten zur Pyrolysegasreinigung und -verbrennung (Prozessmodule 4.1 und 4.2)

Bezeichnung	Einheit	Wert rCB	Wert TPO	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT					
Pyrolysegas	kg	570,89	609,97	Zusammensetzung siehe Tabelle 11.9, Heizwert 46,52 MJ kg ⁻¹ (rechnerisch)	Primärdaten aus eigenen Pyrolyse-Studien (siehe Kapitel 6.3.26.3.2)
Eisenpellets	kg	36,96	42,70	RER: Iron (II) sulphate (Sphera)	Sphera-Alternativdatensatz zu Fe ₂ O ₃ -Pellets, Masse nach [224]
Sauerstoff (O ₂)	kg	1.142,60	1.220,81	Annahme: vollständige Oxidation des Gases mit Umgebungsluft (79 Vol.-% N ₂ und 21 Vol.-% O ₂)	Berechnung auf Basis der experimentell ermittelten Gaszusammensetzung (Tabelle 11.9)
Stickstoff (N ₂)	kg	4.298,34	4.592,58		
OUTPUT					
Strom	kWh	2.655,56	2.837,34	Energie aus Prozessmodul 4.1 versorgt internen Betrieb (Closed Loop), Energie aus Prozessmodul 4.2 ist Überschuss (vgl. Abbildung 7.5)	Annahme nach [224]: $\eta_{el} = 36\%$ und $\eta_{th} = 50\%$, Plausibilitätsprüfung nach [319]
Thermische Energie	kWh	3.688,27	3.940,75		
CO ₂ (Gesamt)	kg	1.571,48	1.679,05	Berechnet auf Basis des Kohlenstoffgehalts im Pyrolysegas (bei stöchiometrischer Verbrennung)	
- davon fossiles CO ₂	kg	1.099,82	1.175,11	Für Ermittlung der Verteilung des fossilen und biogenen Kohlenstoffs siehe Kapitel 7.2.2.6	
- davon biogenes CO ₂	kg	471,66	503,95		
CH ₄	kg	0,057	0,061	Berechnungsgrundlage für Abgas: - Zusammensetzung Pyrolysegas gemäß Tabelle 11.9 0,7516 kg C kg Pyrolysegas⁻¹ (davon 0,3001 kg biogen und 0,4515 kg fossil, Details siehe Kapitel 7.2.2.6) - Berücksichtigung von 0,0003 kg C kg⁻¹ Pyrolysegas unverbrannt → Reduktion des C-Inputs der BHKW-Verbrennung auf 0,7513 kg C kg⁻¹ Pyrolysegas - Oxidation von 1 kg Pyrolysegas zu 2,7527 kg CO₂ (dafür 2,0014 kg O₂ und 7,5292 kg N₂ aus Umgebungsluft benötigt) - Berücksichtigung der zusätzlichen Abgaskomponenten (außer CO₂) nach [224] - C-Bilanz ausgeglichen, geringe Massenbilanzabweichung (~2 wt.-% weniger Output als Input) ist vernachlässigbar	
CO	kg	0,322	0,344		
C ₄ H ₁₀	kg	0,020	0,021		
CH ₂ O	kg	0,016	0,017		
SO ₂	kg	0,757	0,809		
HCl	kg	0,016	0,017		
HF	kg	0,004	0,004		
NH ₃	kg	0,056	0,060		
NO _x	kg	0,008	0,009		
Feinstaub (Partikel < 2,5 µm)	kg	0,003	0,003		
Stickstoff (N ₂)	kg	4.298,34	4.592,58	Stickstoff in Atmosphäre	Entspricht Stickstoff-Input aus Verbrennungsluft

7.2.2.5 Vermahlung, Pelletierung und Trocknung des Raw rCB

Der bei der Pyrolyse anfallende Feststoff (Raw rCB) muss zur Vermarktung und Wiederverwendung als Sekundärrohstoff (rCB) auf eine Partikelgröße von wenigen Mikrometern (typischerweise $< 10 \mu\text{m}$) zerkleinert werden. Für diese Anwendung werden Prallsichtermühlen oder Jetmühlen eingesetzt. Zwar ermöglichen Jetmühlen eine feinere Vermahlung und damit eine höhere Produktqualität, erfordern jedoch einen deutlich höheren Energieeinsatz. Die Modellierung basiert auf den Betriebsdaten der industriellen Prallsichtermühle der Pyrum Innovations AG [224].

Nach der Vermahlung wird der feine rCB-Staub pneumatisch in einen Pin-Mischer transportiert, der daraus transportfähige Pellets formt. Während der Pelletierung wird Wasser zur Kühlung und als temporäres Bindemittel eingesetzt. Bei der anschließenden Trocknung, bei der die Wärme aus dem BHKW (Prozessmodul 4.1) genutzt wird, verdampft das Wasser und gelangt in die Atmosphäre. Am Ende der Trocknungseinheit ist das verkaufsfertige Produkt rCB hergestellt, das die Systemgrenzen verlässt. Die LCI-Daten für die Vermahlung, Pelletierung und Trocknung (Prozessmodul 5) sind in **Tabelle 7.6** aufgelistet und gelten ausschließlich für die rCB-Prozesskette. Aufgrund der Massenallokation bei der Pyrolyse (Prozessmodul 3) entfällt dieses Prozessmodul für die TPO-Prozesskette.

Tabelle 7.6: LCI-Daten zur Vermahlung, Pelletierung und Trocknung (Prozessmodul 5)

Bezeichnung	Einheit	Wert rCB	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT				
Raw rCB	kg	1.000,00	Pyrolysekoks aus Prozessmodul 3 (Raw rCB, unbehandelt)	
Strom	kWh	970,00	DE: Electricity grid mix (Sphera)	Daten nach [224], beinhaltet Strom für gesamten Prozess
Thermische Energie	kWh	750,00	Abwärmenutzung aus BHKW (Prozessmodul 4.1, Closed Loop)	Daten nach [224]
Wasser	kg	670,00	DE: Tap water from surface water (Sphera)	Daten nach [224]
OUTPUT				
rCB (Produkt)	kg	1.000,00	Verkaufsfertiges Produkt (verlässt Systemgrenzen)	
Wasserdampf	kg	670,00	Wasserdampf in Atmosphäre	Entspricht Wasser-Input, Daten nach [224]

Ergänzend ist zu erwähnen, dass der im BHKW erzeugte Strom (Prozessmodul 4.1) im Base-Case ausschließlich zur Versorgung der Pyrolyseanlage (Prozessmodul 3) eingesetzt wird. Eine Nutzung für die Vermahlung, Pelletierung und Trocknung (Prozessmodul 5) erfolgt nicht,

überschüssiger BHKW-Strom (Prozessmodul 4.2) gilt daher als ins Netz eingespeist (Cut-Off im Base Case). Dieses Vorgehen wurde gewählt, da die Raw-rCB-Aufbereitung in der industriellen Praxis nicht zwangsläufig am gleichen Standort wie die Pyrolyse erfolgt, sondern auch räumlich getrennt oder durch externe Aufbereiter durchgeführt werden kann. Um diese Variabilität realistisch abzubilden, wird im Base Case konservativ von einer netzbasierten Stromversorgung der rCB-Aufbereitung ausgegangen. Das Potenzial einer innerbetrieblichen Nutzung von BHKW-Überschussstrom (Erweiterung des CL-Ansatzes) zur Steigerung der Energieeffizienz des Gesamtsystems wird im Rahmen der Sensitivitätsanalyse untersucht (siehe Abschnitt 7.2.4.4).

7.2.2.6 Kohlenstoffbilanz: Verteilung des biogenen und fossilen Kohlenstoffs

Biogener Kohlenstoff ist der Kohlenstoff, der während des Pflanzenwachstums durch Photosynthese aus atmosphärischem CO₂ aufgenommen und in organischen Verbindungen von Biomasse gespeichert wird. Bei der Berechnung des CFP und PCFP ist der biogene Kohlenstoffanteil nach ISO 14067 separat auszuweisen und darf nicht im Ergebnis berücksichtigt werden. Gerade in PCFP-Studien (Cradle-to-Gate), wie in der vorliegenden Analyse für rCB und TPO, muss der biogene Kohlenstoffanteil ausgewiesen werden, da er für nachgelagerte Prozesse in der Wertschöpfungskette relevant ist und am Ende des Produktlebenszyklus freigesetzt wird [191].

Für die Kohlenstoffbilanz der hier durchgeführten LCA wird nach [108, 120] angenommen, dass der durchschnittliche NR-Anteil in PKW-Reifen 21 wt.-%, in LKW-Reifen 31 wt.-% und in Fahrradreifen nach [123] etwa 25 wt.-% beträgt (vgl. Tabelle 2.1). Der biogene Kohlenstoffanteil im NR wird nach [281, 320] mit 88,0 wt.-% angesetzt. Es wird davon ausgegangen, dass der biogene Kohlenstoff im Gummigranulat-Mix (PKW-, LKW- und Fahrrad-Altreifen) ausschließlich auf NR zurückzuführen ist. Unter diesen Annahmen ergibt sich für den besagten Gummigranulat-Mix ein biogener Kohlenstoffgehalt $\xi_{C,biogen,GG}$ von 24,51 wt.-%. Da aus der Elementanalytik (siehe Anhang 11.2.1, Tabelle 11.2) der gesamte Kohlenstoffgehalt $\xi_{C,gesamt,GG}$ des Granulat-Mix zu 79,65 wt.-% bekannt ist, ergibt sich als Differenz ein fossiler Kohlenstoffgehalt $\xi_{C,fossil,GG}$ von 55,14 wt.-%.

Zur Bestimmung der Kohlenstoffverteilung bei der Altreifen-Pyrolyse werden die absoluten Gesamtkohlenstoffgehalte der Pyrolyseprodukte herangezogen, die aus den Elementanalysen der eigenen Pyrolyseversuche (vgl. Kapitel 6.3.2) bekannt sind. Die Werte betragen:

- $\xi_{C,gesamt,Gas} = 75,16 \text{ wt.-%}$
- $\xi_{C,gesamt,TPO} = 87,07 \text{ wt.-%}$
- $\xi_{C,gesamt,rCB} = 76,51 \text{ wt.-%}$

Der biogene Kohlenstoffgehalt $\xi_{C,biogen}$ in Materialproben kann nach DIN EN 16640 [321] mithilfe der Radiokarbonmethode bestimmt werden, die das Verhältnis des radioaktiven ^{14}C -Isotops zum stabilen ^{12}C -Isotop misst. Dabei dient ^{14}C als Indikator für biogenen Kohlenstoff, da es ausschließlich in rezenten, nicht-fossilen organischen Materialien vorkommt. Der biogene Anteil wird unter Berücksichtigung der bekannten ^{14}C -Halbwertszeit berechnet und in der Einheit [pMC] (percent Modern Carbon) angegeben. Um natürliche und anthropogene Schwankungen des atmosphärischen ^{14}C -Gehalts auszugleichen, wird das Ergebnis mithilfe eines Referenzwertes REF normiert. Gemäß DIN EN 16640 ist REF nach ASTM D6866 [322] mit 101,5 pMC (für das Referenzjahr 2016) anzuwenden. In Verfahren B der DIN EN 16640 mittels Beschleuniger-Massenspektrometrie (engl.: Accelerator Mass Spectrometry, AMS) wird der biogene Kohlenstoffanteil als Anteil der Trockenmasse der Gesamtprobe wie folgt berechnet [321]:

$$\xi_{C,biogen} = \frac{\xi_{C,gesamt} \cdot pMC}{REF} \quad (7.1)$$

Basierend auf [323], in der die Pyrolyseprodukte eines Gummigranulat-Mix (70 wt.-% LKW- und 30 wt.-% PKW-Reifen) anhand des AMS-Verfahrens untersucht wurden, werden für die vorliegende LCA die konservativsten ^{14}C -Gehalte gewählt: 49,76 pMC für TPO und 6,29 pMC für rCB. Unter Anwendung der Gleichung (7.1) ergeben sich die in **Tabelle 7.7** zusammengefassten biogenen Kohlenstoffmengen der einzelnen Pyrolyseprodukte. Dabei wird $\xi_{C,biogen,Gas}$ nach Gleichung (7.2) als Differenz ermittelt.

$$\xi_{C,biogen,Gas} = \xi_{C,biogen,GG} - \xi_{C,biogen,TPO} - \xi_{C,biogen,rCB} \quad (7.2)$$

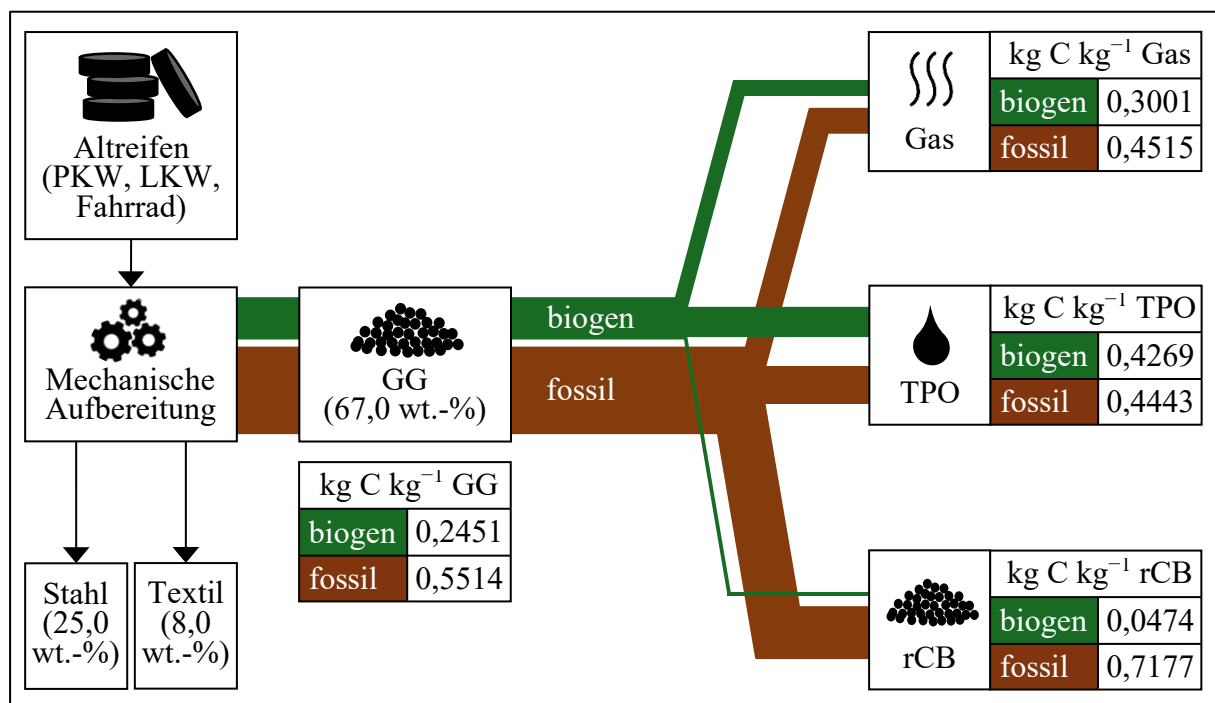
Tabelle 7.7: Biogener Kohlenstoff im Gummigranulat und den Pyrolyseprodukten

Material	¹⁴ C-Gehalt [pMC]	REF [pMC]	$\xi_{C,gesamt}$ [wt.-%]	$\xi_{C,biogen}$ [wt.-%]
TPO	49,76 [323]	101,5 [321, 322]	87,07	42,69
rCB	6,29 [323]		76,51	4,74
Gas	-	-	75,16	30,01
GG	-	-	79,65	24,51

Mit den berechneten Werten lässt sich die vollständige Kohlenstoffverteilung im Pyrolyseprozess einschließlich der biogenen und fossilen Anteile darstellen. Dabei wird der Anteil des fossilen Kohlenstoffs $\xi_{C,fossil}$ jeweils nach Gleichung (7.3) berechnet.

$$\xi_{C,fossil} = \xi_{C,gesamt} - \xi_{C,biogen} \quad (7.3)$$

Die Kohlenstoffverteilung gemäß den spezifischen Werten dieser Studie ist in **Abbildung 7.6** grafisch dargestellt.

**Abbildung 7.6:** Verteilung des biogenen und fossilen Kohlenstoffs aus dem Gummigranulat auf die Pyrolyseprodukte

Die Anteile von biogenem und fossilem Kohlenstoff in den Pyrolyseprodukten Gas, TPO und rCB unterscheiden sich deutlich. Der Großteil des fossilen Kohlenstoffs verbleibt im rCB und unterstreicht damit das Ziel, mit der Altreifen-Pyrolyse den ursprünglich in den Reifen

enthaltenen Ruß zurückzugewinnen. Der geringe biogene Restanteil im rCB ist auf kohlenstoffhaltige Ablagerungen (carbonaceous deposits) aus dem Abbau von NR zurückzuführen (vgl. Abschnitt 2.8). Der Großteil des biogenen Kohlenstoffs wird in das TPO überführt, was insbesondere für weiterverarbeitende Industrien wie die chemische Industrie relevant ist. Dadurch enthalten auch die aus TPO hergestellten Produkte einen biogenen Anteil, was ihre ökologische Wertigkeit gegenüber rein fossil-basierten Produkten erhöht.

In LCAs (Cradle-to-Grave) wird die Aufnahme von biogenem CO₂ in Biomasse beim Eintritt in das Produktsystem mit $-1 \text{ kg CO}_2\text{-eq kg}^{-1} \text{ CO}_2$ und bei der Freisetzung am Lebenszyklusende mit $+1 \text{ kg CO}_2\text{-eq kg}^{-1} \text{ CO}_2$ bilanziert ($-1/+1$ -Ansatz). Dadurch ergibt sich über den gesamten Produktlebenszyklus eine Netto-Null-Bilanz für biogenes CO₂. Bei unvollständigen Lebenszyklen, wie im Cradle-to-Gate-Szenario der vorliegenden LCA, wird der im Produkt gespeicherte, aber noch nicht freigesetzte biogene Kohlenstoff nicht als Emission, sondern als temporär gebunden gewertet [191, 324]. Dabei ist sicherzustellen, dass biogene Kohlenstoffflüsse eindeutig einem System zugeordnet werden, um eine Doppelanrechnung der CO₂-Aufnahme zu vermeiden. Wird beispielsweise der im NR enthaltene biogene Kohlenstoff, wie in den PCR für Reifen vorgesehen, bereits in der Reifenproduktion bilanziert, darf er im Pyrolysesystem nicht erneut berücksichtigt werden. Ebenso ist festzulegen, welchem System die biogenen Emissionen am Ende des Lebenszyklus nach dem $-1/+1$ -Ansatz zugeordnet werden. Um dies transparent darzustellen, werden in der vorliegenden Studie die biogenen und fossilen Kohlenstoffgehalte aller Input- und Outputströme getrennt bilanziert und die LCA-Ergebnisse jeweils exklusive und inklusive biogenem CO₂ ausgewiesen.

Im LCAfE-Modell wird für das Gesamtsystem eine Korrektur der biogenen Kohlenstoffbilanz (KK) mithilfe des Sphera-Datensatzes „Carbon balance correction (renewables)“ vorgenommen [324, 325]. Dieses Prozessmodul wird separat für die rCB- und TPO-Prozesskette implementiert und berücksichtigt in jedem Modell die in den Produkten temporär gespeicherten biogenen Kohlenstoffmengen. Zusätzlich wird KK in allen Modellen in den Prozessmodulen 4.1 und 4.2 des Hauptsystems (Gasreinigung und -verbrennung mit Energierückgewinnung) sowie in Prozessmodul 6.1 der USE-Erweiterung (Verbrennung von Gummigranulat) separat angewendet. Dadurch wird jeweils der biogene Kohlenstoffanteil des Pyrolysegases mit dem für $\xi_{\text{C,biogen,Gas}}$ ermittelten Wert (30,01 wt.-%) berücksichtigt.

7.2.2.7 Upstream System Expansion (USE-Ansatz)

Der USE-Ansatz nach TfS (vgl. Kapitel 3.5.3.2) dient dazu, die ökologische Vorteilhaftigkeit innovativer chemischer Recyclingtechnologien abzubilden, indem vermiedene Emissionen alternativer EoL-Behandlungsmethoden berücksichtigt werden. Da die Pyrolysetechnologie alle TfS-Anforderungen dazu erfüllt (vgl. Anhang 11.3, Tabelle 11.11), ist die Anwendung des USE-Ansatzes in dieser LCA zulässig und ermöglicht eine ökobilanzielle Bewertung der Altreifen-Pyrolyse als nachhaltige Alternative zur Verbrennung. Wie in der Methodenmatrix (Tabelle 3.2) definiert, wird der USE-Ansatz jeweils nur in Variante b) der Szenarios angewandt.

Wie in den Prozessfließbildern dargestellt (siehe Abschnitt 7.2.2, Abbildung 7.3 und Abbildung 7.4 sowie Anhang 11.4.1, Abbildung 11.10 bis Abbildung 11.15), ist die Systemerweiterung des USE-Ansatzes analog zum jeweiligen Hauptsystem der rCB- und TPO-Prozesskette aufgebaut. Eingangsseitig wird die Altreifen-Sammellogistik (Prozessmodul 1) mit identischen Altreifenmassen, Transportmitteln und Transportstrecken bilanziert. Daran schließt die mechanische Aufbereitung der Altreifen an (Prozessmodul 2), bei der Stahl, Textil und Gummigranulat voneinander getrennt werden. Wie im Hauptsystem werden die Deponierung des unvermeidbaren EoL-Stahlverlusts (5,0 wt.-%, Prozessmodul 2.2) sowie die Abwasserbehandlung (Prozessmodul 2.4) in allen Szenarien innerhalb der Systemgrenzen des USE-Modells berücksichtigt. Das Stahlrecycling mit Materialrückgewinnung (Prozessmodul 2.1) und die Textilverbrennung mit Energierückgewinnung (Prozessmodul 2.3) werden jeweils entsprechend der Methodenmatrix (Tabelle 3.2) in die Systemgrenzen ein- oder ausgeschlossen. Bis zu diesem Punkt des Modells entsprechen alle LCI-Daten des USE-Ansatzes denen des jeweiligen Hauptsystems (vgl. Abschnitte 7.2.2.1 und 7.2.2.2).

Erst ab der Weiterbehandlung des mechanisch freigelegten Gummigranulats unterscheidet sich der USE-Prozess vom Hauptsystem. Anstelle der Pyrolyse erfolgt eine thermische Verwertung des Gummigranulats (Prozessmodul 6.1), die nach Vorgaben von TfS (vgl. Anhang 11.3, Tabelle 11.11) den herkömmlichen endgültigen Verwertungsweg von Altreifen abbildet. Da die Modellierung der Altreifenverbrennung ein komplexer und umfangreicher Vorgang ist, wurde in LCAfE ein von Sphera speziell für diesen Anwendungsfall vorgesehener Prozess verwendet (RER: Used passenger car tyre in waste incineration plant, 50 % SCR, 50 % SNCR, 0 % H₂O content [326]). Dieser Datensatz beschreibt die thermische Behandlung von Altreifen in einer MVA mit trockener Rauchgasreinigung und einer Kombination aus 50 % selektiver katalytischer Reduktion (engl.: Selective Catalytic Reduction, SCR) und 50 % selektiver nichtkatalytischer Reduktion (engl.: Selective Non-Catalytic Reduction, SNCR) zur Minimierung von

Stickoxiden. Da der maßgebliche Umwelteinfluss bei den Verbrennungsemissionen liegt, kann dieser Datensatz als realistische Annahme gelten, auch wenn die thermische Verwertung von Altreifen in Deutschland überwiegend in Zementwerken erfolgt (vgl. Abschnitt 2.3). Durch die Kombination aus energetischer Nutzung und stofflicher Bindung mineralischer Anteile ist die Verwertung in Zementwerken insgesamt umweltfreundlicher als die Verbrennung in einer MVA [225]. Das gewählte Vorgehen stellt daher eine konservative Annahme dar.

Die Modellierung des Verbrennungsdatensatzes basiert auf durchschnittlichen Energie- und Emissionsdaten europäischer Industrieanlagen aus dem Jahr 2023. Für die MVA wurde der Sphera-Standardwert für den elektrischen Wirkungsgrad gemäß [327] auf 37 % angepasst. Die Standardwerte für den thermischen Wirkungsgrad ($\eta_{th} = 28,4 \%$) und den Heizwert des Altreifengranulats ($H_{u,GG} = 30 \text{ MJ kg}^{-1}$) wurden von Sphera übernommen. Da beim industriellen Betrieb einer MVA per KWK Strom und Wärme erzeugt und genutzt werden, fließen in jedem Szenario Gutschriften auf Basis der für Deutschland spezifischen Sphera-Datensätze (DE: Electricity grid mix [307] und DE: Thermal energy from natural gas [308]) in die Berechnung ein (Prozessmodul 6.2). Wird statt der MVA die Pyrolyse als EoL-Behandlungsmethode eingesetzt, entfällt der energetische Vorteil der MVA. Dementsprechend wird die dadurch nicht realisierte Energiegutschrift als negativer Beitrag im LCA-Ergebnis berücksichtigt.

7.2.3 Wirkungsabschätzung

Die Produkt-Perspektive der vorliegenden LCA untersucht den Beitrag der rCB- und TPO-Herstellung durch Altreifen-Pyrolyse zur globalen Erwärmung. Alle Sachbilanzdaten (Abschnitt 7.2.2) wurden mit der Software LCAfE modelliert und auf Basis des IPCC AR6 Charakterisierungsmodells [190] mit dem GWP100 als zentralem Wirkungsindikator ausgewertet. Gemäß ISO 14067 entspricht dies dem PCFP (Cradle-to-Gate) der Produkte rCB und TPO am Werksausgangstor des Recyclingbetriebs. Gemäß den Vorgaben von ISO 14067 [191], den PCR für Reifen [235], den TfS-Guidelines [228] sowie den Richtlinien des GHG-Protokolls [233] sowie des WBCSD Pathfinder Frameworks [234] werden alle Ergebnisse standardmäßig exklusive biogenem CO₂ angegeben. Die Werte inklusive biogenem CO₂ werden als Zusatzangabe separat ausgewiesen.

Anhand der in Tabelle 3.2 festgelegten Methodenmatrix verändern sich die Ergebnisse in Abhängigkeit des Modellierungsansatzes (Szenarien 1 bis 4) sowie der Anwendung des USE-Ansatzes nach TfS (Varianten a: exkl. USE, Varianten b: inkl. USE). Um die Auswirkungen dieser Modifikationen zu analysieren, werden die PCFPs von rCB (Abschnitt 7.2.3.1) und TPO (Abschnitt 7.2.3.2) für alle Szenarien gegenübergestellt. Zusätzlich wird der Base Case (Szenario

1) jeweils im Detail auf Prozessebene betrachtet, um die Umweltauswirkungen der einzelnen Prozessmodule aufzuzeigen und die Hauptemittenten zu identifizieren (Hotspot-Analyse). Die Detailauswertungen der weiteren Szenarien sind mit Verweis auf den Anhang zusammengefasst.

7.2.3.1 Wirkungsabschätzung rCB

Abbildung 7.7 zeigt die PCFP-Ergebnisse der rCB-Prozesskette für alle Szenarien. Bei Betrachtung der Szenario-Varianten a (exkl. USE-Ansatz) ergeben sich deutliche Unterschiede. Im Base Case (Szenario 1a), das den Cut-Off-Ansatz für Energie- und Materialrückgewinnung verwendet, beträgt der PCFP $917,90 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1} \text{ rCB}$ (exkl. biogenem CO_2). Dieser Wert sollte als Standard für rCB festgelegt werden, da nur Szenario 1a alle in Tabelle 3.2 aufgeführten Regelwerke sowie die Vorgaben von [233, 234] erfüllt (vgl. Kapitel 3.5.5).

Szenario 2a schließt die Abfallverbrennung nach dem Reverse Cut-Off-Ansatz in die Systemgrenzen mit ein, jedoch ohne Gutschriften für die Energie- und Materialrückgewinnung zu vergeben. Dadurch steigt der PCFP auf $1.541,88 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1} \text{ rCB}$ und ist damit rund 70 % höher als im Base Case. In Szenario 3a führt der Substitutionsansatz trotz Gutschriften für zurückgewonnene Energie zu einer moderaten Steigerung des PCFP gegenüber dem Basisfall auf $940,07 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1} \text{ rCB}$.

Die zusätzliche Anrechnung einer Materialgutschrift für das Stahlrecycling in Szenario 4a resultiert in einer deutlichen Reduktion des PCFP auf $447,83 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1} \text{ rCB}$. Zu beachten ist jedoch, dass dieses Szenario nicht den PCR-Vorgaben für Reifen entspricht, laut denen Recyclingprozesse innerhalb der Reifenherstellung und nicht im EoL abzubilden sind [235]. Das betrifft insbesondere den Fall, wenn recycelter Stahl erneut in der Reifenherstellung eingesetzt wird. Zudem werden die Anforderungen der TfS-Guidelines nicht erfüllt, da Stahl dort nicht auf der „positive list“ steht und somit nicht für Materialgutschriften freigegeben ist. [228].

Unter Berücksichtigung von biogenem CO_2 (Abbildung 7.7 unten), das auch den im rCB temporär gespeicherten biogenen Kohlenstoff ($47,4 \text{ kg C}_{\text{biogen}} \text{ t}^{-1} \text{ rCB}$) als Gutschrift berücksichtigt, verringert sich der PCFP gegenüber der Bilanz exkl. biogenem CO_2 in Szenario 1a und 1b um rund $-146,6 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1} \text{ rCB}$ und in den übrigen Szenarien um rund $-173,8 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1} \text{ rCB}$.

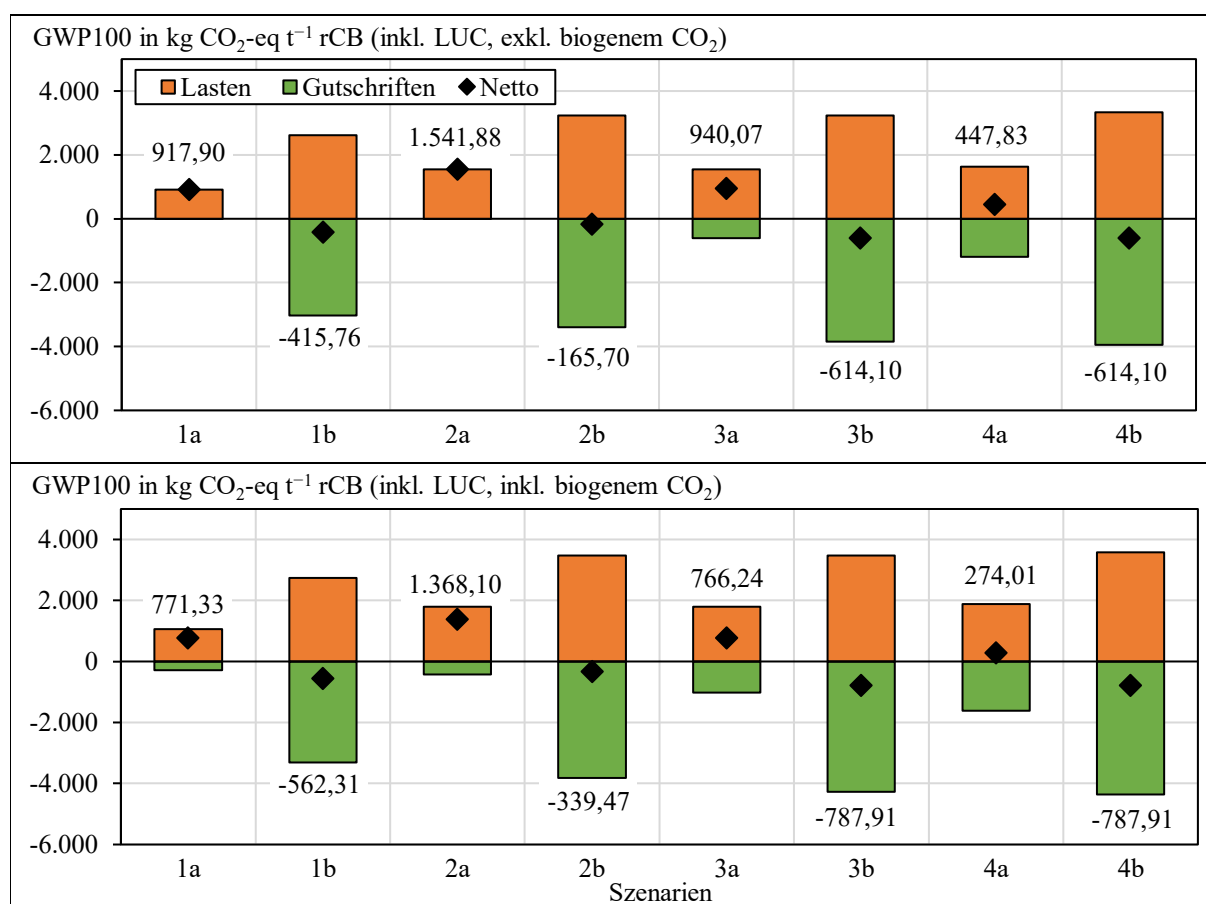


Abbildung 7.7: PCFP rCB, alle Szenarien (oben: exkl. biogenem CO₂, unten: inkl. biogenem CO₂), Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis

In den Szenario-Varianten b (inkl. USE-Ansatz) führen die durch Systemerweiterung einbezogenen Gutschriften für die vermiedene Altreifenverbrennung in allen Fällen zu negativen PCFP-Werten. Die ökologisch günstigsten Werte werden in den Szenarien 3b und 4b mit – 787,91 kg CO₂-eq t⁻¹ rCB erzielt, was etwa 40 % besser als Szenario 1b (–562,31 kg CO₂-eq t⁻¹ rCB) und rund 132 % besser als Szenario 2b (–339,47 kg CO₂-eq t⁻¹ rCB) ist. Die identischen Ergebnisse in den Szenarien 3b und 4b sind auf den Umgang mit dem Stahlrecycling (Prozessmodul 2.1) zurückzuführen. In Szenario 3b führt der Cut-Off-Ansatz dazu, dass keine Gutschrift im Hauptsystem (Pyrolyse) vergeben wird, wodurch auch im USE-Ansatz das Stahlrecycling unberücksichtigt bleibt. In Szenario 4b hingegen wird das Stahlrecycling im Hauptsystem als Gutschrift angerechnet und somit auch im USE-Ansatz als „vermiedene Gutschrift“ berücksichtigt. Da sich beide Effekte gegenseitig aufheben, resultieren in 3b und 4b identische Ergebnisse.

Die negativen PCFP-Ergebnisse verdeutlichen die ökologischen Vorteile des pyrolytischen Recyclings gegenüber der Verbrennung und spiegeln die Zielsetzung des TfS-Methodenansatzes wider, der den Ausbau chemischer Recyclingkapazitäten fördern soll (vgl. Abschnitt 3.5.3.2).

Gleichzeitig besteht jedoch das Risiko, dass fälschlicherweise der Eindruck entsteht, eine höhere Produktionsmenge von rCB-haltigen Produkten würde automatisch zu geringeren Umweltauswirkungen führen. Daher sollten die ausschließlich mit TfS konformen Ergebnisse des USE-Ansatzes als theoretischer Ansatz verstanden und stets entsprechend erläutert werden.

Neben den Gesamtergebnissen werden auch die Emissionen der einzelnen Prozessmodule analysiert, um die Hauptemittenten der rCB-Prozesskette zu identifizieren. Diese Detailbetrachtung erfolgt exemplarisch am Base Case, in dem die Prozessmodule 2.1, 2.3, 3.1 und 4.2 nach dem Cut-Off-Ansatz aus den Systemgrenzen ausgeschlossen und die Umweltlasten der Koppelprodukte rCB und TPO massenbezogen allokiert werden. Die Ergebnisse für die Szenarien 1a und 1b sind in **Abbildung 7.8** dargestellt, eine tabellarische Übersicht sowie die Detailauswertungen der Szenarien 2 – 4 finden sich im Anhang 11.4.1 (**Tabelle 11.13** bis **Tabelle 11.15**). Im Basisfall zeigt die Analyse, dass insbesondere die mechanische Aufbereitung, die Pyrolyse-gasreinigung und -verbrennung sowie die Nachbehandlung des Raw rCB (Prozessmodule 2, 4.1 und 5) die wesentlichen Quellen für THG-Emissionen sind. Der Beitrag des Reaktorbetriebs selbst (Prozessmodul 3) ist aufgrund der internen Stromversorgung über das BHKW (CL-Ansatz) sehr gering. Weitere Details sowie die Auswirkungen der unterschiedlichen Modellierungsansätze auf die Emissionsbeiträge der einzelnen Prozessmodule werden in der Hotspot-Analyse (Kapitel 7.2.4.1) erläutert.

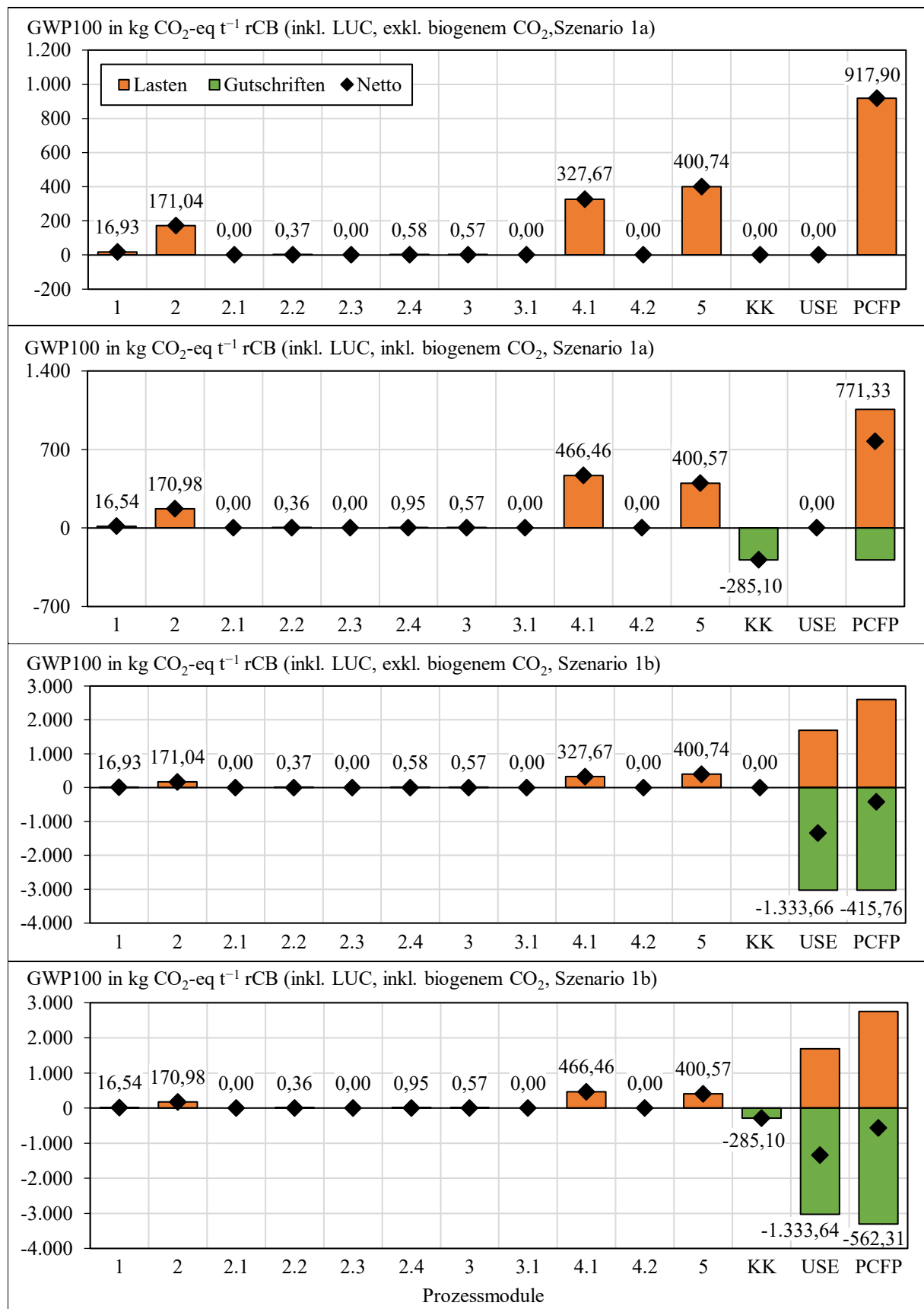


Abbildung 7.8: PCFP rCB, Szenario 1a (exkl. USE-Ansatz) und 1b (inkl. USE-Ansatz) auf Prozessmodulebene (jeweils exkl. sowie inkl. biogenem CO₂), Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis

7.2.3.2 Wirkungsabschätzung TPO

Analog zur rCB-Wirkungsabschätzung zeigt **Abbildung 7.9** eine Übersicht der PCFP-Ergebnisse für alle Szenarien der TPO-Prozesskette. Aufgrund der Konformität mit allen berücksichtigten Regelwerken wird der PCFP von Szenario 1a (Base Case) in Höhe von 385,79 kg CO₂-eq t⁻¹ TPO (exkl. biogenem CO₂) als Standardwert definiert. Dieser erhöht sich durch die Anwendung des Reverse Cut-Off-Ansatzes in Szenario 2a um 229 % (exkl. biogenem CO₂) auf 1.141,14 kg CO₂-eq t⁻¹ TPO. Die Energiegutschriften des Substitutionsansatzes in Szenario 3a reduzieren das Ergebnis auf 300,20 kg CO₂-eq t⁻¹ TPO (exkl. biogenem CO₂), die zusätzliche Anrechnung der Materialgutschrift für das Stahlrecycling in Szenario 4a führt zu einem negativen Ergebnis (-192,03 kg CO₂-eq t⁻¹ TPO, exkl. biogenem CO₂).

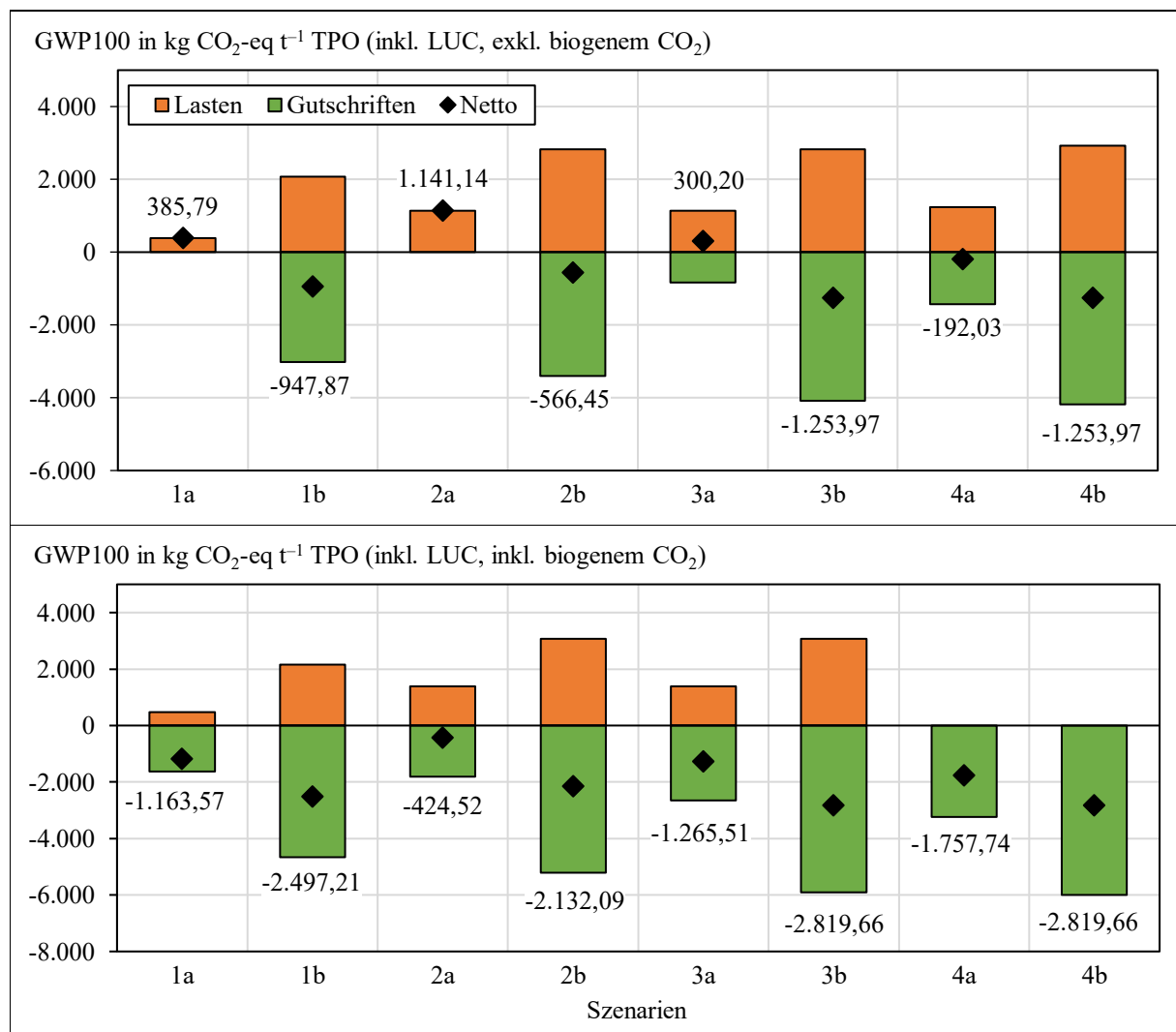


Abbildung 7.9: PCFP TPO, alle Szenarien (oben: exkl. biogenem CO₂, unten: inkl. biogenem CO₂), Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis

Die Berücksichtigung der vermiedenen Altreifenverbrennung durch den USE-Ansatz (Szenario-Varianten b) führt in allen Szenarien zu negativen PCFP-Ergebnissen. Dabei weist Szenario 2b mit $-566,45 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1} \text{ TPO}$ (exkl. biogenem CO_2) die geringste und die Szenarien 3b und 4b mit $-1.253,97 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1} \text{ TPO}$ (exkl. biogenem CO_2) die höchste Einsparung auf. Wie bereits in Abschnitt 7.2.3.1 beschrieben, sind die Ergebnisse der Szenarien 3b und 4b identisch, da der Einbezug des Stahlrecyclings (Prozessmodul 2.1) in 4b durch die Anrechnung als vermiedene Gutschrift im USE-Ansatz wieder neutralisiert wird und somit zum selben Ergebnis wie in 3b führt. In Szenario 1a und 1b verringert der Einbezug von biogenem CO_2 das Ergebnis um $-1.549,3 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1} \text{ TPO}$, in den übrigen Szenarien um rund $-1.565,6 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1} \text{ TPO}$. Dabei wird jeweils mitunter der im TPO temporär gespeicherten biogenen Kohlenstoff ($427,2 \text{ kg C}_{\text{biogen}} \text{ t}^{-1} \text{ TPO}$) berücksichtigt.

Die Analyse auf Prozessmodulebene (siehe **Abbildung 7.10** sowie Anhang 11.4.1, **Tabelle 11.16**) zeigt für den Basisfall (Szenario 1a) der TPO-Prozesskette ein ähnliches Muster wie bei rCB. Über 90 % des PCFP (exkl. biogenem CO_2) entfallen auf die mechanische Aufbereitung (Prozessmodul 2) und die Gasreinigung und -verbrennung (Prozessmodul 4.1). Da die emissionsintensive Raw rCB-Aufbereitung (Prozessmodul 5) hier entfällt, liegt der PCFP bei TPO insgesamt niedriger als der von rCB. Berücksichtigt man zudem den hohen Anteil an biogenem Kohlenstoff im TPO (vgl. Abschnitt 7.2.2.6), resultiert unter Einbeziehung von biogenem CO_2 ein negativer PCFP. Durch die Gutschrift des USE-Ansatzes ergibt sich in Szenario 1b sowohl exklusive als auch inklusive biogenem CO_2 ein negatives Ergebnis.

Auch die Trends der Szenarien 2 – 4 auf Prozessebene entsprechen aufgrund des identischen Modellaufbaus der rCB-Prozesskette. Die vollständigen Auswertungsdetails sind in Anhang 11.4.1 dokumentiert (Szenario 2: **Tabelle 11.17**, Szenario 3: **Tabelle 11.18**, Szenario 4: **Tabelle 11.19**). Eine weiterführende Einordnung und Bewertung der zentralen Emissionsquellen werden in Kapitel 7.2.4.1 (Hotspot-Analyse) vorgenommen.

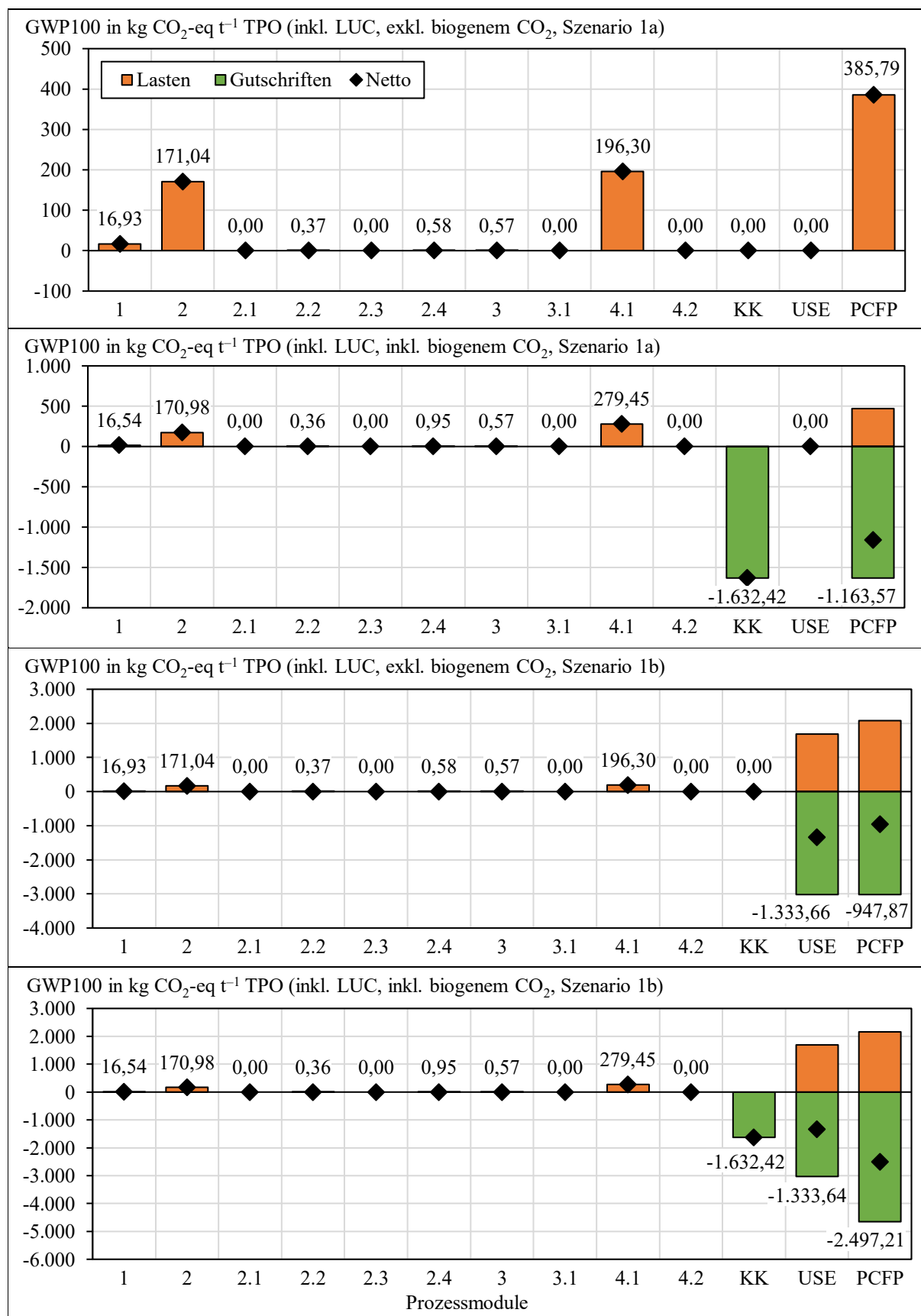


Abbildung 7.10: PCFP TPO, Szenario 1a (exkl. USE-Ansatz) und 1b (inkl. USE-Ansatz) auf Prozessmodulebene (jeweils exkl. sowie inkl. biogenem CO₂), Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis

7.2.4 Auswertung

7.2.4.1 Identifikation signifikanter Einflussfaktoren (Hotspot-Analyse)

Mit einer Hotspot-Analyse können die Aspekte identifiziert werden, die maßgeblich zu den Umweltwirkungen beitragen, sowohl negativ als auch positiv. Sie dient als methodisches Instrument, um gezielt Optimierungspotenziale zu erkennen, Maßnahmen zur wirksamen Verbesserung der Umweltbilanz abzuleiten und diese nach Relevanz zu priorisieren. Auf dieser Basis können strukturierte Handlungsempfehlungen für die im Ziel- und Untersuchungsrahmen der LCA einbezogenen Stakeholder formuliert werden [328]. Im folgenden Abschnitt werden die Hotspots innerhalb der rCB- und TPO-Prozesskette, die in den vorherigen Wirkungsabschätzungen bereits vereinzelt aufgeführt wurden, nochmals zusammenfassend dargestellt und bewertet. Eine entsprechende Übersicht ist in **Abbildung 7.11** gegeben.

Die Hotspot-Analyse zeigt, dass THG-Emissionen in beiden Prozessketten durch wenige zentrale Prozessmodule dominiert werden. Bei rCB entfallen im Base Case (Szenario 1a) rund 44 % der Emissionen auf die Vermahlung, Pelletierung und Trocknung (Prozessmodul 5), 36 % auf die Gasreinigung und -verbrennung (Prozessmodul 4.1) und 19 % auf die mechanische Aufbereitung (Prozessmodul 2). Die übrigen Prozessmodule tragen insgesamt weniger als 2 % zu den Gesamtemissionen bei. In Szenario 2 wird auch die Textilverbrennung (Prozessmodul 2.3) durch den Reverse Cut-Off-Ansatz zu einem relevanten Emissions-Hotspot, dessen Beitrag in den Szenarien 3 und 4 durch Energiegutschriften um etwa 40 % reduziert wird. Für die überschüssige Pyrolysegasreinigung und -verbrennung (Prozessmodul 4.2) ergeben sich je nach Szenario und Energiegutschrift teils negative Netto-Beiträge.

Für die Lasten der TPO-Prozesskette zeigt sich ein ähnliches Muster. Da hier jedoch die Raw rCB-Aufbereitung (Prozessmodul 5) entfällt, stellen die mechanische Aufbereitung (Prozessmodul 2), die Textilverbrennung (Prozessmodul 2.3, nur in Szenarien 2 – 4) sowie die Gasreinigung und -verbrennung (Prozessmodul 4.1) die größten Emissionsanteile dar. Insgesamt fallen die Netto-Emissionen für TPO dadurch geringer aus als für rCB. In allen betrachteten Prozessen sind die hohen Emissionen in den Prozessmodulen 2 und 5 vor allem auf den Strombedarf zurückzuführen (modelliert mit deutschem Strommix [307]), während direkte Emissionen vorwiegend bei den Verbrennungsprozessen (Textil, Pyrolysegas, Schlamm) entstehen. Perspektivisch bieten insbesondere ein alternativer Strommix, Textilrecycling oder eine stoffliche Nutzung des Pyrolysegases Potenzial zur weiteren THG-Minderung. Weiterführende Details zu Einflussfaktoren des Strommixes werden in der Sensitivitätsanalyse in Kapitel 7.2.4.4 betrachtet.

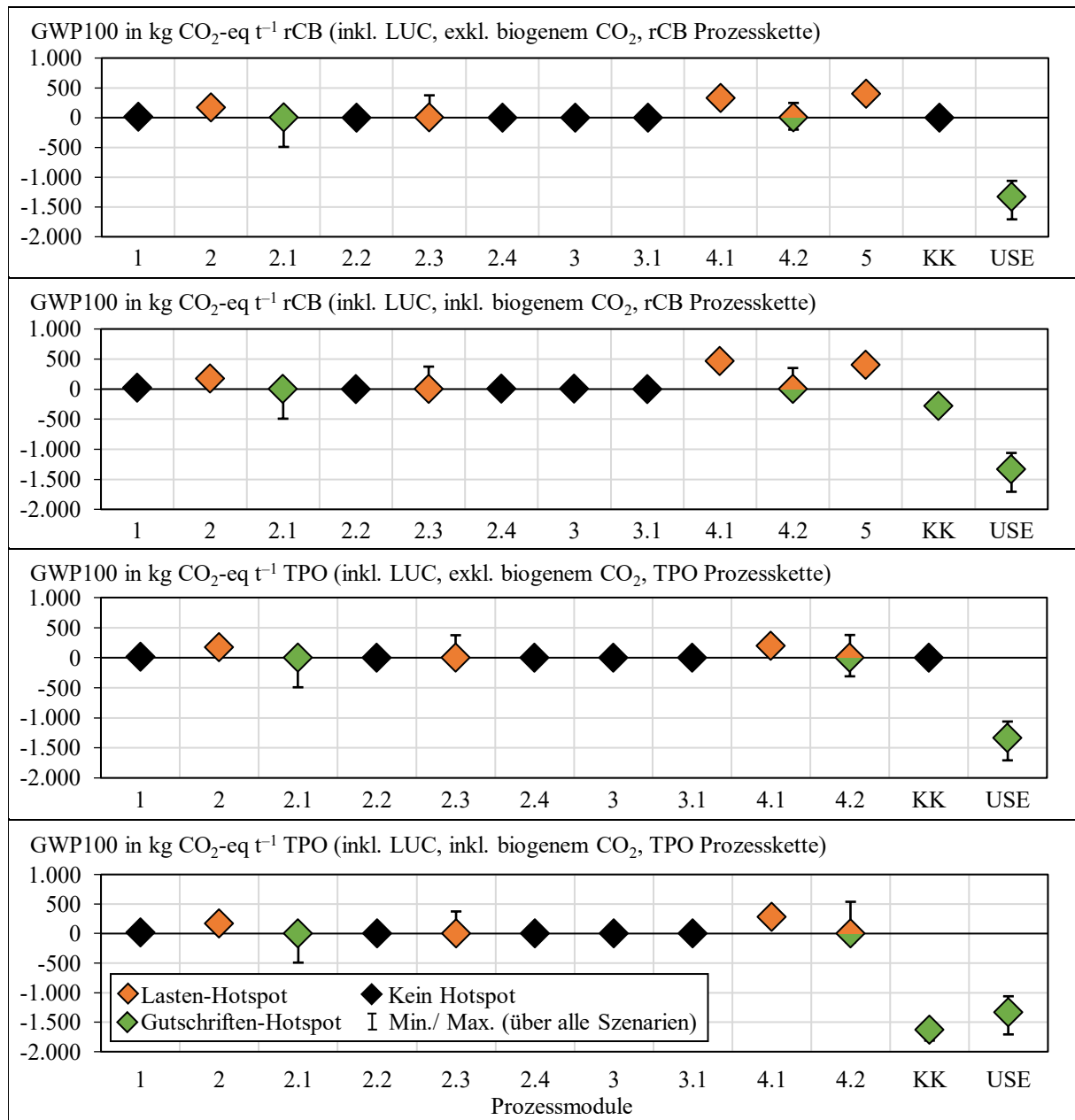


Abbildung 7.11: Hotspots der rCB- und TPO-Prozesskette (inkl. sowie exkl. biogenem CO₂), Rauten zeigen Netto-Ergebnisse des Szenarios 1, Fehlerbalken zeigen absolute Minima und Maxima aller Szenarien

Auf der Gutschriften-Seite leisten in beiden Prozessketten insbesondere das Stahlrecycling (Prozessmodul 2.1, Szenario 4 für rCB und TPO: $-492,2 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Produkt), die Berücksichtigung des biogenen Kohlenstoffs im Produkt (Prozessmodul KK) sowie der USE-Ansatz wesentliche Beiträge. Der Effekt des biogenen Kohlenstoffs ist bei TPO aufgrund des höheren Anteils an biogenem Kohlenstoff ($427,2 \text{ kg C}_{\text{biogen}} \text{ t}^{-1}$ TPO gegenüber $47,4 \text{ kg C}_{\text{biogen}} \text{ t}^{-1}$ rCB) deutlich ausgeprägter. Die größte Gutschrift resultiert aus der Anwendung des USE-Ansatzes in den Szenario-Varianten b. Im Sinne der Kohlenstoffspeicherung und -recycling

verdeutlicht dieses Ergebnis den positiven Beitrag der TPO-Herstellung zur Umsetzung einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft.

7.2.4.2 Bewertung von TPO im Vergleich zu FF als CB-Feedstock

Wie in Kapitel 2.6 beschrieben, dient ein kohlenstoffreicher Rückstand aus der Erdölverarbeitung als fossiler Feedstock (FF) für die konventionelle CB-Herstellung im Furnace-Prozess. Nach [131] kann für diesen Ausgangsstoff ein durchschnittlicher PCFP von $740 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ FF angenommen werden. Ein Abgleich mit den Sphera-Datensätzen “Heavy Fuel Oil at refinery (1,0 wt.-% S)” für Deutschland [329] und Europa [330], die aus lizenzrechtlichen Gründen nicht als absolute Werte publiziert werden dürfen, bestätigt die Plausibilität dieses Wertes. Für die weiteren Berechnungen wird der Mittelwert aus den drei vorgenannten Datenpunkten [131, 329, 330] herangezogen ($664,3 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ FF).

In [162] wurde gezeigt, dass FF im Furnace-Prozess durch TPO ersetzt werden kann, um sogenanntes sustainable Carbon Black (sCB) herzustellen. Nach [295] ist dafür jedoch eine zusätzliche Destillation erforderlich, um die Schwerfraktion des TPO für die sCB-Herstellung abzutrennen. Dabei kann eine Ausbeute der Schwerfraktion von etwa 50 wt.-% angenommen werden, wofür im Mittel rund 400 kWh kg^{-1} TPO Strom benötigt werden [331–333]. Unter Zugrundelegung des deutschen Strommixes verursacht dies THG-Emissionen von $160 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ TPO. Davon sind entsprechend der Massenaufteilung 50 % ($80 \text{ kg CO}_2\text{-eq}$) der für die sCB-Produktion abgetrennten Schwerfraktion zuzurechnen. Da die Schwerfraktion nur etwa 50 wt.-% der TPO-Masse ausmacht, trägt sie auch nur die Hälfte des PCFP von TPO. Da zur Herstellung von 1 t Schwerfraktion jedoch 2 t TPO benötigt werden, ergibt sich der PCFP von 1 t TPO-Schwerfraktion aus dem PCFP von TPO zuzüglich der anteiligen Destillationsemissionen ($160 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ TPO-Schwerfraktion) ergibt.

Für einen Vergleich zwischen FF und der TPO-Schwerfraktion kann der Kohlenstoffgehalt als Indikator herangezogen werden. Bei FF liegt dieser typischerweise zwischen 87 und 92 wt.-%, im Mittel etwa bei 90 wt.-% [132, 334, 335]. Der Kohlenstoffgehalt des experimentell im Drehrohr gewonnenen TPO beträgt 87,07 wt.-% (vgl. Kapitel 6.3.2, Versuch bei $T = 650 \text{ °C}$), was gut mit Literaturwerten übereinstimmt [24, 111, 336, 337]. Auch der C-Gehalt der TPO-Schwerfraktion nach Destillation liegt in einem vergleichbaren Bereich von 85 – 89 wt.-% [332, 337]. Damit entspricht der C-Gehalt der TPO-Schwerfraktion nahezu dem durchschnittlichen C-Gehalt des FF. Unter Vernachlässigung minimaler Abweichungen ist ein direkter Vergleich für die folgende überschlägige Bilanzierung daher gerechtfertigt. In zukünftigen, spezifischen LCA-Modellen zur sCB-Herstellung aus TPO sollten etwaige Unterschiede jedoch genauer

berücksichtigt werden. In **Abbildung 7.12** wird der PCFP der TPO-Schwerfraktion (auf Basis der TPO-Prozesskette, Szenario 1a, exkl. biogenem CO₂) dem gemittelten PCFP des FF gegenübergestellt.

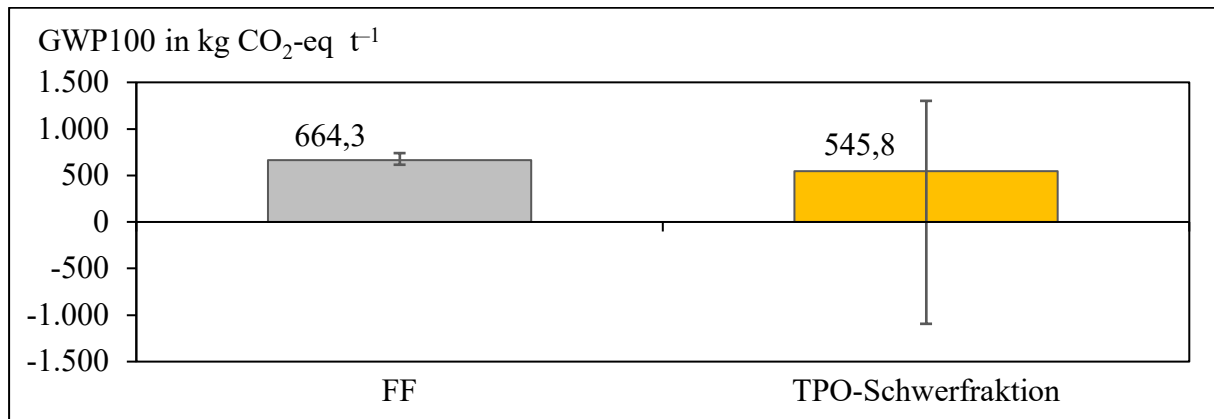


Abbildung 7.12: PCFP von FF (Mittelwert aus [131, 329, 330]) und TPO-Schwerfraktion (auf Basis TPO Szenario 1a, exkl. biogenem CO₂), Fehlerbalken zeigen Minima und Maxima der Grundlagendaten (FF) bzw. aller TPO-Szenarien (exkl. biogenem CO₂)

Der Vergleich zeigt, dass die TPO-Schwerfraktion im Base Case (auf Basis des TPO aus Szenario 1a, exkl. biogenem CO₂) nur etwa 82 % der THG-Emissionen des FF-Referenzwerts verursacht. Die in Abbildung 7.12 dargestellten Fehlerbalken verdeutlichen jedoch, wie stark dieser Vorteil vom Modellierungsansatz abhängt. In den Szenarien 3b und 4b (exkl. biogenem CO₂) fällt der PCFP sogar in den negativen Bereich und liegt damit um etwa den Faktor drei unter dem positiven FF-Wert. Im Gegensatz dazu führt der Reverse Cut-Off-Ansatz in Szenario 2a zu einem PCFP, der rund doppelt so hoch ist wie der FF-Referenzwert. Insgesamt bietet der Einsatz der TPO-Schwerfraktion als FF-Substitut somit ein signifikantes Potenzial zur Minderung der THG-Emissionen.

7.2.4.3 Bewertung von rCB und sCB im Vergleich zu fossilem CB

In diesem Abschnitt werden die zuvor erarbeiteten Ergebnisse in einer vergleichenden Betrachtung der in dieser Arbeit fokussierten Rußherstellungsverfahren zusammengeführt. Hierbei werden die Treibhauspotenziale der rCB-Produktion sowie der alternativen sCB-Produktion aus der TPO-Schwerfraktion den Emissionen der konventionellen CB-Produktion im Furnace-Verfahren gegenübergestellt.

Als Referenzwert für den PCFP von CB aus dem Furnace-Prozess wurde zunächst ein Mittelwert von 2.845 kg CO₂-eq t⁻¹ CB auf Basis verschiedener Literatur- und Herstellerangaben

ermittelt (siehe **Tabelle 7.8**). Zusätzlich sind in der Sphera Professional Datenbank zwei weitere Referenzdatensätze enthalten [338, 339], die aus lizenzrechtlichen Gründen nicht absolut veröffentlicht werden dürfen. Da deren Mittelwert lediglich um etwa +10% von dem in Tabelle 7.8 berechneten Literaturmittelwert abweicht, werden dessen grundsätzliche Größenordnung und Plausibilität als erste Annahme damit bestätigt.

Tabelle 7.8: Literaturdaten zum PCFP (GWP100, Cradle-to-Gate) von konventionellem CB aus dem Furnace-Prozess

Quelle/ Kommentar	[kg CO ₂ -eq t ⁻¹ CB]
Birla Carbon [131]	2.300
Orion Engineered Carbons [340]	2.550
[341] auf Datenbasis von Cabot B.V. (Niederlande)	3.100
	3.300
[342] auf Datenbasis von [134]	3.200
Eigene Berechnung, GWP100 (inkl. LUC, exkl. biogenem CO ₂) nach IPCC AR6 auf Datenbasis von [343] (nur CO ₂ und CH ₄)	2.620
Mittelwert PCFP (Cradle-to-Gate) virgin Carbon Black (CB)	2.845

Aktuelle Publikationen deuten jedoch darauf hin, dass die zuvor genannten Werte eher als untere Schätzungen zu betrachten sind. Als realistischere Referenzgröße kann daher der jüngst veröffentlichte globale Mittelwert der International Carbon Black Association (ICBA) herangezogen werden. Je nach Produktionsbedingungen und Produktportfolio liegt der Wertebereich für Furnace CB weltweit zwischen 3.710 und 5.820 kg CO₂-eq t⁻¹ CB (GWP100 nach IPCC, Cradle-to-Gate, basierend auf globalen Industriedaten von 2023). Der daraus abgeleitete industrieweite Mittelwert beträgt 3.910 kg CO₂-eq t⁻¹ CB [344]. Dieser Wert stimmt gut mit weiteren aktuellen Angaben in [295] überein, worin für verschiedene CB-Typen PCFPs von 3.060 kg CO₂-eq t⁻¹ CB (Typ N550, Soft Black mit niedriger Oberfläche) bis 4.260 kg CO₂-eq t⁻¹ CB (Typ N234, Hard Black mit hoher Oberfläche) ausgewiesen werden. Für diese Arbeit wird daher der ICBA-Mittelwert von 3.910 kg CO₂-eq t⁻¹ CB als realistischer und industrienaher Referenzwert für die nachfolgenden Vergleiche festgelegt.

Für die sCB-Prozesskette ergibt sich der PCFP als Summe der Netto-Emissionen des Furnace-Prozesses und des PCFP der als Feedstock eingesetzten TPO-Schwerfraktion (vgl. Abschnitt 7.2.4.2). Aufgrund begrenzter Datengrundlage und fehlender spezifischer Emissionsdatensätze für den Furnace-Prozess wird dessen Emissionsbeitrag näherungsweise als Differenz zwischen dem PCFP von konventionellem CB (3.910 kg CO₂-eq t⁻¹ CB [344]) und dem PCFP des FF

(664,3 kg CO₂-eq t⁻¹ FF, siehe Abschnitt 7.2.4.2) berechnet. Daraus resultiert ein Wert von 3.245,7 kg CO₂-eq t⁻¹ sCB für die Verarbeitung im Furnace-Prozess. Unter Berücksichtigung des PCFP der TPO-Schwerfraktion als Feedstock (545,8 kg CO₂-eq t⁻¹ TPO-Schwerfraktion, gemäß TPO Szenario 1a, exkl. biogenem CO₂) ergibt sich für die sCB-Prozesskette ein Gesamtwert von 3.791,5 kg CO₂-eq t⁻¹ sCB. Da die Ergebnisse von rCB aus der Wirkungsabschätzung (Abschnitt 7.2.3.1) bereits bekannt sind, können die PCFPs aller Ruße in **Abbildung 7.13** final gegenübergestellt werden.

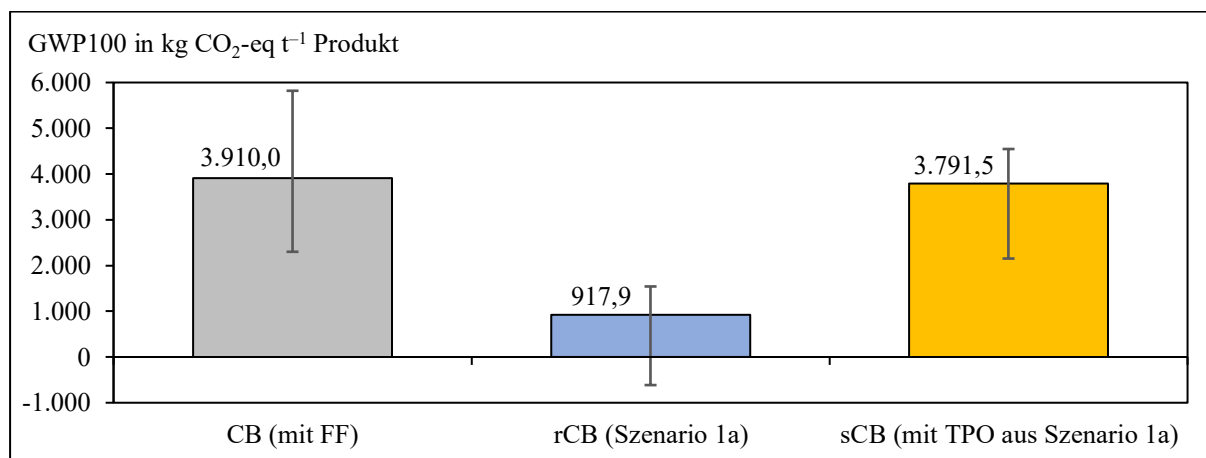


Abbildung 7.13: PCFP von CB [344], rCB (Szenario 1a, exkl. biogenem CO₂) und sCB (mit TPO-Schwerfraktion des TPO aus Szenario 1a, exkl. biogenem CO₂), Fehlerbalken CB: Minimum [131] und Maximum [344] der Referenzdaten, Fehlerbalken rCB: Minimum und Maximum aller Szenarien (exkl. biogenem CO₂), Fehlerbalken sCB: Einfluss des TPO (Minimum und Maximum) aller Szenarien (exkl. biogenem CO₂)

Im Basisszenario (1a, exkl. biogenem CO₂) liegt der PCFP von rCB um 77 % unter dem Industriemittelwert für konventionelles CB. Unter Berücksichtigung des USE-Ansatzes, bei dem modelltheoretische Gutschriften für vermiedene Verbrennung berücksichtigt werden, wird der PCFP in den Szenarien 3b und 4b negativ, was über eine reine Emissionsminderung hinaus zu einer theoretischen Netto-Gutschrift führt. Selbst im konservativsten Fall (Szenario 2a mit Reverse Cut-Off-Ansatz nach TfS) beträgt die Minderung im Vergleich zu CB noch rund 61 %.

Für den Basisfall von sCB (mit TPO aus Szenario 1a, exkl. biogenem CO₂) ergibt sich eine moderate Reduktion von 3 % gegenüber CB, die durch den USE-Ansatz auf bis zu 45 % ansteigt (Szenarien 3b und 4b). Im konservativsten Szenario 2a liegt der PCFP von sCB hingegen etwa 16 % über dem von konventionellem CB, da der eingesetzte Feedstock aufgrund des Reverse Cut-Off-Ansatzes mit 1.141,14 kg CO₂-eq t⁻¹ TPO (vgl. Abschnitt 7.2.3.2) zuzüglich

Destillationsemissionen ($160 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ TPO-Schwerfraktion) bilanziert wird und damit eine höhere THG-Last als FF aufweist.

Insgesamt verdeutlichen die Ergebnisse das erhebliche Minderungspotenzial der THG-Emissionen, das durch die Substitution von konventionellem CB entweder durch rCB oder, in geringerem Umfang, durch sCB auf Basis von TPO (ausgenommen Szenario 2a) aus der Altreifen-Pyrolyse erreicht werden kann. Dabei ist zu beachten, dass die dargestellten Einsparungen auf der Annahme einer vollständigen Substitution (100 %) basieren, ohne potenzielle Qualitätseinbußen der Ersatzstoffe zu berücksichtigen. Nach [132, 162] bestehen keine Qualitätsunterschiede zwischen sCB und konventionellem CB, weshalb diese Annahme für sCB als realistisch gilt. Im Fall von rCB hingegen kann die Substitutionsfähigkeit je nach Anwendung begrenzt sein. Da der Kohlenstoffgehalt eines der qualitätsentscheidenden Merkmale von Carbon Black ist (vgl. Kapitel 2.8), wird zur Abbildung dieser Unsicherheit im Folgenden ein Qualitätsfaktor Q_{rCB} eingeführt, der die Sensitivität der THG-Minderung in Abhängigkeit des Kohlenstoffgehalts von rCB $\xi_{C,\text{gesamt},rCB}$ quantifiziert:

$$Q_{rCB} = \frac{\xi_{C,\text{gesamt},rCB}}{\xi_{C,\text{gesamt},CB}} \quad (7.4)$$

Unter Berücksichtigung von Q_{rCB} lässt sich das korrigierte Ergebnis $PCFP_{rCB,\text{Korrektur}}$ entsprechend aus dem ursprünglichen $PCFP_{rCB}$ (ohne Korrektur) berechnen:

$$PCFP_{rCB,\text{Korrektur}} = \frac{PCFP_{rCB}}{Q_{rCB}} \quad (7.5)$$

Für die vorliegende LCA wird auf Primärdaten der eigenen Untersuchungen zurückgegriffen (vgl. Kapitel 6.3.2 und [156]), aus denen für $\xi_{C,\text{gesamt},CB}$ ein durchschnittlicher Wert von 98,9 wt.-% resultiert. Im Vergleich dazu weist der in der Analyse betrachtete Pyrolysekoks einen Kohlenstoffgehalt $\xi_{C,\text{gesamt},rCB}$ von 76,5 wt.-% auf. Daraus ergibt sich nach Gleichung (7.4) ein Korrekturfaktor Q_{rCB} von 0,77. Die Anwendung dieses Faktors führt gemäß Gleichung (7.5) zu einer Erhöhung der THG-Emissionen, da bezogen auf den Kohlenstoffgehalt eine größere Menge rCB eingesetzt werden muss, um die gleiche Menge an CB zu substituieren. Für den Base Case (Szenario 1a, exkl. biogenem CO_2) ergibt sich daraus ein korrigierter $PCFP_{rCB,\text{Korrektur}}$ von $1.186,3 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ rCB. Dieses Ergebnis sowie der generelle Einfluss der Korrektur in Abhängigkeit des Kohlenstoffgehalts im rCB auf den $PCFP_{rCB,\text{Korrektur}}$ sind in **Abbildung 7.14** zusammengefasst.

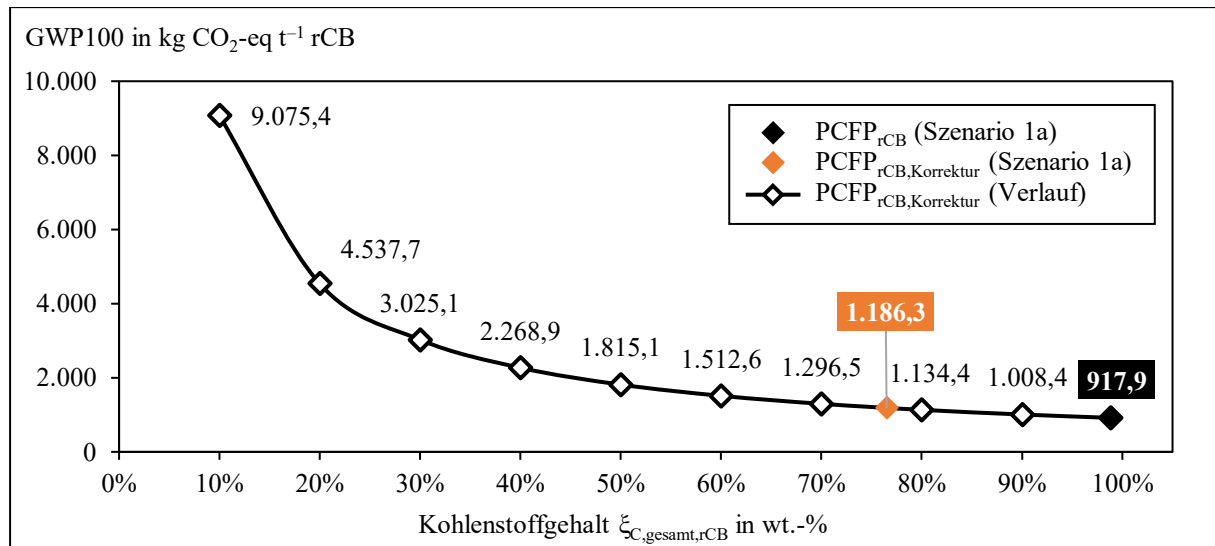


Abbildung 7.14: PCFP_{rCB,Korrektur} in Abhängigkeit des Kohlenstoffgehalts im rCB

Die Anwendung der rCB-Korrektur zeigt, dass der berechnete PCFP_{rCB,Korrektur} im Base Case um 29 % höher ausfällt als das unkorrigierte Ergebnis. In diesem Wert ist die geringere Materialqualität infolge des niedrigeren Kohlenstoffgehalts von rCB gegenüber CB rechnerisch ausgeglichen. Trotz dieser Anpassung liegt das Ergebnis noch 70 % unter dem PCFP von CB, sodass weiterhin eine deutliche Reduktion der THG-Emissionen erzielt wird. Im Vergleich zu sCB weist der korrigierte PCFP von rCB einen um 69 % geringeren Wert auf.

Abschließend ist zu betonen, dass die vorgeschlagene PCFP-Korrektur eine rein rechnerische Anpassung auf Basis des Kohlenstoffgehalts als zentralem Qualitätskriterium darstellt. Falls für spezifische Anwendungen andere chemisch-physikalische oder eindeutig quantifizierbare Performance-Parameter von Bedeutung sind (vgl. CB- und rCB-Charakteristika in den Abschnitten 2.6 und 2.8), könnten auch diese alternativ als Grundlage für die Korrekturberechnung herangezogen werden.

7.2.4.4 Sensitivitätsanalysen rCB, TPO und sCB

Im Rahmen der durchgeführten Sensitivitätsanalysen (S1 – S5 sowie O1, O2, siehe **Tabelle 7.9**) wurden zentrale Parameter der LCA systematisch variiert, um deren Einfluss auf die Ergebnisse zu prüfen. Als erster Sensitivitätsansatz (S1) wurde ein vollständig regenerativer Strommixes (fiktive Aufteilung von 50 % Solar- und 50 % Windenergie) angenommen, da dies perspektivisch die Anforderung an eine nachhaltige Kreislaufwirtschaft und somit auch an eine zukunftsfähige Recyclingtechnologie widerspiegelt [10].

Tabelle 7.9: Sensitivitätsanalysen und Optionen der Prozessketten rCB, TPO und sCB

Analyse	Inhalt	rCB	TPO	sCB
S1	Vollständig regenerativer Strommix: Vollständig regenerative Stromversorgung anstelle des deutschen Strommix	✓	✓	✓
S2	Heizwert des Pyrolysegases: Literaturdurchschnitt [24, 111, 112, 345, 346] statt experimenteller Primärdaten	✓	✓	✓
S3	Ökonomische Allokation: Durchschnittliche Marktpreise für rCB und TPO als Allokationsbasis anstelle der Masse	✓	✓	✓
S4	Eigennutzung von Stromüberschüssen: Überschüsse werden intern zur Aufbereitung des Raw rCB (Prozessmodul 5) genutzt	✓	✗	✗
S5	Stromverbrauch des Reaktors: Messdaten der halbtechnischen Drehrohrversuche anstelle von Industriedaten	✓	✓	✓
O1	Stahl als Koppelprodukt: Massenallokation bei mechanischer Aufbereitung (Option 1, gemäß ASTM D36-Diskussion)	✓	✓	✓
O2	O1 + Energieexport: O1 + zusätzliche Gutschrift für BHKW-Energieüberschuss (Option 2, gemäß ASTM D36-Diskussion)	✓	✓	✓

In S2 wurde der Heizwert des Pyrolysegases als Sensitivitätsparameter analysiert, da die Verbrennung im BHKW einen zentralen Umwelt-Hotspot darstellt (vgl. Abschnitt 7.2.4.1) und Emissionen sowie Gutschriften direkt mit dem Energiegehalt des Gases zusammenhängen. Anstelle der experimentell ermittelten Primärdaten ($46,52 \text{ MJ kg}^{-1}$, vgl. Kapitel 6.3.2) wurde ein etwas konservativerer Wert von 40 MJ kg^{-1} herangezogen, der im mittleren Bereich der in [24, 111, 112, 345, 346] berichteten Literaturwerte liegt. Die variierenden Heizwerte sind hauptsächlich auf Unterschiede in der Prozessführung und Reaktortechnik (vgl. Abschnitt 2.7) sowie Abweichungen innerhalb des pyrolysierten Altreifen-Mix zurückzuführen.

Die ökonomische Allokation (S3) wurde aufgenommen, um eine theoretische Alternative zur Massenallokation zu untersuchen. Anders als im Standardfall der Studie, bei dem die Umweltlasten proportional zur Masse verteilt werden, erfolgt die Zuweisung hier auf Basis des ökonomischen Wertes der Koppelprodukte rCB und TPO. Die Umsetzung der ökonomischen Allokation basiert auf durchschnittlichen Marktpreisannahmen, wobei rCB als Ersatz für konventionelles CB (rd. 1.200 USD t^{-1} [347]) und TPO als Ersatz für Naphtha (rd. 600 USD t^{-1} [348]) angesetzt werden. Aufgrund der derzeit noch instabilen Marktsituation für rCB und TPO ist dieser Ansatz jedoch als rein hypothetisch zu betrachten.

S4 analysiert die Eigennutzung von Stromüberschüssen aus Prozessmodul 4.2, um Anreize für die interne Nutzung von Stromüberschüssen aus dem BHKW zu schaffen und dadurch die Prozesseffizienz zu optimieren. Dieses Szenario betrifft ausschließlich die rCB-Prozesskette,

wobei der überschüssige Strom in der Analyse exemplarisch für Prozessmodul 5 (Raw rCB-Aufbereitung) anstelle des deutschen Strommix genutzt wird.

In der Sensitivitätsanalyse S5 wird der Stromverbrauch der Drehrohren-Pyrolyse von 0,86 kWh kg⁻¹ GG [224] um 60 % auf den im halbertechnischen Maßstab gemessenen Wert von 1,38 kWh kg⁻¹ GG (vgl. Kapitel 6.3) erhöht. Dieser liegt im Bereich anderer elektrisch beheizter Pilotanlagen [349], ist jedoch aufgrund des mit steigendem Durchsatz sinkenden spezifischen Energiebedarfs nicht linear auf den industriellen Maßstab skalierbar. S5 untersucht daher die Sensitivität der LCA-Ergebnisse gegenüber dem Stromverbrauch des Reaktors und damit die Bedeutung einer energieeffizienten Prozessführung.

Die Optionen (O) sind aus den aktuellen ASTM D36-Diskussion abgeleitet und sehen zum einen vor, Stahl aus der mechanischen Aufbereitung als Koppelprodukt zu klassifizieren und mittels Massenallokation zu berücksichtigen (O1). Zum anderen sollen ergänzende Gutschriften für exportierte Energieüberschüsse (z. B. Strom oder Wärme) gewährt werden (O2, Substitutionsansatz per Systemerweiterung). Beide Optionen sind jedoch erst nach endgültiger Verabschiedung der ASTM D36-Richtlinie verbindlich bewertbar und sollten im Hinblick auf die Harmonisierung mit anderen Regelwerken (z. B. ISO, Tfs), ihre Konsistenz innerhalb der EoL-Modellierung sowie in Bezug auf Zielsetzung und Untersuchungsrahmen der jeweiligen Studie kritisch geprüft werden. Insbesondere ist zu beachten, dass (zumindest in Europa) die Einstufung von Stahl als Koppelprodukt das vorherige Erreichen des End-of-Waste (EoW)-Status gemäß EU-Verordnung 333/2011 auf Basis der EU-Abfallrahmenrichtlinie [350, 351] voraussetzt. Zudem sollte die gleichzeitige Anwendung von Massenallokation für Stahl und Substitutionsansatz für Energieüberschüsse, die so nicht den etablierten LCA-Konsistenzprinzipien entspricht, weitergehend diskutiert werden.

Eine Übersicht der resultierenden THG-Emissionen (GWP100) der drei Produkte rCB, TPO und sCB für alle Sensitivitäten und Optionen findet sich in **Abbildung 7.15**.

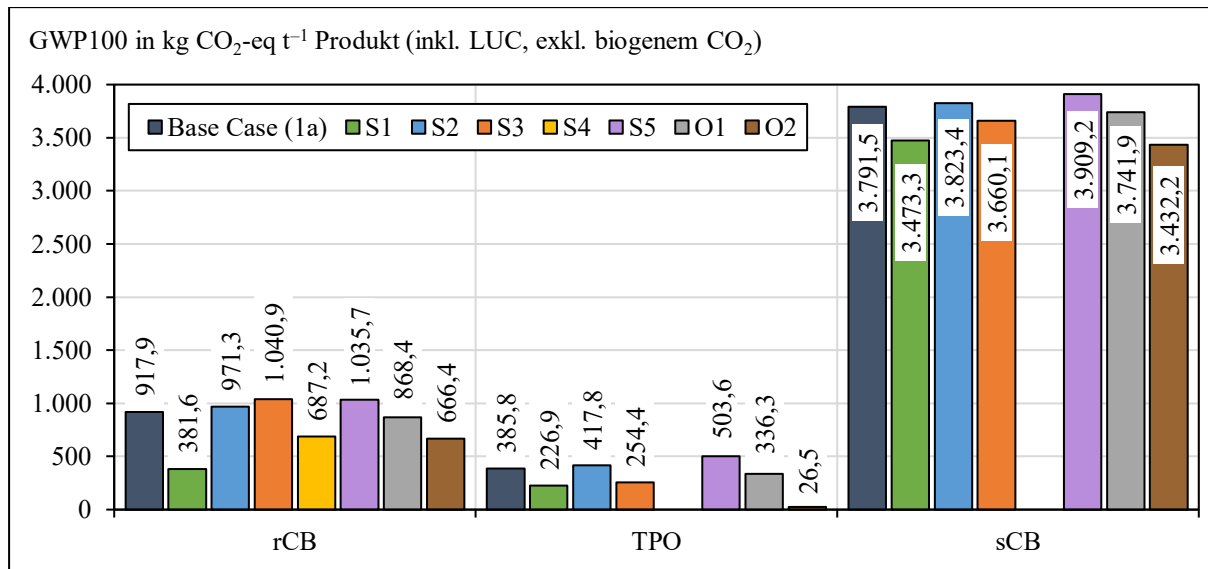


Abbildung 7.15: Sensitivitätsanalysen (S) und Optionen (O) der Prozessketten rCB, TPO und sCB (Produkt-Perspektive)

Aus den Ergebnissen der Sensitivitätsanalysen (S1 – S5) und Optionen (O1, O2) lassen sich folgende zentrale Erkenntnisse ableiten:

- S1 (vollständig regenerativer Strommix) zeigt für alle Produkte signifikante Reduktionen der GWP-Werte, insbesondere für rCB (–58 %) und TPO (–41 %), was den starken Einfluss des genutzten Strommixes auf die Klimawirkung unterstreicht.
- In S2 (Heizwertanpassung des Pyrolysegases) steigen die GWP-Werte von rCB (+6 %) und TPO (+8 %) gegenüber dem Basisszenario 1a leicht an. Dies ist darauf zurückzuführen, dass aufgrund des geringeren Heizwertes des Pyrolysegases mehr Gas zur Deckung des Energiebedarfs verbrannt werden muss und somit mehr Verbrennungsemissionen entstehen.
- S3 (ökonomische Allokation) führt zu einer GWP-Verschiebung: Die Belastung für rCB nimmt zu (+5 %), während die von TPO deutlich reduziert wird (–34 %). Dies ist auf die stärkere Gewichtung der Umweltwirkungen von rCB bei der Allokation zurückzuführen (höherer Marktwert des rCB).
- In S4 (Nutzung von Überschussstrom aus BHKW, ausschließlich für rCB-Prozesskette) nimmt das Treibhauspotenzial um 36 % gegenüber dem Basisfall 1a ab. Dies belegt, dass die Nutzung interner Stromüberschüsse zur Raw rCB-Aufbereitung ökologisch vorteilhaft ist und möglichst in der Praxis umgesetzt werden sollte.

- S5 zeigt, dass die PCFPs der Sekundärrohstoffe vom Strombedarf des Reaktors deutlich beeinflusst werden. Eine Erhöhung des Stromverbrauchs um 60 % führt zu einer Steigerung des PCFP um 13 % für rCB, 31 % für TPO und 3 % für sCB. Dies verdeutlicht die Bedeutung optimierter, energieeffizienter Betriebspunkte zur Minimierung der Umweltwirkungen.
- Die Massenallokation von Stahl (O1) führt gegenüber dem Base Case zu moderaten Reduktionen des Treibhauspotenzials (rCB: –5 %, TPO: –13 %, sCB: –1 %), während die Gutschriften für Energieexporte in O2 deutliche Verbesserungen bewirken (rCB: –27 %, TPO: –93 %, sCB: –9 %). In O2 liegt das Treibhauspotenzial von TPO nahezu bei null.
- Auf sCB haben alle analysierten Parametervariationen nur einen sehr geringen Einfluss. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in dieser Prozesskette lediglich der Feedstock FF durch TPO ersetzt wird und die übrigen Emissionen der Destillation (Separation der TPO-Schwerfraktion, vgl. Abschnitt 7.2.4.2) und des Furnace-Prozesses unverändert bleiben.

Insgesamt zeigt die Sensitivitätsanalyse, dass der Energiemix (S1), die gewählte Allokationsmethode (S3), der Stromverbrauch des Reaktors (S5) und die Erteilung von Gutschriften (O2) den größten Einfluss auf die resultierende Klimawirkung haben. Die Ergebnisse von S1 und S5 verdeutlichen die zentrale Bedeutung des Energieeinsatzes, sowohl hinsichtlich der Stromquelle als auch der Energieeffizienz der Prozessführung. Das Ergebnis von S1 deckt sich zudem mit den Erkenntnissen der Hotspot-Analyse und unterstreicht die Relevanz einer konsequent regenerativen Stromversorgung. Hinsichtlich S3 ist anzumerken, dass aufgrund der Neuartigkeit und der geringen Marktdurchdringung der industriellen rCB- und TPO-Produktion derzeit keine langfristig belastbaren Marktdaten für eine ökonomische Allokation vorliegen. Selbst wenn diese Voraussetzung erfüllt wäre, sieht die aktuelle PCR für Reifen die Massenallokation als Standard vor. Auch ein aktueller Überarbeitungsentwurf des Dokuments (vgl. Kapitel 3.5.4 und [236]) erlaubt eine ökonomische Allokation nur bei einem Wertverhältnis der Koppelprodukte größer fünf, was hier nicht gegeben ist. Daher sollte S3 als fiktive Sensitivität betrachtet werden und die Allokation aus Konformitätsgründen ausschließlich massenbasiert erfolgen. Für die betrachteten Variationen lässt sich festhalten, dass eine konsequent regenerative Energieversorgung, ein energieeffizienter Reaktorbetrieb und die optimierte Nutzung interner Ressourcen (CL-Ansatz) das größte Potenzial zur Reduktion der THG-Emissionen bieten.

7.2.4.5 Zusammenfassung und Potenzialabschätzung

Die LCA aus Produkt-Perspektive zeigt, dass die Herstellung von rCB und TPO durch Altfen-Pyrolyse sowie von sCB aus der TPO-Schwerfraktion erhebliche THG-Minderungspotenziale gegenüber konventionellen Rohstoffen eröffnet. Im normkonformen Basisszenario 1a (exklusive biogenem CO₂) liegen die PCFPs bei 917,9 kg CO₂-eq t⁻¹ rCB, 385,8 kg CO₂-eq t⁻¹ TPO und 3.791,5 kg CO₂-eq t⁻¹ sCB. Die Ergebnisse schwanken in Abhängigkeit vom Modellierungsansatz (vgl. Methodenmatrix, Tabelle 3.2) erheblich, was die Notwendigkeit eines einheitlichen methodischen Vorgehens unterstreicht.

Gegenüber konventionellem CB ist der PCFP von rCB im Base Case um 77 % niedriger. Unter Anwendung des USE-Ansatzes nach TfS entsteht in einzelnen Szenarien sogar ein negativer PCFP, da der Ansatz modellhafte Gutschriften für vermiedene Verbrennungsemissionen im alternativen Verwertungssystem anrechnet. Auch unter Berücksichtigung einer Qualitätskorrektur für den geringeren Kohlenstoffgehalt von rCB verbleibt eine Reduktion von 70 %. Der PCFP der TPO-Schwerfraktion ist im Base Case 18 % geringer als jener des FF aus der klassischen CB-Herstellung im Furnace-Verfahren. Dies ermöglicht auch für sCB aus TPO ein entsprechendes THG-Einsparpotenzial, wobei der PCFP von sCB gegenüber CB etwa 3 % geringer ausfällt und die Reduktion je nach Szenario bis zu 45 % beträgt.

Die Hotspot-Analyse zeigt, dass die höchsten Emissionen in der energieintensiven Raw rCB-Aufbereitung (entfällt in der TPO-Prozesskette), der Gasreinigung und -verbrennung sowie der mechanischen Aufbereitung entstehen. Die zentralen Minderungspotenziale ergeben sich in beiden Prozessketten durch die Einbindung des USE-Ansatzes, des Stahlrecyclings und die Bindung des biogenen Kohlenstoffs (KK) in den Pyrolyseprodukten. Allerdings ist bei der Kohlenstoffspeicherung zu beachten, dass diese vorrangig als temporär gilt und der Sequestrierungseffekt spätestens dann neutralisiert wird, wenn die Produkte am EoL nicht mehr rezykliert, sondern konventionell verwertet oder beseitigt werden.

Grundsätzlich ermöglicht sowohl die Substitution von CB durch rCB als auch durch sCB signifikante THG-Minderungen, wobei der Effekt bei rCB deutlich ausgeprägter ist. Während bei rCB die Emissionsreduktion im Vordergrund steht, liegt der Hauptvorteil von sCB vor allem in der Schonung fossiler Ressourcen. Die Wahl des Substituts sollte sich an den spezifischen Qualitätsanforderungen der jeweiligen Anwendung orientieren. Dabei weist sCB vergleichbare Produkteigenschaften wie CB auf [162], ist jedoch mit einem höheren PCFP verbunden. Demgegenüber bietet rCB einen größeren ökologischen Vorteil, ist qualitativ bedingt aber gegenüber CB etwas im Anwendungszweck eingeschränkt (vgl. Kapitel 2.8). Insgesamt verdeutlicht die

Analyse damit, dass die Altreifen-Pyrolyse ein beträchtliches ökologisches Potenzial für die Kreislaufwirtschaft innerhalb der Reifenindustrie bietet und durch die Substitution fossiler Ressourcen maßgeblich zur Reduktion von THG-Emissionen beitragen kann.

7.3 Abfall-Perspektive

Nachdem die Altreifen-Pyrolyse zur Produktion von rCB, TPO und sCB aus Produkt-Perspektive bereits deutliche Minderungspotenziale aufzeigt (vgl. Kapitel 7.2), wird die Recyclingtechnologie nun auch aus Abfall-Perspektive bewertet. Dabei erfolgt die Einordnung gemäß dem in Abbildung 4.2 definierten Betrachtungsrahmen im Vergleich zu den etablierten Verwertungspfaden für Altreifen (vgl. Kapitel 2.4). Die übergeordneten Rahmenbedingungen aus Kapitel 7.1 gelten auch für diese Analyse.

7.3.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Das Ziel der LCA aus Abfall-Perspektive ist die Bewertung des Treibhauspotenzials des pyrolytischen Altreifen-Recyclings (PY), um eine erste Einordnung im Vergleich zu den etablierten Verwertungswegen werkstoffliches Recycling (WR), thermische Verwertung (TV) und Rundenerneuerung (RE) zu ermöglichen. Die Modelle der Prozessketten PY, WR und TV basieren methodisch konsistent auf den Prozessmodulen der Produkt-Perspektive (vgl. Kapitel 7.2). Die Prozesskette RE wird entsprechend der Abfallhierarchie als Vorbereitung zur Wiederverwendung eingeordnet (vgl. Kapitel 2.4) und ohne eigenes LCA-Modell auf Basis von Literaturwerten in der vergleichenden Auswertung berücksichtigt.

Als Bezugsgröße der Abfall-Perspektive wird die funktionelle Einheit als Verwertung von 1,0 t Altreifen durch Pyrolyse, werkstoffliches Recycling oder thermische Verwertung festgelegt. Wie **Abbildung 7.16** zeigt, beginnen die Systemgrenzen aller EoL-Modelle bei der Sammlung der Altreifen. Das WR-System endet nach der mechanischen Aufbereitung (Trennung in Gummigranulat, Stahl und Textil), das TV-System nach der anschließenden Verbrennung des Gummigranulats und das PY-System nach dem Pyrolyseprozess, bei dem Pyrolysegas, TPO und rCB entstehen.

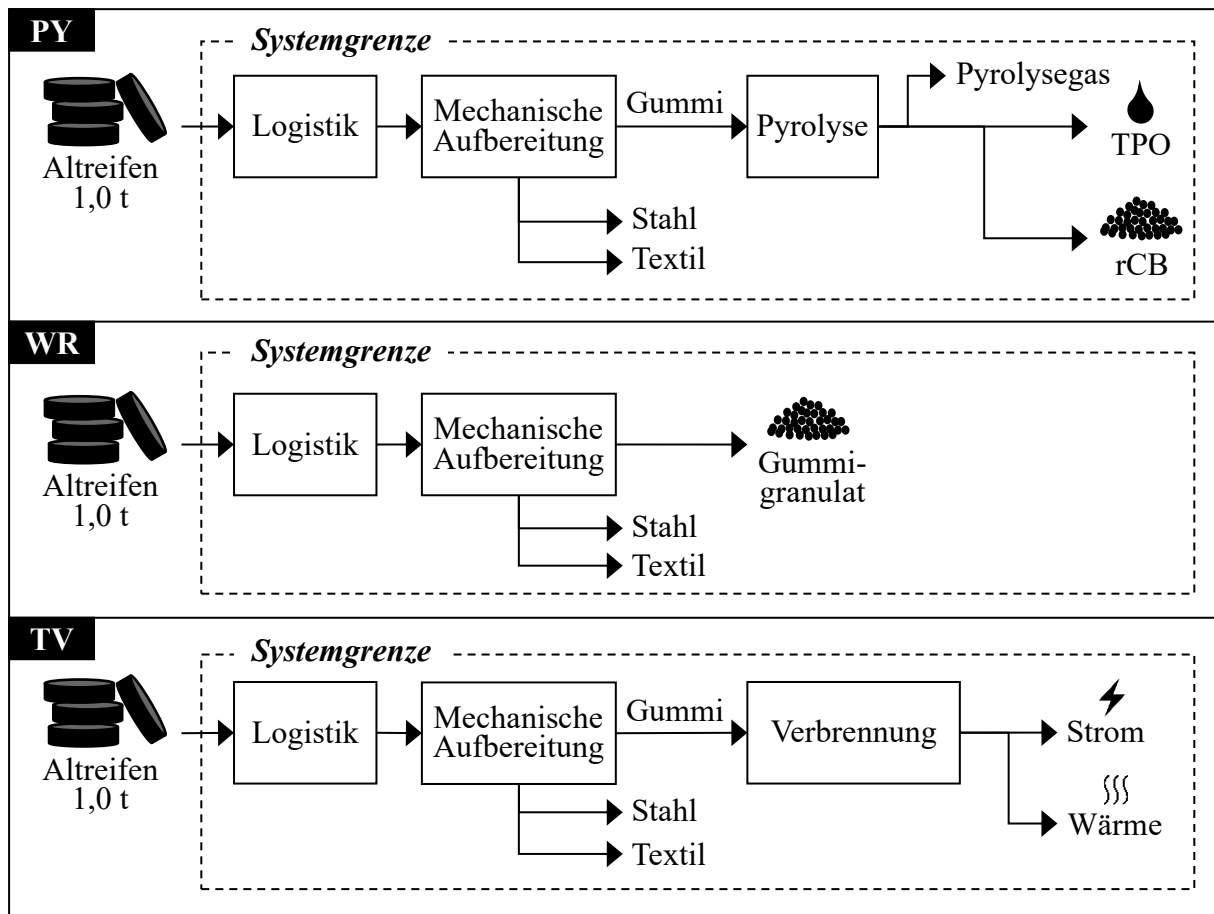


Abbildung 7.16: Systemgrenzen der Prozessketten PY, WR und TV (Abfall-Perspektive)

Analog zur Produkt-Perspektive erfolgt die Modellierung der PY-Prozesskette ohne Abschneidekriterien und auf identischer Datengrundlage aus den Jahren 2023 und 2024 (Primärdaten aus den Versuchen am :metabolon Institut (vgl. Kapitel 6), ergänzt durch Betriebsdaten der Pyrum Innovations AG nach [224, 225] sowie Literaturdaten). Auch die Prozesskette WR greift bis einschließlich des Prozessmoduls „Mechanische Aufbereitung“ auf diese Datengrundlage zurück. Gleiches gilt für die Prozesskette TV, die auf dem in Kapitel 7.2 entwickelten USE-Ansatz basiert und nach der mechanischen Aufbereitung ein Verbrennungsmodul integriert. Die Modellierung aller Prozessketten erfolgt unter Verwendung derselben Softwareumgebung wie in der Produkt-Perspektive (LCAfE, Version 10.9.0.20, inkl. „Sphera Professional“-Datenbank, Content Version 2024.2).

Hinsichtlich der Annahmen und Einschränkungen werden die in Tabelle 7.1 aufgeführten Aspekte zugrunde gelegt. Für PY wird zusätzlich definiert, dass TPO entweder fossiles Naphtha oder FF zur sCB-Produktion und rCB konventionelles CB aus dem Furnace-Prozess substituiert. Der Substitutionsansatz gilt auch für das Produkt der WR-Prozesskette, wobei Gutschriften für Synthesekautschuk (SBR und EPDM) berücksichtigt werden. In der TV-Prozesskette

werden die in der MVA zurückgewonnene Wärme und der erzeugte Strom gutgeschrieben. Für die Prozessketten WR und TV wird vereinfachend dieselbe mechanische Aufbereitung wie im PY-Modell angenommen.

Im Unterschied zur Produkt-Perspektive erfolgt in der Abfall-Perspektive keine Variation der Modellierungsansätze. Für alle EoL-Abfallflüsse mit Energie- oder Materialrückgewinnung wird einheitlich Szenario 1a gemäß der Methodenmatrix in Tabelle 3.2 angewendet. Dadurch folgen alle Allokationsentscheidungen im EoL-Modell konsistent dem übergeordneten Cut-Off-Ansatz und sind mit dem Modellierungsrahmen der gesamten Reifenwertschöpfungskette abgestimmt, auch wenn die zugrunde gelegten Regelwerke hierfür keine spezifischen Vorgaben machen. Für Koppelprodukte wird in der Abfall-Perspektive standardmäßig der Substitutionsansatz genutzt, um das System bei einer funktionellen Einheit von 1,0 t Abfallverwertung vollständig zu schließen. Die Auswertung erfolgt, analog zur Produkt-Perspektive, einheitlich für alle Prozessketten in der Wirkungskategorie „Klimawandel“ anhand des GWP100 gemäß IPCC AR6 (inkl. LUC, separate Ausweitung von biogenem CO₂).

7.3.2 Sachbilanz

Der technologische Ablauf der PY-Prozesskette (**Abbildung 7.17**) entspricht dem Schema der Produkt-Perspektive (Kapitel 7.2.2). Nach einer Sammellogistik und mechanischen Aufbereitung (Prozessmodule 1 und 2) wird das freigelegte Gummigranulat bei 650 °C thermochemisch zersetzt (Prozessmodul 3). Die entstehenden Produkte TPO und rCB (Prozessmodul 5) werden vermarktungsfertig abgepackt, während das Pyrolysegas zur energetischen Versorgung im BHKW genutzt wird (Prozessmodul 4.1). Der Gasüberschuss (Prozessmodul 4.2), das Stahlrecycling (Prozessmodul 2.1) sowie die Verbrennung der Textilfraktion (Prozessmodul 2.3) und des Pyrolyseschlammes (Prozessmodul 3.1) werden aus Konsistenzgründen gemäß Cut-Off-Ansatz aus der Bilanzierung ausgeschlossen. Die zugehörigen LCI-Daten der PY-Prozesskette finden sich in Anhang 11.4.2 (**Tabelle 11.20** bis **Tabelle 11.24**).

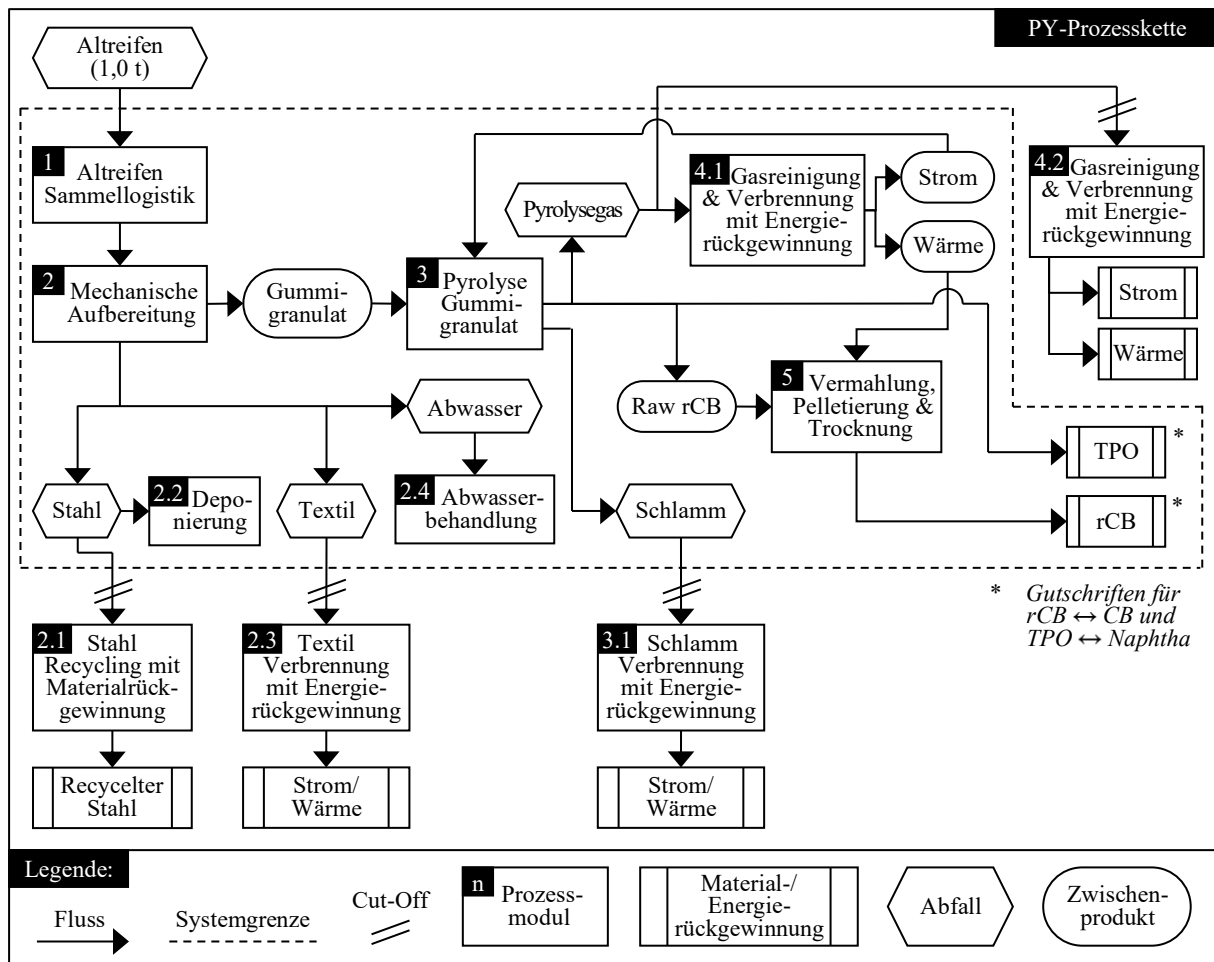


Abbildung 7.17: PY, Fließbild mit Systemgrenzen (Abfall-Perspektive)

Die Prozesskette WR (**Abbildung 7.18**, oben) entspricht vollständig der PY-Prozesskette, endet jedoch nach der mechanischen Aufbereitung mit dem Output Gummigranulat. Dafür werden Gutschriften auf Basis der Sphera-Datensätze für SBR [352] und EPDM [353] vergeben, die in der Auswertung (Kapitel 7.3.4) nochmals separat gewichtet werden. Abfallverarbeitende Prozessmodule mit Energie- und Materialrückgewinnung werden gemäß Cut-Off-Ansatz konsistent zum Base Case der Produkt-Perspektive ausgeschlossen. Die LCI-Daten der WR-Prozesskette sind in Anhang 11.4.2 (Tabelle 11.20 und Tabelle 11.21) dokumentiert.

Für die TV-Prozesskette (**Abbildung 7.18**, unten) wird die Struktur des USE-Ansatzes (vgl. Kapitel 7.2.2.7) übernommen. Nach der Sammellogistik und mechanischen Aufbereitung wird das freigelegte Gummigranulat in einer MVA thermisch behandelt (Prozessmodul 6.1). Die Verbrennungsemissionen werden anhand des spezifischen Sphera-Datensatzes [326] modelliert. Für die dabei erzeugten Energiemengen (Strom und Wärme) werden Gutschriften nach [307, 308] vergeben. Die LCI-Daten für TV sind in Anhang 11.4.2 (Tabelle 11.20, Tabelle 11.21 und Tabelle 11.23) einsehbar.

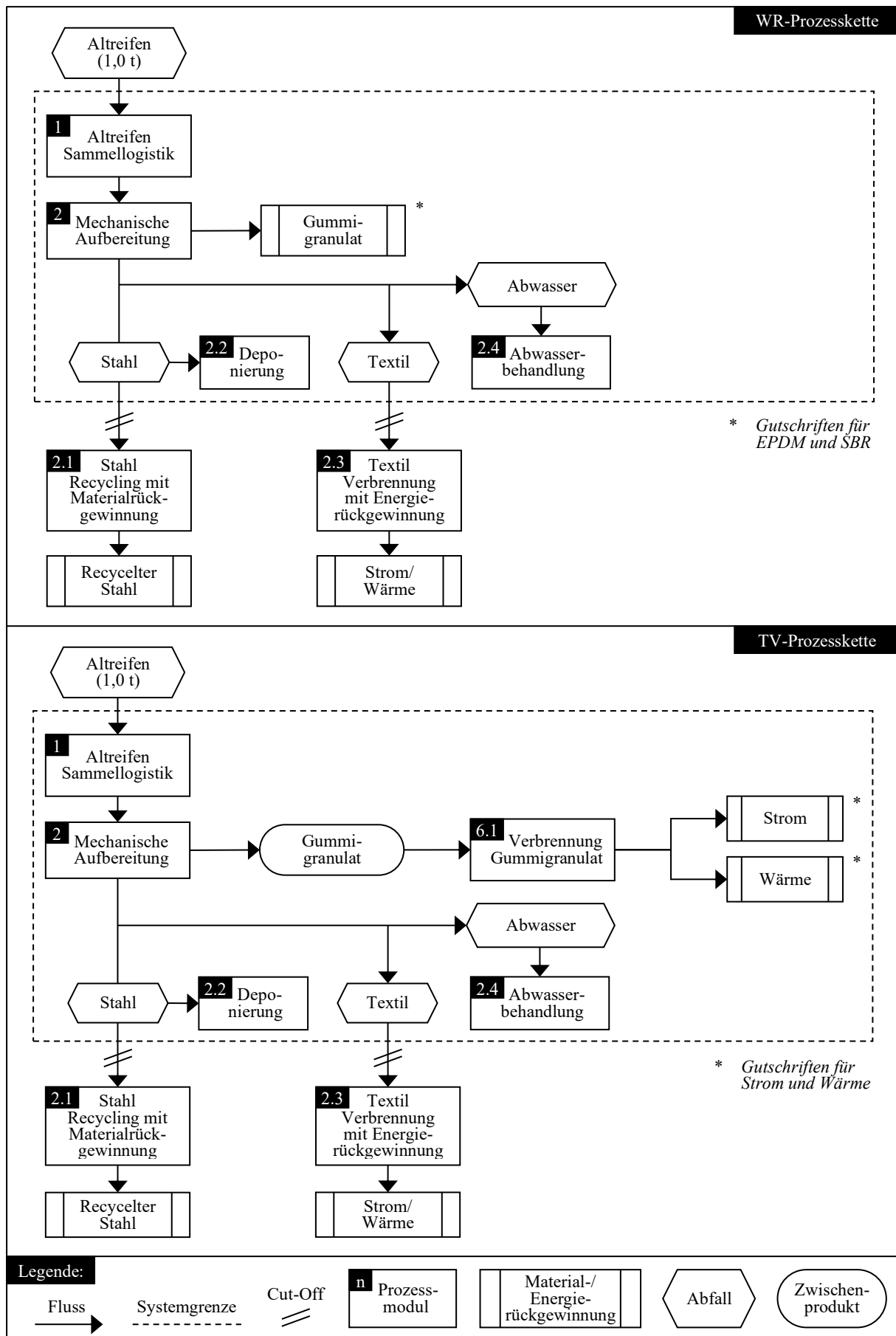


Abbildung 7.18: WR und TV, Fließbilder mit Systemgrenzen (Abfall-Perspektive)

7.3.3 Wirkungsabschätzung

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die drei untersuchten Prozessketten (PY, WR und TV) sind in **Abbildung 7.19** auf der Folgeseite gemeinsam dargestellt. Die Ergebnisdetails sind in Anhang 11.4.2 aufgeführt (PY: **Tabelle 11.25**, WR: **Tabelle 11.26** und TV: **Tabelle 11.27**).

Für die PY-Prozesskette ergibt sich ein GWP100 von $-655,36 \text{ kg CO}_2\text{-eq}$ pro Tonne Altreifen (exkl. biogenem CO_2). Dieses negative Ergebnis beruht vor allem auf den Gutschriften für rCB, das konventionelles CB ersetzt, und für TPO, das als Naphtha-Substitut angesetzt wird. Für die CB-Gutschrift wurde der Mittelwert der Sphera-Datensätze [338, 339] herangezogen. Dieser entspricht nahezu dem ICBA-Wert für Furnace CB ($3.910 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1} \text{ CB}$) nach Berücksichtigung einer Qualitätskorrektur anhand des Kohlenstoffgehalts ($Q_{\text{rCB}} = 0,77$) und stellt somit den konservativen und realitätsnahen Ansatz dar. Die Naphtha-Gutschrift erfolgt nach [354] unter Berücksichtigung eines Heizwert-Korrekturfaktors ($0,886$ nach [225]). In der Abfall-Perspektive wird Naphtha als Standard-Substitut gewählt, da eine alternative Substitution von FF zusätzliche Unsicherheiten durch die Destillation sowie die erforderliche Festlegung der Fraktionsquoten und Auswahl eines passenden Substituts für die Leichtfraktion mit sich bringt (vgl. Abschnitt 7.2.4.2). Die Literaturrecherche (vgl. Abschnitte 3.2 bis 3.4) zeigt zudem, dass die Naphtha-Substitution als gängiger Referenzstandard für den Umgang mit Pyrolyseöl in LCAs etabliert ist und sich daher für die Abfall-Perspektive als praktikable Methode anbietet. Wird zusätzlich biogenes CO_2 in die PY-Auswertung einbezogen (Hilfsprozess KK), so verbessert sich das Ergebnis um 90 % auf $-1.246,19 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen. Dies ist vor allem auf den temporären Einschluss des biogenen Kohlenstoffs im rCB und TPO zurückzuführen.

Beim WR endet die Prozesskette nach der mechanischen Aufbereitung (Prozessmodul 2). Für den Output Gummigranulat (GG) werden Gutschriften für einen substituierten Materialmix aus EPDM [353] und SBR [352] im Verhältnis 1:1 vergeben. Als Netto-Gesamtergebnis resultiert daraus ein negatives GWP von $-2.151 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen (exkl. biogenem CO_2). Die Berücksichtigung von biogenem CO_2 , die vor allem den temporär im GG gespeicherten biogenen Kohlenstoff ($245,1 \text{ kg C}_{\text{biogen}} \text{ t}^{-1} \text{ GG}$) beinhaltet, verbessert das Resultat um 28 %.

Die TV von Altreifen verursacht THG-Emissionen in Höhe von $685,71 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen. Dieser Wert bleibt auch unter Einbeziehung von biogenem CO_2 unverändert, da der im GG gespeicherte biogene Kohlenstoff bei der Verbrennung vollständig wieder freigesetzt wird (vgl. $-1/+1$ -Ansatz in Kapitel 7.2.2.6). Den Emissionen stehen Gutschriften für die energetische Rückgewinnung von Strom und Wärme (modelliert nach [307, 308]) gegenüber, wobei die Wärmegutschrift den größten Anteil an der Entlastung ausmacht.

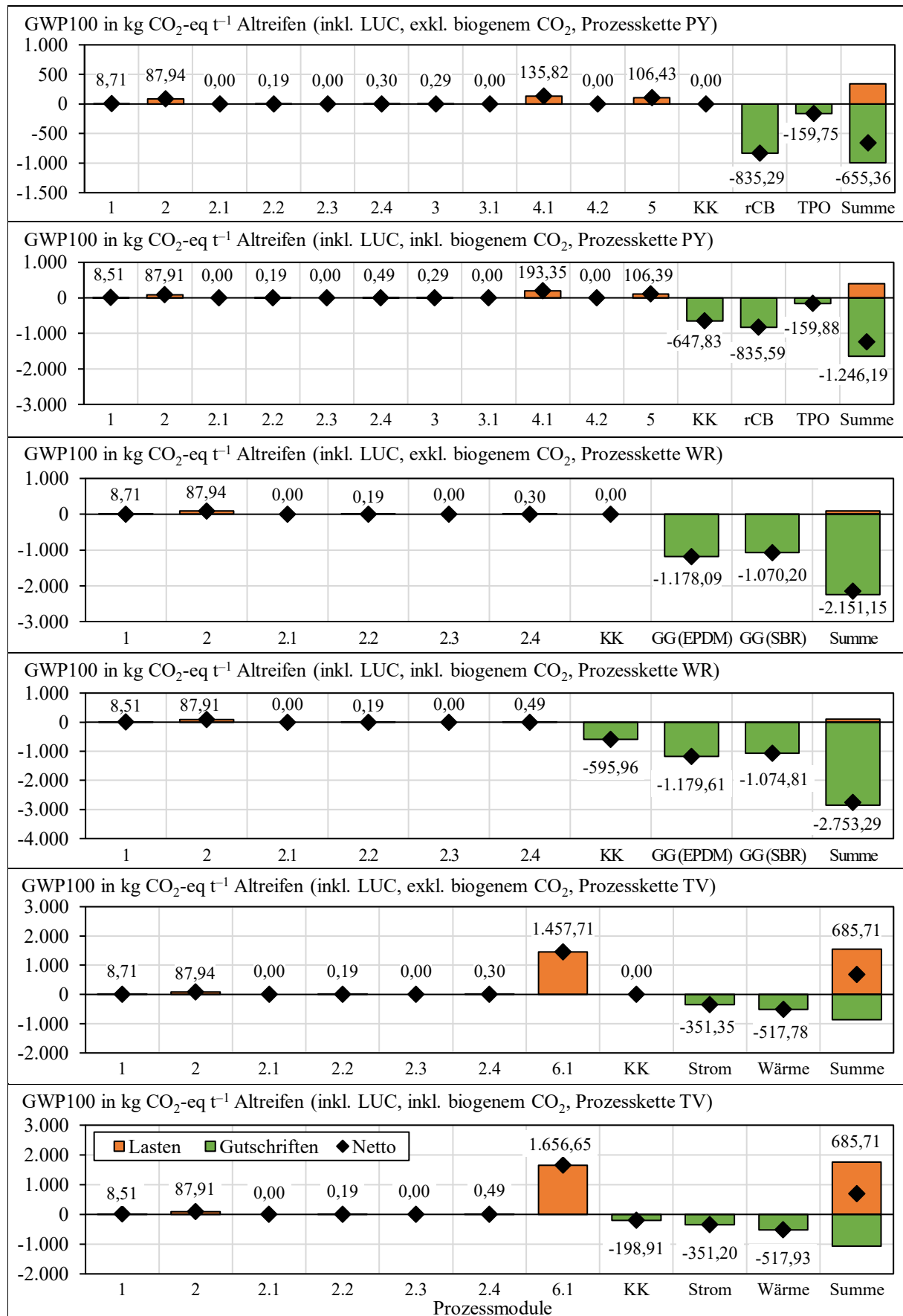


Abbildung 7.19: Prozessketten PY, WR und TV (Abfall-Perspektive), Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis

7.3.4 Auswertung und Interpretation

Hinsichtlich der Verteilung von Umweltlasten und Gutschriften macht die Hotspotanalyse die jeweils charakteristischen Schwerpunkte (Anteile am Netto-GWP) der drei Prozessketten deutlich. In der PY-Prozesskette entfallen die Hauptemissionen auf die mechanische Aufbereitung (25,9 %), die Raw rCB-Aufbereitung (31,3 %) sowie die Pyrolysegasreinigung und -verbrennung (40,0 %). Die Gutschriften resultieren überwiegend aus der Substitution fossilen CBs durch rCB (83,9 %) und aus der stofflichen Nutzung von TPO als Naphtha-Ersatz (16,1 %). Beim WR dominiert die mechanische Aufbereitung mit 90,5 % der Umweltlasten, die hauptsächlich durch den hohen Stromverbrauch verursacht werden. Die Gutschriften verteilen sich nahezu gleichgewichtet auf die Substitution von EPDM (52,4 %) und SBR (47,6 %) durch GG. Bei der TV verursacht die Verbrennung des mechanisch freigelegten GG 93,8 % der Emissionen. Die Gutschriften verteilen sich zu 59,6 % auf die Wärme- und zu 40,4 % auf die Stromerzeugung in der MVA.

Die in **Abbildung 7.20** dargestellte Gegenüberstellung der ermittelten Ergebnisse mit den Literaturwerten aus Kapitel 3.3 zeigt, dass das Treibhauspotenzial der PY-Prozesskette im Base Case (Szenario 1a, exkl. biogenem CO₂) rund 30 % konservativer als der Literaturdurchschnitt ausfällt. Diese Abweichung ist im Wesentlichen auf den gewählten Modellierungsansatz gemäß Cut-Off-Methodik zurückzuführen, welcher im Sinne der Normenkonformität und der Konsistenz zur Produkt-Perspektive keine Gutschriften für die Material- oder Energierückgewinnung aus Abfallverwertungsprozessen innerhalb der EoL-Modellierung berücksichtigt.

Wie in Kapitel 3.3 bereits erläutert, variieren die GWP-Werte für die TV-Prozesskette in der Literatur erheblich. Sie können sowohl positive als auch negative Werte annehmen, was stark von der jeweiligen Modellierungsmethodik abhängt. Die für die TV-Prozesskette ermittelten Ergebnisse stimmen jedoch nahezu mit den aktuellen Literaturwerten nach [224, 225] überein und bestätigen somit die Plausibilität der eigenen Modellierung. Im Vergleich zu den beiden anderen Verwertungswegen PY und WR zeigt sich für TV die höchste Klimawirkung. Die durch Verbrennung von Altreifen verursachten THG-Emissionen sind nahezu doppelt so hoch wie bei PY und mehr als viermal so hoch wie bei WR.

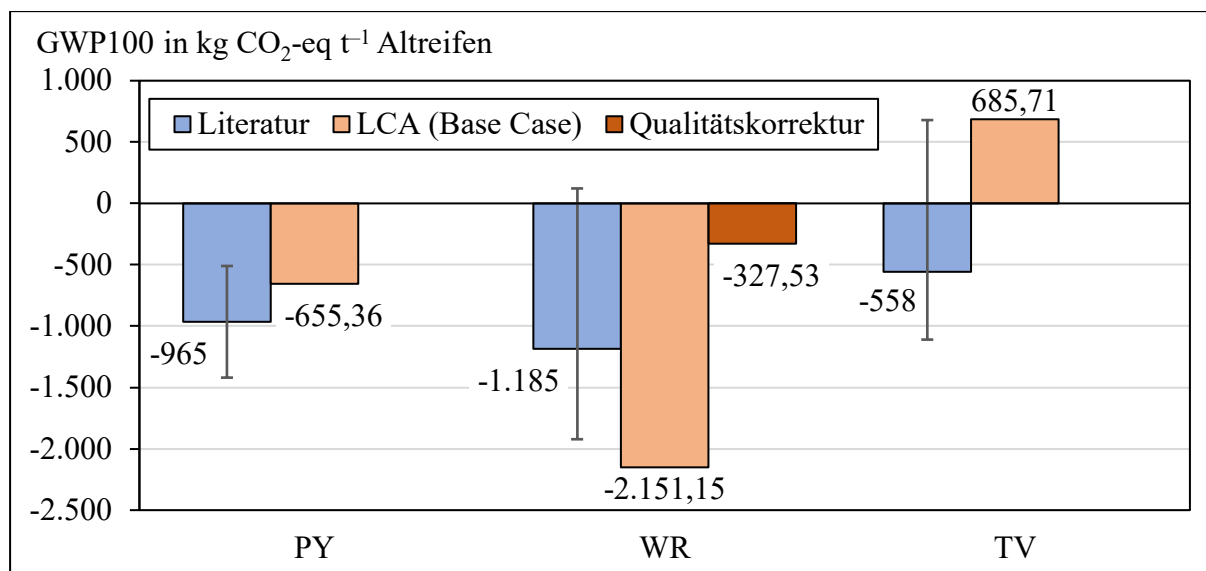


Abbildung 7.20: Vergleich der Prozessketten PY, WR (exkl. sowie inkl. Qualitätskorrektur) und TV mit Literaturdaten (vgl. Kapitel 3.3), TV und WR jeweils als Mittelwert aus [30, 217–219, 221, 224], PY als Mittelwert aus [118, 223, 224]), Fehlerbalken zeigen die jeweiligen Minima und Maxima

WR zeigt im Basisszenario mit $-2.151,15 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen signifikant günstigere Ergebnisse als der Literaturdurchschnitt und unterschreitet das Literaturminimum [185] um rund 12 %. Diese Abweichung ist auf die vereinfachte Darstellung der WR-Prozesskette zurückzuführen, die ausschließlich die mechanische Aufbereitung zu GG (Partikelgröße $\sim 4,0 \text{ mm}$) berücksichtigt. Weitere Verfahrensschritte sowie qualitätsrelevante Faktoren, etwa Unterschiede hinsichtlich Reinheit, Materialeigenschaften und potenziellen Einschränkungen bei der Substitution von Neumaterialien, bleiben hierbei unberücksichtigt. Da diese qualitätsbezogenen Aspekte jedoch für eine realitätsnahe Bewertung wesentlich sind, wurde in erster Näherung eine Qualitätskorrektur auf Basis ökonomischer Daten vorgenommen. Aktuelle Marktpreise dienen dabei als Indikator für den Substitutionswert des GG im Vergleich zu EPDM- und SBR-Neumaterial. Nach [355, 356] liegt der mittlere Marktpreis für EPDM bei etwa 2.800 USD t^{-1} , für SBR nach [357, 358] bei rund 2.400 USD t^{-1} , während GG gemäß [359, 360] mit etwa 490 USD t^{-1} bewertet werden kann. Die daraus berechneten Quotienten verdeutlichen, dass GG lediglich rund 17,5 % des ökonomischen Werts von neuem EPDM (Qualitätsfaktor $Q_{\text{EPDM}} = 0,175$) beziehungsweise etwa 20 % des Werts von neuem SBR (Qualitätsfaktor $Q_{\text{SBR}} = 0,20$) erreicht. Unter Annahme einer Substitution zu gleichen Teilen wurden die Emissionsgutschriften für die WR-Prozesskette entsprechend diesen Korrekturfaktoren angepasst. Das so korrigierte GWP100 beträgt $-327,53 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen und liegt damit rund 85 % unter dem unkorrigierten Ausgangswert (vgl. Abbildung 7.20). Unter diesen Voraussetzungen erweist sich die

Pyrolyse im Vergleich zu den untersuchten Optionen als die umweltvorteilhafteste Verwertungsrouten und erzielt etwa doppelt so günstige Ergebnisse wie das WR mit Qualitätskorrektur. Der gewählte Ansatz stellt jedoch lediglich eine erste Annäherung dar. Künftige, detaillierte Ökobilanzen des werkstofflichen Recyclings sollten deshalb neben eines präziseren Prozessmodells auch eine differenzierte, qualitätsbasierte Bewertung der erzeugten Produkte einbeziehen, um eine realistische und belastbare ökologische Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

Wie in Kapitel 3.3 beschrieben, führt die Runderneuerung von PKW-Reifen nach [222] im Vergleich zur Herstellung neuer PKW-Reifen näherungsweise zu einer PCFP-Reduktion (Cradle-to-Gate) von 21 kg CO₂-eq pro Reifen. Bei einem angenommenen Neureifengewicht von 10 kg entspricht dies einer überschlägigen Einsparung von etwa -2.100 kg CO₂-eq t⁻¹ PKW-Reifen. Für LKW-Reifen ergibt sich bei einer PCFP-Reduktion von 135 kg CO₂-eq pro runderneuerten Reifen [222] und einem angenommenen Neureifengewicht von 65 kg eine vergleichbare THG-Minderung pro Tonne Reifen. Unter diesen Voraussetzungen ist die Netto-Klimawirkung der RE-Prozesskette im Vergleich zu den derzeit verfügbaren Verwertungsalternativen mit Abstand am klimapositivsten. Dies spiegelt auch ihre Einordnung in der Abfallhierarchie wider, in der RE als „Vorbereitung zur Wiederverwendung“ grundsätzlich eine Stufe über den Recyclingverfahren steht (vgl. Abschnitt 2.4). Bei dieser Bewertung ist jedoch zu berücksichtigen, dass die genannten Werte lediglich als grobe Orientierungsgrößen dienen, da, wie in Abschnitt 2.5 erläutert, die Materialzusammensetzung, der Aufbau und damit auch die Umweltwirkung von Reifen erheblich variieren können. Aufgrund der aktuellen Begrenztheit der Studienlage zur LCAs der Runderneuerung besteht darüber hinaus weiterer Forschungsbedarf, insbesondere hinsichtlich der Entwicklung eines detaillierten Prozessmodells für die RE-Prozesskette, um eine belastbare ökobilanzielle Bewertung zu ermöglichen.

Zur Abbildung von Sensitivitäten gegenüber Parametervariationen wurden die Szenarien S1, S2 und S5 entsprechend der Produkt-Perspektive (vgl. **Tabelle 7.10**) auch für die Abfall-Perspektive übernommen. Für die PY-Prozesskette wurden in S6.1 und S6.2 zusätzlich die Ausbeuten von rCB und TPO auf Basis von Laborprimärdaten (vgl. Kapitel 6.2.2) variiert. Dabei diente der Mittelwert der rCB-Ausbeute bei 650 °C (39,86 wt.-%) als Referenz, von der für S6.1 die Standardabweichung subtrahiert und für S6.2 addiert wurde. Unter der Annahme konstanter Gasausbeute ergeben sich für rCB und TPO folgende Ausbeuten:

- **S6.1:** rCB = 38,68 wt.-%, TPO = 38,06 wt.-%
- **S6.2:** rCB = 41,04 wt.-%, TPO = 35,70 wt.-%

Für die WR-Prozesskette wurde in S7 die Feinvermahlung zu Gummimehl (Partikelgröße 0,3 mm) mit einem erhöhten Strombedarf von $1,0 \text{ kWh kg}^{-1}$ Altreifen [19] untersucht. In S8 wurden für TV die maximalen Wirkungsgrade der MVA ($\eta_{\text{el}} = 19,8 \%$, $\eta_{\text{th}} = 72,2 \%$ nach [327]) angenommen.

Tabelle 7.10: Sensitivitätsanalysen der Prozessketten PY, WR und TV

Analyse	Inhalt		PY	WR	TV
S1	Vollständig regenerativer Strommix	Analog zur Produkt-Perspektive (siehe Kapitel 7.2.4.4)	✓	✓	✓
S2	Heizwert des Pyrolysegases		✓	✗	✗
S4	Eigennutzung von Stromüberschüssen		✓	✗	✗
S5	Stromverbrauch des Reaktors		✓	✗	✗
S6.1	Produktausbeute: Weniger rCB, dafür mehr TPO		✓	✗	✗
S6.2	Produktausbeute: Mehr rCB, dafür weniger TPO		✓	✗	✗
S7	Partikelgröße Gummigranulat: Höherer Energiebedarf durch Verarbeitung zu Gummimehl		✗	✓	✗
S8	Wirkungsgrade der MVA: Thermisch und elektrisch maximal		✗	✗	✓

Alle Sensitivitätsanalysen wurden jeweils dem Base Case 1a (exkl. biogenem CO_2) gegenübergestellt, um die relativen Effekte einzelner Parameteränderungen auf das Treibhauspotenzial zu bewerten. Die Ergebnisse sind in **Abbildung 7.21** zusammengefasst.

Für die PY-Prozesskette zeigt sich, dass insbesondere der Energieeinsatz, sowohl in Bezug auf die Stromquelle als auch den Stromverbrauch des Reaktors, den größten Einfluss auf die Klimawirkung hat. Vollständig regenerative Energieversorgung (S1) verbessert den Nettoeffekt deutlich und senkt das Treibhauspotenzial auf $-837,3 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen (-28% gegenüber dem Base Case). Dagegen verschlechtert ein höherer Stromverbrauch des Reaktors (S5) das Ergebnis und führt zu einem Wert von $-594,8 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen. Auch ein geringerer Heizwert des Pyrolysegases (S2) verschlechtert das Ergebnis um 3% auf $-633,2 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen. Die interne Nutzung von Überschussstrom aus dem BHKW (S4) führt zu einer Verbesserung um rund 10% , während die Variation der rCB- und TPO-Produktausbeuten (S6.1 und S6.2) nur zu geringen Abweichungen vom Basisszenario führt.

Für die WR-Prozesskette (exkl. Qualitätskorrektur) führt die regenerative Stromversorgung (S1) zu einer Emissionsminderung um etwa 4% auf $-2.232,9 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen. Die Feinvermahlung (S7) verschlechtert die Bilanz dagegen durch den erhöhten Strombedarf um rund 15% auf $-1.821,5 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen. Ein vergleichbarer Trend zeigt sich auch bei Berücksichtigung der Qualitätskorrektur für EPDM und SBR. In S1 verbessert sich das Ergebnis

auf $-409,2 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen, während S7 mit $2,1 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen nahezu neutral ausfällt.

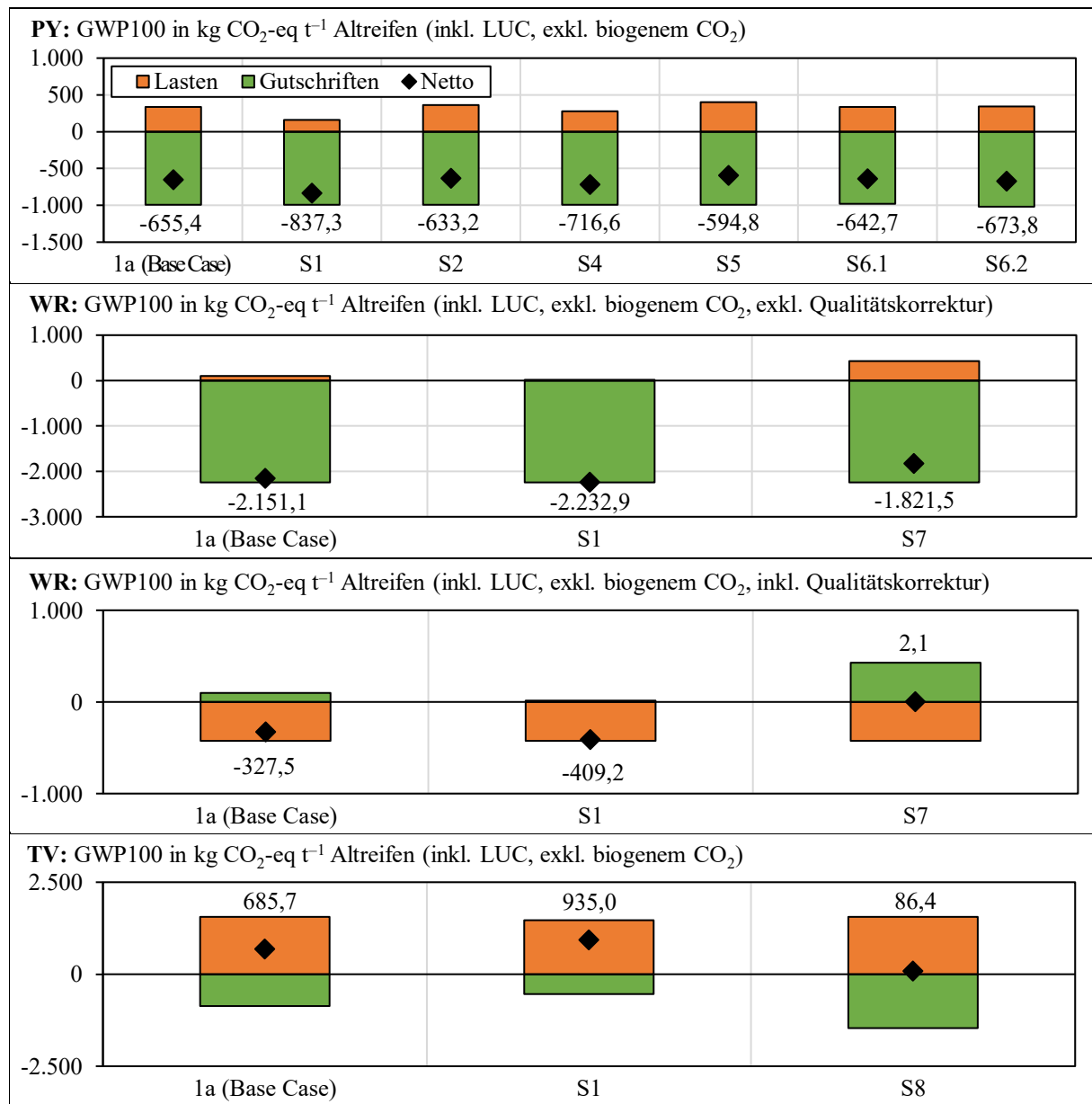


Abbildung 7.21: Sensitivitätsanalyse der Prozessketten PY, WR (inkl. sowie exkl. Qualitätskorrektur) und TV, Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis

In S1 der TV-Prozesskette reduzieren sich die Lasten um etwa 5 %. Aufgrund der geringeren Gutschriften durch den regenerativen Energiemix steigen die Netto-Emissionen jedoch auf $935,0 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen, was einem Anstieg um rund 36 % gegenüber dem Basisszenario entspricht. In S8 führen die maximierten Wirkungsgrade der MVA zu Gutschriften von $-1.468,4 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen, sodass sich die Emissionen im Vergleich zum Base Case um 87 % auf $86,4 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen reduzieren.

Insgesamt zeigt die Analyse aus der Abfall-Perspektive, dass PY sowohl absolut als auch im Vergleich zu WR und TV eine erhebliche Umweltentlastung bewirkt. Bei WR ist dabei besonders die starke Ergebnisabhängigkeit von Prozessvereinfachungen sowie von qualitätsbezogenen Annahmen zu den substituierten Neumaterialien zu berücksichtigen. Die Sensitivitätsanalyse verdeutlicht für PY und WR die zentrale Bedeutung einer regenerativen Energieversorgung und einer hohen Anlageneffizienz. Wie bereits in der Produkt-Perspektive hebt dies erneut die Relevanz optimaler Betriebsbedingungen hervor, wie sie mit dem entwickelten Prozessmodell für den Drehrohrofen ermittelt wurden. Unter allen betrachteten Optionen weist die TV das höchste Treibhauspotenzial auf und bestätigt damit aus ökologischer Sicht die nachrangige Einordnung in der Abfallhierarchie. Die RE ist, soweit technisch anwendbar, in erster Näherung als umweltfreundlichste Alternative einzustufen. Allerdings ist die Vergleichbarkeit aufgrund verschiedener Rahmenbedingungen (vgl. Literaturrecherche in Kapitel 3.4) stark eingeschränkt und erfordert eine weitergehende methodische und datentechnische Detaillierung.

7.4 Technologievergleich

Im bisherigen Verlauf wurde das Konzept zur Kopplung von Prozess- und LCA-Modell auf die Drehrohrofentechnologie der Altreifen-Pyrolyse mit Primärdatenerhebung an einem halbbtechnischen Reaktor (vgl. Abschnitt 6.3) angewendet. In diesem Kapitel dient der entwickelte Ansatz als Blaupause und wird auf eine Prozesskette mit vertikaler Pyrolysetechnologie im Industriemaßstab übertragen, wie sie von der Pyrum Innovations AG (Dillingen/Saar, Deutschland [361]) eingesetzt wird. Dadurch sollen die Auswirkungen unterschiedlicher Prozessführungen und Reaktortechnologien (vgl. Kapitel 2.7) auf die LCA-Ergebnisse systematisch analysiert und die Bedeutung präziser Prozessmodelle sowie belastbarer Primärdaten für verlässliche Ökobilanzen herausgearbeitet werden.

Das analysierte Industrieverfahren basiert auf einem kontinuierlich arbeitenden, horizontalen Wanderbettreaktor. Nach einer mehrstufigen mechanischen Aufbereitung wird das freigelegte Gummigranulat mittels Materialaufzug nach oben befördert, durchläuft den Reaktor gravimetrisch von oben nach unten und wird bei Temperaturen von 500 – 700 °C thermochemisch zerlegt. Die kondensierbaren Pyrolysegase werden als TPO in einem Öltank gesammelt, während das Permanentgas in einem BHKW zur Strom- und Wärmeerzeugung genutzt und das Raw rCB fein vermahlen sowie transportfähig pelletiert wird [224, 361–363]. Eine Prozessübersicht ist in **Abbildung 7.22** dargestellt.

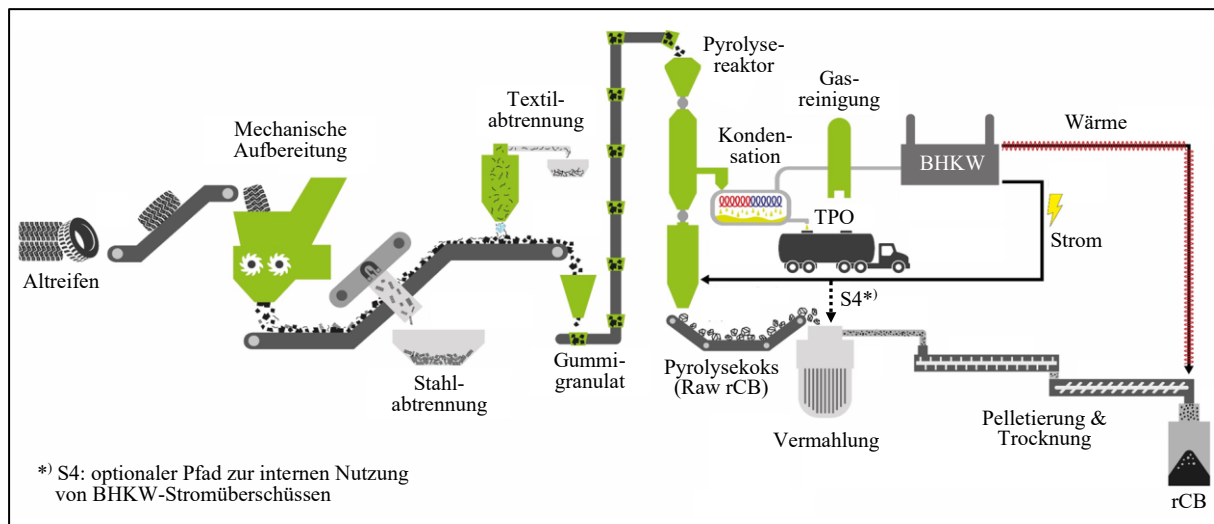


Abbildung 7.22: Prozessfließbild der Pyrum Innovations AG (vertikaler Wanderbettreaktor), angepasst nach [362]

Das entwickelte Ökobilanzmodell sowie die zugrunde liegenden Prozessfließbilder für die rCB- und TPO-Prozesskette (Abbildung 7.3 und Abbildung 7.4, jeweils exkl. USE-Ansatz) lassen sich auf den neuen Anwendungsfall übertragen. Die Sammellogistik, die mechanische Aufbereitung und das Inputmaterial bleiben dabei unverändert und entsprechen dem Realbetrieb der Pyrum Innovations AG, bei dem ein Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen verarbeitet wird [296, 297]. Aufgrund der abweichenden Reaktortechnologie und der Skalierung ergeben sich insbesondere im Pyrolyseprozess (Prozessmodul 3) wesentliche Unterschiede. Der deutlich höhere Durchsatz des industriellen Wanderbettreaktors (mehrere Tonnen pro Stunde gegenüber $< 20 \text{ kg h}^{-1}$ beim halbtechnischen Drehrohrofen) ermöglicht eine gleichmäßigere Input- und Outputqualität, da lokale Schwankungen im Altreifenmix über größere Materialmengen ausgeglichen werden. Zudem beeinflusst die abweichende Prozessführung, etwa der direkte Gasabzug entlang der gesamten vertikalen Reaktorachse, sowohl die Produktzusammensetzung und -qualität als auch das Verhältnis von biogenem zu fossilem Kohlenstoff in den Produktströmen. Diese Effekte wirken sich unmittelbar auf die nachgelagerten Prozessmodule und somit auf die Gesamtbilanz aus.

Eine Übersicht aller für die rCB- und TPO-Prozesskette der vertikalen Technologie relevanten LCI-Daten findet sich in Anhang 11.4.3 (Tabelle 11.28 bis Tabelle 11.32 sowie Abbildung 11.16). Die Datengrundlage basiert auf Industriedaten [224, 225], wobei kein so detailliertes Prozessmodell wie für den Drehrohrofen am :metabolon Institut (vgl. Kapitel 5) vorliegt. Alle Ergebnisse sind in Anhang 11.4.3 (Tabelle 11.33) detailliert dargestellt.

Der Ergebnisvergleich aus der Produkt-Perspektive zeigt für die vertikale Pyrolysetechnologie insgesamt etwas höhere PCFP-Werte als für den Drehrohrofen (vgl. Kapitel 7.2). Wie in **Abbildung 7.23** dargestellt, liegen die Nettowerte (Szenario 1a, exkl. biogenem CO₂) für rCB um 10 %, für TPO um 15 % und für sCB um 2 % über denen des Drehrohrofens. Der Auswertung auf Prozessmodulebene (siehe **Abbildung 7.24** und **Abbildung 7.25**) ist zu entnehmen, dass dieser Unterschied vor allem aus den Emissionen der Pyrolysegasreinigung und -verbrennung (Prozessmodul 4.1) resultiert, die rund ein Viertel höher ausfallen als beim Drehrohrsystem. Dies ist trotz der ähnlichen Heizwerte des Pyrolysegas (Vertikalreaktor: 46 MJ kg⁻¹, Drehrohrofen: 46,52 MJ kg⁻¹) und des im Base Case identischen spezifischen Energiebedarfs des Reaktors (0,86 kWh kg⁻¹ GG) im Wesentlichen auf die unterschiedliche Gaszusammensetzung, den geringeren biogenen Kohlenstoffanteil im Gas des Vertikalreaktors ($\xi_{C,biogen,Gas} = 19,44$ wt.-% gegenüber 30,01 wt.-% beim Drehrohrofen) und das daraus resultierende Emissionsprofil zurückzuführen. Dieser Effekt wirkt sich insgesamt negativ auf die THG-Bilanz aus, auch wenn dadurch ein größerer Anteil des biogenen Kohlenstoffs in rCB und TPO und somit in nachgelagerten Prozessen stofflich gebunden bleibt. Wird alternativ der im halbertechnischen Betrieb des Drehrohrofens gemessene spezifische Stromverbrauch von 1,38 kWh kg⁻¹ GG zugrunde gelegt (vgl. S5 in Kapitel 7.2.4.4), obwohl dieser aufgrund des Maßstabs bei industrieller Skalierung tendenziell zu hoch ausfällt, kehrt sich das Verhältnis um. In diesem Falle weist der industrielle Vertikalreaktor um –2 % (rCB), –12 % (TPO) und –2 % (sCB) geringere PCFP-Werte als die Drehrohrtechnologie auf.

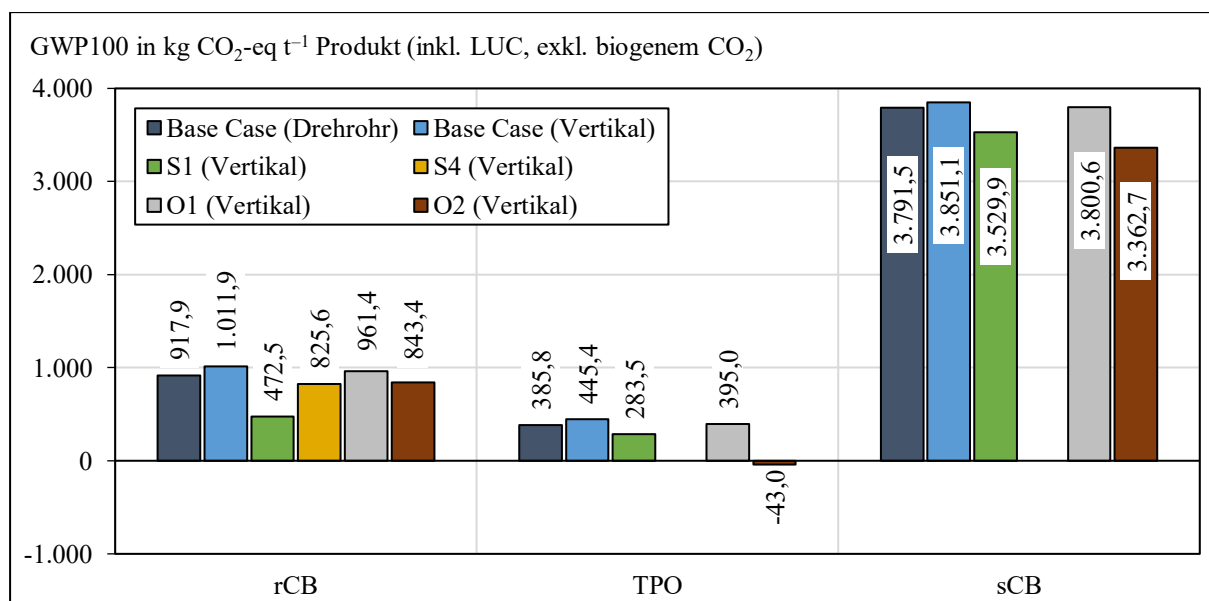


Abbildung 7.23: Vergleich der PCFPs von rCB, TPO und sCB zwischen Drehrohrofen- und Vertikalreaktor (Produkt-Perspektive, jeweils Szenario 1a) sowie Sensitivitätsanalysen S1, S4 und Optionen O1, O2 für den Vertikalreaktor

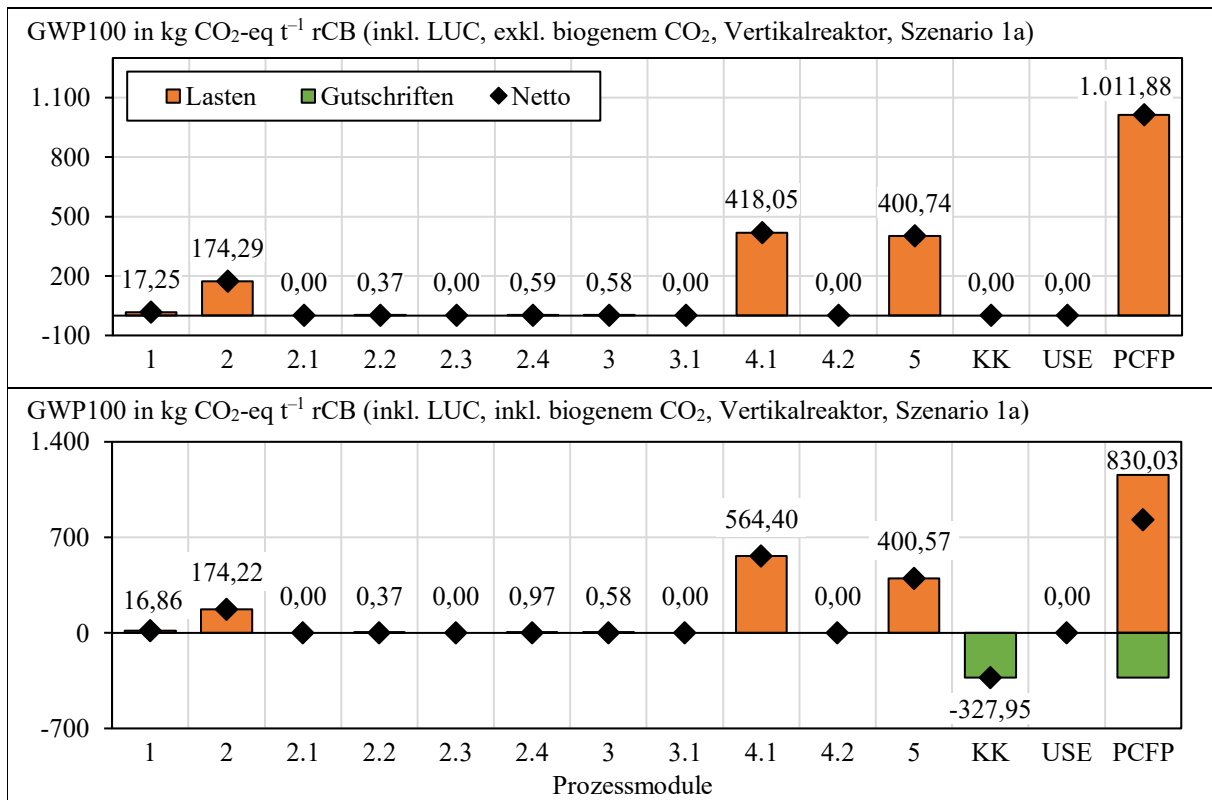


Abbildung 7.24: PCFP rCB (Vertikalreaktor, Szenario 1a) auf Prozessmodulebene, Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis

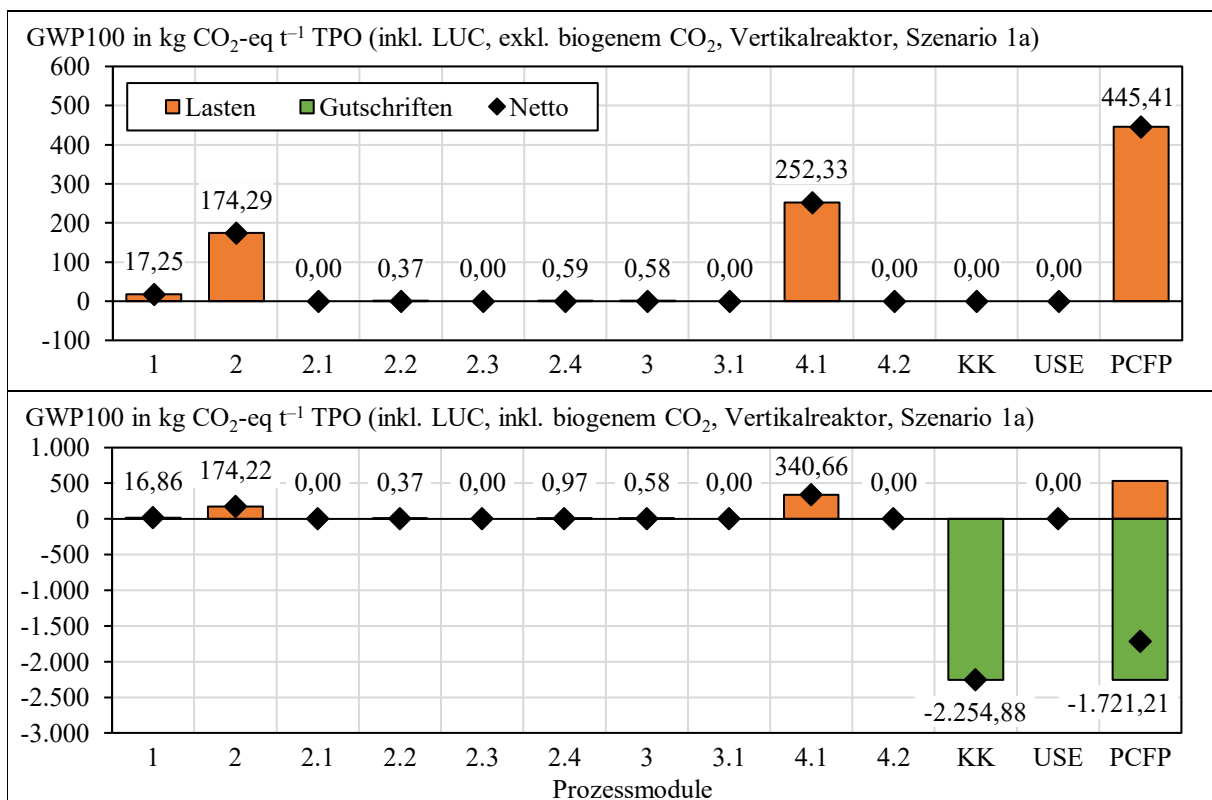


Abbildung 7.25: PCFP TPO (Vertikalreaktor, Szenario 1a) auf Prozessmodulebene, Zahlen quantifizieren das jeweilige Netto-Ergebnis

Für alle Pyrolyseprodukte ist eine präzise analytische Erfassung der Prozess- und Produktparameter von zentraler Bedeutung, da selbst geringe Unterschiede die bilanzierten Emissionen deutlich beeinflussen können. So weist das rCB aus dem Vertikalreaktor im Base Case zwar einen leicht höheren PCFP (+10 %) als das rCB aus dem Drehrohrföfen auf, hat dafür jedoch einen höheren Kohlenstoffgehalt (rd. 80 wt.-%) sowie geringere Anteile an Stickstoff, Wasserstoff und Schwefel [364]. Diese Qualitätsmerkmale, die teils aus materialbedingten Schwankungen im industriellen Maßstab und der jeweiligen Prozessführung resultieren, sind entscheidend für die reale Einsatzperformance des Sekundärrohstoffs und damit für seinen Beitrag zur Kreislaufschließung. Zur ergänzenden Bewertung wurde daher der Korrekturfaktor Q_{rCB} auf Basis des Kohlenstoffgehalts nach den Gleichungen (7.4) und (7.5) angewendet. Daraus ergibt sich für die vertikale Technologie ein korrigierter $\text{PCFP}_{\text{rCB,Korrektur}}$ von 1.250,58 kg CO₂-eq t⁻¹ rCB (rund +24 % über dem Basiswert). Unter Berücksichtigung des Korrekturfaktors verringert sich der Unterschied zum Drehrohrföfen im Base Case von +10 % auf +5 % und liegt im Vergleich zum qualitätskorrigierten Ergebnis von S5 (tatsächlich gemessener spezifischer Drehrohrstromverbrauch, vgl. Kapitel 7.2.4.4) rund –8 % niedriger.

Auch im Hinblick auf das TPO zeigen sich zwischen den beiden Technologien Unterschiede. Das TPO der vertikalen Technologie weist einen höheren biogenen Kohlenstoffanteil im Produkt auf ($\xi_{\text{C,biogen,TPO}} = 59,09$ wt.-% gegenüber 42,69 wt.-% beim Drehrohrföfen), der folglich in nachgelagerten Prozessen stofflich gebunden bleibt. Da in [224] lediglich Angaben zur Gasphase vorliegen, wurde der biogene Anteil des TPO gemäß Gleichungen (7.1) und (7.2) als Differenz berechnet. Für rCB und TPO wurden dabei die konservativsten ¹⁴C-Gehalte nach [323] zugrunde gelegt. Zukünftig sollte die Differenzierung zwischen biogenem und fossilem Kohlenstoff in den vertikalen Prozessketten durch gezielte Primärdatenerhebungen und detaillierte TPO-Analysen weiter präzisiert werden, um perspektivisch auch qualitätsbasierte Korrekturfaktoren für TPO anwenden zu können.

Um den Einfluss zentraler Parametervariationen auf das LCA-Ergebnis zu prüfen, wurden für die Produkt-Perspektive der vertikalen Pyrolysetechnologie gezielt die praxisnahen Sensitivitätsanalysen S1 und S4 sowie der Optionen O1 und O2 aus Tabelle 7.9 ausgewertet. Wie bereits beim Drehrohrföfen (vgl. Abschnitt 7.2.4.4) verdeutlichen die Ergebnisse das hohe Potenzial zur Emissionsminderung durch alternative Strombereitstellung (S1) sowie durch die zusätzliche Anrechnung von Energiegutschriften (O2). In der Betrachtung S1, bei der der Strommix vollständig regenerativ angenommen wird (50 % Solar und 50 % Wind), ergeben sich im Vergleich zum Basisfall deutliche Reduktionen der PCFPs von –53 % für rCB, –36 % für TPO und –8 % für sCB. In S4 (vollständige Deckung des Strombedarfs der Raw-rCB-Aufbereitung durch

Stromüberschüsse aus dem BHKW) reduziert sich der PCFP von rCB um -18% gegenüber dem Base Case. Der optionale ASTM-Modellierungsvorschlag (O2) führt gegenüber dem Pyrum-Base Case zu einer Reduktion des PCFP um -17% für rCB und um -110% für TPO, sodass sich für TPO ein leicht negativer PCFP ergibt ($-43\text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}\text{ TPO}$). Neben den technologischen Eigenschaften des Pyrolyseverfahrens haben somit, wie auch in der Drehrohrofen-LCA, insbesondere die Energieversorgung und die zugrunde liegende Methodik einen signifikanten Einfluss auf die THG-Bilanz. Dies unterstreicht erneut die Bedeutung optimierter, energieeffizienter Betriebspunkte und einer regenerativen Stromversorgung als Grundlage für eine nachhaltige Ausgestaltung von Kreislaufwirtschaftstechnologien.

Zur Einordnung des vertikalen Wanderbettverfahrens im Kontext des Altreifenverwertungsmix werden im Folgenden auch die technologiespezifischen Ergebnisse der PY-Prozesskette aus der Abfall-Perspektive betrachtet. Ausgehend vom Prozessfließbild und den Systemgrenzen gemäß Abbildung 7.17 ergibt sich für die Behandlung von $1,0\text{ t}$ Altreifen im vertikalen Reaktor ein THG-Minderungspotenzial von $-738\text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen (exkl. biogenem CO_2). Analog zur Betrachtung in Kapitel 7.3 werden dabei rCB als CB-Substitut und TPO als Naphtha-Substitut (unter Berücksichtigung eines Korrekturfaktors von $0,886$ gemäß [225] auf Basis des Heizwertes) angesetzt. Im Vergleich zur Drehrohrofen-Technologie entspricht dieses Ergebnis einer rund 13% höheren Emissionseinsparung. Dieser Unterschied ist hauptsächlich auf die etwa 10% höhere rCB-Ausbeute bei Pyrum zurückzuführen, die eine entsprechend größere Gutschrift für substituiertes CB bewirkt und damit den Effekt der geringeren TPO-Ausbeute kompensiert.

Die in **Tabelle 7.11** dargestellte Gegenüberstellung verdeutlicht, dass die beobachteten Unterschiede zwischen Drehrohr- und Wanderbetttechnologie aus einem Zusammenspiel mehrerer Faktoren entstehen. Neben Maßstab, Reaktordesign und Prozessführung wirken sich chemisch-physikalische Effekte wie Wärmeübertragung oder Durchmischung ebenso auf die Ergebnisse aus wie die Qualität der zugrunde liegenden Daten- und Modellbasis. Die Bewertung des Drehrohrofens stützt sich auf ein dreistufig skaliertes, technologiespezifisches Prozessmodell (TGA, Laborversuche, halbtechnischer Maßstab) und verfügt somit über eine durchgängig validierte und sehr belastbare Primärdatengrundlage. Für die industrielle Wanderbetttechnologie liegen zwar solide Betriebsdaten vor, jedoch kommt es mangels eines entsprechenden Prozessmodells sowie umfassender Analytik teilweise zu Unsicherheiten. Auch Unterschiede im Feedstock können die Resultate beeinflussen, da zwischen den Reifenarten deutliche Rezepturvariationen bestehen (vgl. Kapitel 2.5), etwa höhere NR- und CB-Anteile bei LKW-Reifen gegenüber silikatreicheren PKW-Reifen [365]. Darüber hinaus treten selbst innerhalb einer Kategorie, etwa

zwischen Sommer- und Winterreifen, relevante Unterschiede auf, die sich messbar auf die Produktverteilung und -zusammensetzung auswirken können [24, 365]. Insgesamt zeigt der Vergleich, dass robuste und konsistente LCA-Ergebnisse eine belastbare, technologiespezifische Modellbasis erfordern. Durch die systematische Verknüpfung von Prozess- und Ökobilanzmodell stärkt der in dieser Arbeit verfolgte Kopplungsansatz die Aussagekraft ökologischer Bewertungen.

Tabelle 7.11: Technologiespezifische Unterschiede als Grundlage der LCA-Modellierung

Merkmal	TH Köln, :metabolon Institut	Pyrum Innovations AG
Technologie	Horizontaler Drehrohrofen	Vertikaler Wanderbettreaktor
Maßstab, Durchsatz	Halbtechnisch < 30 kg h ⁻¹	Industriell > 1,0 t h ⁻¹
Betriebsart	Kontinuierlich	Kontinuierlich
Prozesscharakteristik, Durchmischung	Vertikale Fortbewegung durch Rohrrotation (vgl. Kapitel 5.2), mechanische Durchmischung	Gravimetrischer Abstieg, keine Durchmischung
Wärmeübertragung	Wärmeleitung, Konvektion und Strahlung, weitgehend homogene Temperaturverteilung	Primär Wärmeleitung, lokale Temperaturgradienten möglich
Inputmaterial	Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen, geringerer Durchsatz → stärkere Wirkung von Materialschwankungen	Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen, großer Durchsatz → gute Mittelung von Materialschwankungen
Datengrundlage, Analytik	Detaillierte TGA sowie Edukt- und Produktanalytik als Basis eines technologiespezifischen Prozessmodells	Keine detaillierte Analytik und kein technologiespezifisches Prozessmodell
Produktverteilung [wt.-%]	Gas 22,63 / TPO 37,10 / rCB 39,64 / H ₂ O 0,63 / Schlamm 0,00	Gas 21,23 / TPO 26,10 / rCB 49,21 / H ₂ O 2,52 / Schlamm 0,94
H _u Pyrolysegas	46,52 MJ kg ⁻¹	46,0 MJ kg ⁻¹
Biogener Kohlenstoffanteil ($\xi_{C,biogen}$) [wt.-%]	Gas 30,01 / TPO 42,69 / rCB 4,74	Gas 19,44 / TPO 59,09 / rCB 4,96
Kohlenstoffgehalt rCB ($\xi_{C,gesamt,rCB}$) [wt.-%]	76,51 wt.-% (vgl. Kapitel 6.3.2)	~80,0 wt.-% (Durchschnitt nach [364])
Datenqualität, Unsicherheit	Sehr gut, vollständiges Prozessmodell sowie primäre Messdaten	Gut, industrielle Betriebsdaten [224, 225], aber fehlendes Prozessmodell und teilweise unvollständige Analytik

Zusammenfassend zeigt der Technologievergleich, dass der Drehrohrofen im Base Case aus der Produkt-Perspektive zwar tendenziell geringere Emissionen aufweist, sich dieses Verhältnis jedoch zugunsten der vertikalen Technologie verschieben kann, sobald Produktqualität, tatsächliche Kreislauffähigkeit oder real gemessene Energieverbräuche (nicht auf Effizienz optimierte Forschungsanlage) berücksichtigt werden. Aus der Abfall-Perspektive erzielt die vertikale Technologie aufgrund ihrer höheren rCB-Ausbeute bereits im Base Case ein deutlich größeres THG-Minderungspotenzial und bietet mit ihren großtechnischen Betriebsdaten grundsätzlich eine solide Grundlage für die ökologische Bewertung von rCB, TPO und sCB. Insgesamt wird

deutlich, dass eine nachhaltige Prozessgestaltung der Altreifen-Pyrolyse ein komplexes Mehrparameterproblem darstellt. Werden zentrale Zielgrößen wie Energie- und Medieneinsatz, Durchsatz, Produktverteilung, Produktqualität und eine regenerative Energieversorgung gleichermaßen optimiert, kann die Pyrolyse einen wesentlichen Beitrag zur Schließung bestehender Verwertungslücken (vgl. Kapitel 2.3) und zur Schonung fossiler Ressourcen leisten. Entscheidend ist jedoch, wie sich dieser ökologische Vorteil im Rahmen einer ganzheitlichen Kreislaufwirtschaft tatsächlich nutzen und abbilden lässt. Kapitel 0 skizziert hierzu grundlegende Umsetzungspfade für ein zirkuläres System in der Reifenbranche sowie die damit verbundenen Herausforderungen.

8 Übergeordnete Anwendung auf eine zukünftige Kreislaufwirtschaft

Bisherige LCA-Ansätze zum Altreifen-Recycling sind aufgrund unterschiedlicher technologischer und methodischer Rahmenbedingungen mit hoher Ergebnisvariabilität verbunden und daher nur eingeschränkt vergleichbar (vgl. Kapitel 3.4). Dies gilt gleichermaßen für die Pyrolyse als EoL-Verwertungsoption (Abfall-Perspektive) wie auch für die daraus gewonnenen Sekundärrohstoffe rCB, TPO und sCB (Produkt-Perspektive). Die daraus resultierenden Unsicherheiten in der ökologischen Bewertung erschweren eine belastbare Einordnung dieser Materialien und können deren Einsatzpotenzial in industriellen Anwendungen hemmen.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden beide Bewertungsperspektiven des pyrolytischen Altreifen-Recyclings als integraler EoL-Bestandteil der Reifenwertschöpfungskette modelliert. Die Pyrolyse wird damit systemisch dem LCA-System „Reifenindustrie“ (Cradle-to-Grave) zugeordnet, auch wenn sie realwirtschaftlich, insbesondere aus Abfall-Perspektive (PY-Prozesskette), der Abfallverwertungsindustrie zugeordnet wird. Um die Pyrolyse und die daraus gewonnenen Sekundärrohstoffe fundiert in die angestrebte Kreislaufwirtschaft der Reifenindustrie einordnen zu können, wurde ein Kopplungsansatz aus spezifischem Prozessmodell und validen LCA-Primärdaten entwickelt, der eine belastbare und normkonforme EoL-Modellierung ermöglicht (vgl. Kapitel 7).

Die entwickelte Methodik fokussiert den spezifischen EoL-Verwertungspfad PY und die damit verbundenen Prozessketten für rCB, TPO und sCB. Alleinstehend können diese jedoch lediglich als brancheninterne Bausteine innerhalb der Reifenindustrie fungieren. Für eine konsistente Integration in eine übergeordnete Systemlandschaft (siehe **Abbildung 8.1**) ist eine weitergehende systemübergreifende Harmonisierung erforderlich, um sowohl Doppelzählungen als auch Systemlücken durch nicht erfasste Emissionen zu vermeiden. Exemplarisch zeigt sich dies an angrenzenden Industriesystemen, die über gemeinsame Material- und Energieströme mit der Reifenindustrie verbunden sind:

- **Chemieindustrie:** Nutzung des TPO als Rohstoff für die Herstellung von Chemikalien
- **Polymerindustrie:** Weiterverarbeitung TPO-basierter Chemikalien zu Polymeren
- **Rußindustrie:** Nutzung der TPO-Schwerfraktion als FF-Substitut zur sCB-Herstellung sowie Herstellung marktfähiger rCB-/ CB-, sCB-/ CB- oder rCB-/ sCB-Blends
- **Farb- und Lackindustrie:** Verwendung von rCB und sCB als Pigmentträger und funktionelle Füllstoffe in Farben und Lacken

- **Stahlindustrie:** Rückführung des mechanisch abgeschiedenen Stahls in die Produktion von neuem Stahl
- **Zementindustrie:** Einsatz von Gummigranulat oder Textilfasern als Ersatzbrennstoff oder Zuschlagsstoff
- **Thermische Abfallverwertung:** Energetische Nutzung nicht anderweitig verwertbarer Abfallfraktionen (z.B. Textilfasern, Pyrolyseschlamm)

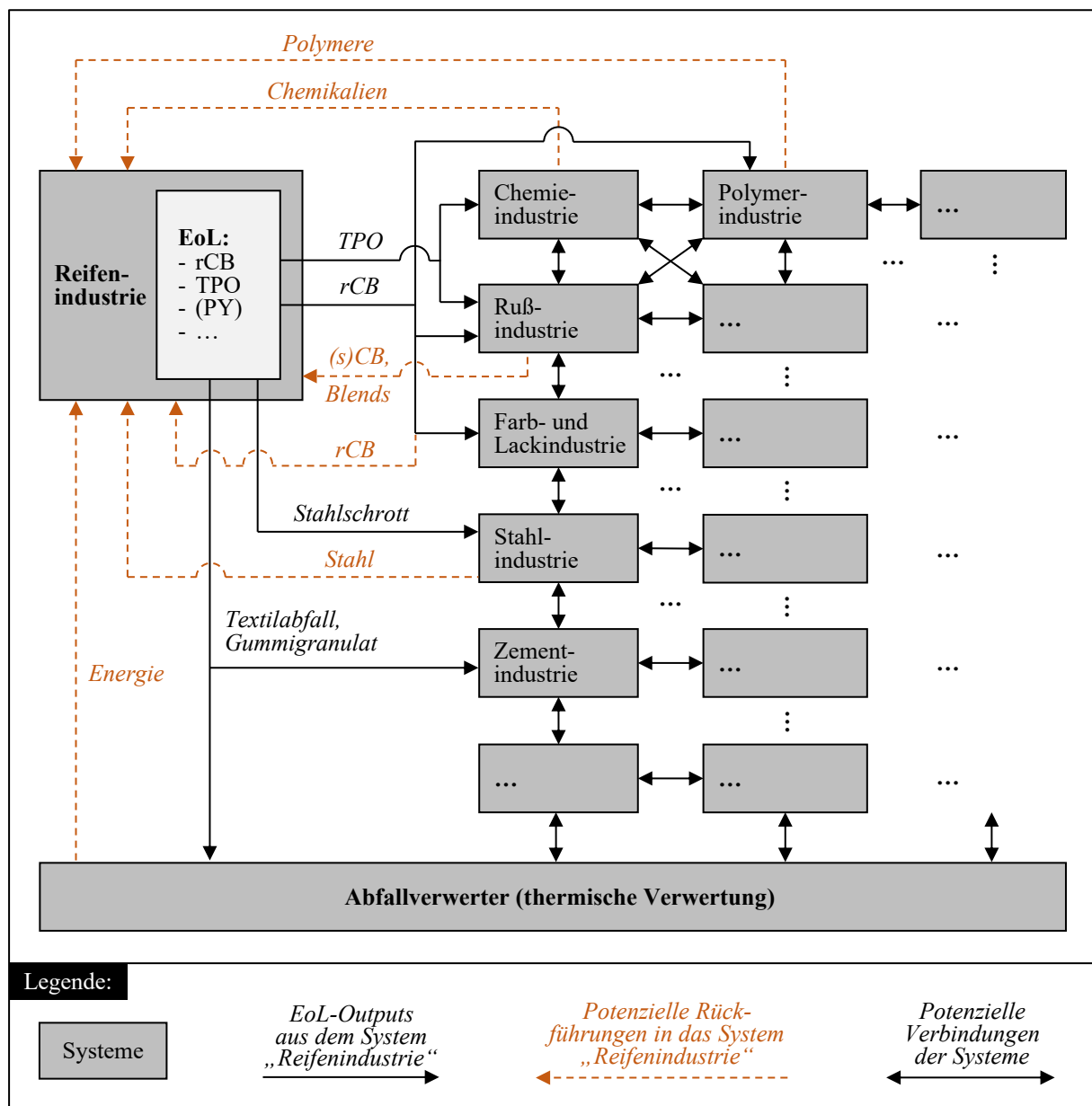


Abbildung 8.1: Ökobilanzielle Einordnung der Reifenindustrie (inkl. EoL-Pfade) in eine übergeordnete Systemlandschaft, dargestellte Systemverbindungen sind beispielhaft und können in der Praxis komplexer ausfallen

Im Basisfall (Szenario 1a) verlässt beispielsweise der Abfallstrom „Stahlschrott“ das System der Reifenindustrie am EoL nach dem Cut-off-Prinzip lastenfrei und geht entsprechend auch lastenfrei in das Folgesystem der Stahlindustrie (Stahlrecycling) ein. Sämtliche Umweltlasten des Stahlrecyclings, einschließlich des Transports, werden dem Folgesystem zugerechnet, das im Gegenzug eine Gutschrift für das substituierte Primärmaterial erhält (vgl. Cut-Off-Ansatz, Kapitel 3.5.1). Analog gehen die Textilabfälle aus der mechanischen Aufbereitung sowie der Pyrolyseschlamm ohne Lasten in das System der thermischen Abfallverwertung über, welches die Verbrennungsemissionen trägt und Gutschriften für zurückgewonnene Energie (Strom, Wärme) erhält. Dasselbe gilt für den nicht intern genutzten Anteil des Pyrolysegases, dessen Verbrennungsemissionen sowie zugehörige Substitutionsgutschriften erst im nachgelagerten Nutzersystem bilanziert werden.

Komplexer wird die Systemabgrenzung, wenn beispielsweise der Stahlschrott als Koppelprodukt betrachtet wird (vgl. O1 in Tabelle 7.9) und damit die stringente Cut-Off-Logik durch eine Allokation unterbrochen wird. In diesem Fall muss der EoL-Stahl, der das Pyrolysesystem verlässt, zwingend einen eigenen PCFP erhalten, der vollständig in das Folgesystem der Stahlindustrie übernommen werden und dort in die Bilanzierung einfließen muss. Nur so lassen sich die anteiligen Vorlasten, etwa für die Sammlung und mechanische Aufbereitung der Altreifen, korrekt und vollständig im Recyclingstahl abgebildet werden. Aus Sicht der Reifenindustrie ist dies besonders relevant, wenn recycelter Stahl zur Reifenherstellung wieder in das Ausgangssystem zurückgeführt wird. Wenn in diesem Fall keine konsistente, systemübergreifende Bilanzierung sichergestellt wird und die Stahlindustrie den EoL-Stahl etwa fälschlicherweise als lastenfrei behandelt, besteht die Gefahr, dass der anteilige PCFP an der Systemgrenze zwischen Reifen- und Stahlindustrie verloren geht.

Das gewählte Beispiel des Stahls dient lediglich zur Illustration und lässt sich ebenso auf andere Material- und Energieflüsse übertragen, die zwischen verschiedenen Industriesystemen ausgetauscht werden. Es verdeutlicht, dass eine realistische und vollständige Abbildung von Materialströmen und Emissionen nur durch enge Abstimmung und Harmonisierung zwischen den beteiligten Systemen möglich ist. Dies betrifft nicht nur unmittelbar angrenzende, sondern auch weiter verknüpfte Industriesysteme (horizontal und vertikal), wie beispielhaft in Abbildung 8.1 dargestellt. Da eine regenerative Energieversorgung eine zentrale Voraussetzung für eine nachhaltige Kreislaufwirtschaft darstellt (vgl. Kapitel 2.1 und 2.2), müssen vor allem auch die energiebereitstellenden Systeme entsprechend integriert werden. Nur eine ganzheitliche Betrachtung ermöglicht transparente und vergleichbare Aussagen zu den Umweltwirkungen

verschiedener Prozessketten und schafft die Basis für gezielte Optimierungen in Richtung Kreislaufwirtschaft, Ressourcenschonung und Emissionsminderung.

Vor diesem Hintergrund ist das in dieser Arbeit entwickelte Konzept als methodischer Ansatz zu verstehen, der am Beispiel des spezifischen EoL-Verwertungspfads der Pyrolyse sowie der Prozessketten rCB, TPO und sCB exemplarisch zeigt, wie eine integrative Lösung innerhalb der Reifenindustrie ausgestaltet werden kann. Um die Branche auf ihrem Transformationspfad hin zu einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft vollständig in eine übergeordnete Systemlandschaft einzubetten, müssen in weiteren Schritten auch die übrigen EoL-Pfade der Altreifenverwertung (RE, WR, TV, sonstige) nach identischer Methodik modelliert und innerhalb der Reifenindustrie konsistent integriert werden. Darauf aufbauend ist eine sektorübergreifende, harmonisierte Eingliederung der Reifenindustrie in die gesamtwirtschaftliche Systemlandschaft erforderlich, was eine zentrale Aufgabe zukünftiger Forschungsarbeiten darstellt. Bei der weiteren Ausarbeitung ist zu beachten, dass ökologische Bewertungen sowohl aus der Perspektive der Reifenindustrie, mit dem Ziel, Wertstoffe innerhalb der eigenen Wertschöpfungskette zu halten, als auch aus einer übergeordneten realwirtschaftlichen Sicht erfolgen können. Letztere rückt vor allem die systemübergreifende Sicherung der Rohstoffversorgung, eine strategisch ausgerichtete zirkuläre Nutzung von Materialien sowie die THG-Reduktion auf Gesamtindustrieebene in den Vordergrund. Beide Perspektiven verfolgen unterschiedliche Zielsetzungen, sollten jedoch gemeinsam berücksichtigt werden, damit strategische und ökobilanzielle Aspekte zusammengeführt und übergreifende Lösungen im Sinne eines wirksamen Klima- und Umweltschutzes ermöglicht werden.

9 Zusammenfassung und Ausblick

In den vergangenen Jahrzehnten ist das Bewusstsein für die notwendige Transformation von der historisch gewachsenen Linear- hin zu einer zukünftigen Kreislaufwirtschaft deutlich gewachsen. Auch Kunststoffe und Reifen stehen dabei im Fokus, da sie überwiegend aus fossilen Rohstoffen bestehen und ihr Abfallaufkommen am Lebensende erheblich zur Umweltbelastung beiträgt. Besonders bei der Altreifenverwertung fehlen in Deutschland und der EU effiziente Recyclingmöglichkeiten und ausreichende Kapazitäten. Infolge dieser Defizite nehmen Altreifenexporte spürbar zu, wodurch eine transparente und nachvollziehbare Entsorgung erschwert wird und dem angestrebten Kreislauf wertvolle Rohstoffe wie Industrieruß dauerhaft verloren gehen.

Vor diesem Hintergrund wurde in der vorliegenden Arbeit die Pyrolyse von Altreifen als potenzielle Verwertungsalternative untersucht. Im Mittelpunkt stand die Frage, inwieweit dieses Verfahren gegenüber bisherigen Pfaden eine umweltgerechte Behandlung ermöglicht und somit zur Erschließung neuer Verwertungskapazitäten beitragen kann. Ein besonderes Augenmerk lag dabei auf dem Potenzial der Pyrolyseprodukte rCB und sCB aus TPO, fossiles CB zu substituieren, Materialkreisläufe in der Reifenbranche zu schließen und gleichzeitig zur Defossilisierung der Rußindustrie beizutragen.

Da bisherige LCAs häufig auf Sekundär- oder Literaturdaten beruhen und weder reale Prozessmodelle noch eine eigenständige Produktbewertung integrieren, bleiben betriebsrelevante Parameter, Auslegungsentscheidungen und technische Optimierungspotenziale weitgehend unberücksichtigt. Um diese Defizite zu überwinden und einen belastbaren Bewertungsrahmen zu schaffen, wurde in dieser Arbeit ein Gesamtmodell entwickelt, das ein technologiespezifisches Prozessmodell der pyrolytischen Stoffwandlung mit einem normkonformen, detaillierten LCA-Modell verknüpft. Prozesscharakteristische Stoff- und Energieflüsse sowie Edukt- und Produkteigenschaften werden dabei modellgestützt abgebildet, experimentell validiert und als Primärdaten in die LCA überführt. Auf dieser Grundlage lassen sich technologische und ökologische Optimierungen konsistent miteinander verknüpfen und entsprechende optimale Betriebspunkte identifizieren. Perspektivisch bietet das entwickelte Konzept eine übertragbare Grundlage für die systematische, gekoppelte Optimierung sowie die vergleichbare ökobilanzielle Bewertung weiterer Verwertungsstrategien.

Das entwickelte Prozessmodell wurde auf die Drehrohrföhen-Technologie angewendet, für die zunächst optimale Betriebsparameter für eine effiziente und vollständige Pyrolyse ermittelt und anschließend durch Labor- sowie halbtechnische Versuche validiert wurden. Unter den

identifizierten Optimalbedingungen bei 650 °C und einer maximalen Verweilzeit von etwa einer Stunde wurde eine vollständige Pyrolyse mit hoher rCB-Qualität erreicht. Die resultierende Produktverteilung (39,64 wt.-% rCB, 37,10 wt.-% TPO, 0,63 wt.-% Wasser und 22,63 wt.-% Pyrolysegas mit einem Heizwert von 46,52 MJ kg⁻¹) bildete gemeinsam mit der analytischen Charakterisierung des Edukts und der Produktströme die technologiespezifische Primärdatengrundlage für die ökobilanzielle Bewertung.

Die LCA wurde mehrstufig aufgebaut und sowohl aus der Produkt-Perspektive (Herstellung von 1,0 t Produkt) als auch aus der Abfall-Perspektive (Verwertung von 1,0 t Altreifen) durchgeführt. Die Modellierung basiert auf den für das chemische Recycling relevanten ISO-Normen (14040, 14044, 14067), den TFS-Guidelines der Chemieindustrie sowie den PCR für „Reifen“. Die darin verankerten Bilanzierungsansätze wurden mithilfe einer Methodenmatrix systematisch erfasst, um die Auswirkungen variierender Systemgrenzen sowie Modellierungs- und Allokationslogiken transparent vergleichbar zu machen. Die Auswertung erfolgte anhand des Charakterisierungsmodells IPCC AR6 in der Wirkungskategorie Klimawandel (GWP100). Aus der Produkt-Perspektive ergaben sich folgende Ergebnisse:

Im Basisszenario beträgt der PCFP von rCB 917,9 kg CO₂-eq t⁻¹ rCB. Verglichen mit konventionellem CB aus dem Furnace-Prozess (durchschnittlich 3.910 kg CO₂-eq t⁻¹ CB) entspricht dies einer THG-Reduktion von 77 %. Je nach Modellierungsansatz reichen die Ergebnisse von mindestens 61 % THG-Einsparung bis hin zu einer Netto-Gutschrift, die über das Null-Emissionsniveau hinausgeht.

Für TPO ergibt sich im Basisfall ein PCFP von 385,8 kg CO₂-eq t⁻¹ TPO. Wird die Destillation zur Abtrennung der TPO-Schwerfraktion als Ersatz für FF in der sCB-Herstellung berücksichtigt, erhöht sich dieser Wert auf 545,8 kg CO₂-eq t⁻¹ TPO-Schwerfraktion. Im Vergleich zum herkömmlichen FF im Furnace-Prozess (664,3 kg CO₂-eq t⁻¹ FF) weist die TPO-Schwerfraktion damit eine rund 18 % günstigere Klimabilanz auf. Wie bereits beim rCB reicht die Spannweite der TPO-Ergebnisse in Abhängigkeit der Modellierung von einer deutlichen Netto-THG-Gutschrift bis hin zu +96 % Mehrbelastung.

Das aus der TPO-Schwerfraktion hergestellte sCB ermöglicht mit einem PCFP von 3.791,5 kg CO₂-eq t⁻¹ eine moderate Reduktion der THG-Emissionen von 3 % gegenüber konventionellem CB, wobei in einzelnen Modellierungsszenarien Einsparungen von bis zu 45 % möglich sind. Im Vergleich dazu ist rCB im Basisszenario etwa 76 % emissionsärmer als sCB. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sCB durch seinen hohen Kohlenstoffgehalt und die Herstellung im Furnace-Prozess eine mit konventionellem CB vergleichbare Performance in neuen

Polymeranwendungen erreicht. Zudem konzentriert sich der Großteil des biogenen Kohlenstoffs aus den Altreifen in der Ölfraction ($426,9 \text{ kg C}_{\text{biogen}} \text{ t}^{-1} \text{ TPO}$) und ist somit auch im daraus hergestellten sCB enthalten. Demgegenüber zeigt rCB aufgrund seines geringeren Kohlenstoff- ($< 80 \text{ wt.-%}$) und höheren Aschegehalts ($\sim 20 \text{ wt.-%}$) sowie weiterer chemisch-physikalischer Unterschiede eine niedrigere Performance im Vergleich zu CB. Berücksichtigt man diese Qualitätsunterschiede auf Grundlage des Kohlenstoffgehalts, ergibt sich für rCB ein angepasster PCFP von $1.186,3 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1} \text{ rCB}$. Dieser liegt noch immer 70 % unter dem Referenzwert von CB und ist im Vergleich zu sCB um 69 % geringer.

Anhand der ermittelten PCFP-Basiswerte zeigt **Abbildung 9.1** das THG-Reduktionspotenzial der Rußindustrie bei steigender Substitution von konventionellem CB für das Jahr 2030 (erwarteter CB-Weltbedarf: 17 Millionen Tonnen). Selbst mit derzeit verfügbaren rCB-Qualitäten ist eine partielle Substitution möglich, die das globale Emissionsniveau der Rußherstellung spürbar senken kann. Im Falle einer vollständigen Substitution von CB durch rCB ließen sich perspektivisch bis zu 80 % der branchenspezifischen THG-Emissionen vermeiden. Selbst ein gemischtes Substitutionsszenario aus rCB und sCB (hypothetisches Verhältnis 1:1) ermöglicht ein signifikantes Minderungspotenzial von rund 40 %.

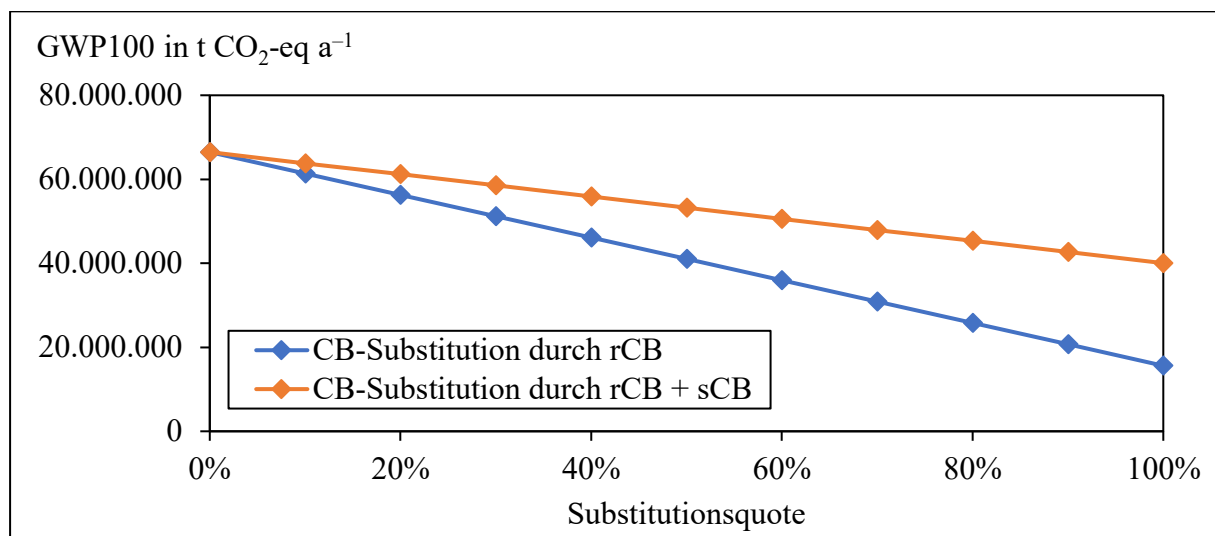


Abbildung 9.1: THG-Reduktionspotenzial bei Substitution von CB durch rCB oder durch einen Mix aus rCB und sCB (Verhältnis 1:1) im Jahr 2030 (prognostizierter CB-Weltbedarf nach [140]: 17 Millionen Tonnen)

Die Auswahl des geeigneten CB-Substituts sollte stets an die spezifischen Qualitätsanforderungen der jeweiligen Anwendung angepasst werden. Mischungen aus sCB, rCB und CB ermöglichen es, ökobilanzielle und funktionale Vorteile gezielt zu kombinieren. Fortschritte in der Qualitätsverbesserung von rCB, beispielsweise durch Demineralisierung oder Aktivierung,

können zusätzlich dazu beitragen, die Zukunftspotenziale weiter auszuschöpfen. Künftige LCAs müssen die Lasten solcher Nachbehandlungsschritte jedoch gesondert in der rCB-Prozesskette abbilden und die daraus möglicherweise resultierenden Zielkonflikte zwischen Emissionsminderung, Produktqualität und Kreislauffähigkeit ganzheitlich bewerten.

Die ergänzende Abfall-Perspektive ermöglicht eine Einordnung der Altreifen-Pyrolyse (PY) im Vergleich zu den etablierten Recyclingpfaden werkstoffliches Recycling (WR) und thermische Verwertung (TV). Mit einem Netto-Ergebnis von $-655,36 \text{ kg CO}_2\text{-eq je Tonne Altreifen}$ erzielt PY unter diesen Optionen die beste Klimawirkung. WR erreicht (unter Berücksichtigung einer Qualitätskorrektur der Rezyklate) Einsparungen von $-327,53 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen und TV weist mit $+685,71 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ Altreifen eine deutlich nachteilige Klimabilanz auf und führt keine Rohstoffe in den Kreislauf zurück. Die Runderneuerung (RE) erzielt mit überschlägig $-2.100 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ für PKW- und $-2.077 \text{ kg CO}_2\text{-eq t}^{-1}$ für LKW-Reifen die mit Abstand besten Ergebnisse, wobei die genaue Höhe der Einsparungen je nach Reifeneigenschaften variieren kann. Die Größenordnung bestätigt jedoch ihre generell übergeordnete Einstufung in der Abfallhierarchie („Vorbereitung zur Wiederverwendung“).

Mit dem entwickelten Gesamtmodell konnten die Prozessketten PY sowie die rCB- und TPO-Herstellung im Drehrohrofen technologie- und datenspezifisch detailliert abgebildet und ökobilanziell bewertet werden. Für sCB gilt dies grundsätzlich ebenfalls, wobei der Destillations-schritt zur Abtrennung der TPO-Schwerfraktion und der nachgelagerte Furnace-Prozess künftig weiter präzisiert und mit Primärdaten unterlegt werden sollten. Um die Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen EoL-Verwertungswegen zu erhöhen und LCAs mit gleichwertiger Aussagekraft zu ermöglichen, ist zudem eine Übertragung des gekoppelten Modellansatzes auf die Prozessketten WR, TV und RE empfehlenswert.

Die Bedeutung spezifischer Prozessmodelle und belastbarer Primärdaten zeigte sich auch im Technologievergleich zwischen Drehrohrofen und Vertikalreaktor. In der Produkt-Perspektive fielen die PCFPs des Vertikalreaktors im Base Case leicht ungünstiger aus (rCB +10 %, TPO +15 %, sCB +2 %). Unter Berücksichtigung der verbesserten rCB-Qualitätsmerkmale und damit seiner potenziell höheren Kreislauffähigkeit oder leicht angepasster Annahmen zum Energiebedarf kann sich dieses Verhältnis jedoch auch umkehren. Aus der Abfall-Perspektive zielte der Vertikalreaktor 13 % höhere Emissionseinsparungen, was im Wesentlichen auf die höhere rCB-Ausbeute und die damit verbundenen Gutschriften zurückzuführen ist. Insgesamt bestätigt der Vergleich, dass prozess-, technologie- und standortspezifische Primärdaten ein zentrales Element einer belastbaren Sachbilanz in LCAs darstellen.

Die im Rahmen der Methodenmatrix beobachteten Ergebnisschwankungen verdeutlichen den erheblichen Bedarf an einer branchenweiten und vor allem auch systemübergreifenden Harmonisierung der Modellierungsansätze. Ein einheitlich abgestimmtes Gesamtsystem ist erforderlich, um Verzerrungen, Lücken oder Doppelerfassungen in LCAs zu vermeiden und eine verlässliche sowie vollständige Bewertung von Technologien im Sinne der Kreislaufwirtschaft und der übergeordneten THG-Reduktion zu gewährleisten. Dabei sollten angrenzende Systeme sowie systemübergreifende Materialströme und alternative Prozessketten berücksichtigt werden. Im Kontext der Altreifen-Pyrolyse bestehen insbesondere für TPO neben der sCB-Herstellung weitere potenzielle Einsatzmöglichkeiten, beispielsweise als alternativer Grundstoff in der chemischen Industrie. Die daraus resultierenden Nutzungskonflikte und Chancen sollten im Sinne eines übergeordneten Klima- und Ressourcenschutzkonzepts auch auf strategischer Ebene adressiert und in zukünftige Entscheidungsprozesse einbezogen werden. Ebenso sollte die Analyse künftig über die in dieser Arbeit fokussierte Wirkungskategorie Klimawandel (GWP100) hinaus auf weitere Umweltwirkungskategorien ausgeweitet werden, um ein noch breiteres Bild möglicher Umweltlasten zu erhalten.

Das entwickelte Gesamtkonzept vereint spezifische Prozessmodelle, valide Primärdaten und normkonforme LCA-Modelle und ermöglicht damit die Identifizierung technologisch und ökologisch optimaler Betriebspunkte einzelner Prozessketten zur Integration in eine übergeordnet abgestimmte Systemlandschaft. Wie das Beispiel der Altreifen-Pyrolyse exemplarisch für die Reifen- und Rußindustrie zeigt, ermöglicht der Ansatz eine valide Quantifizierung und wirksame Minderung von Umweltwirkungen und unterstützt damit die gezielte Transformation hin zu einer ressourceneffizienten Kreislaufwirtschaft. Auf Grundlage dieser Erkenntnisse wird zunächst die Anwendung des Ansatzes für weitere Prozessketten innerhalb der Reifenbranche sowie die Abstimmung mit angrenzenden Systemen empfohlen. Darüber hinaus bietet das entwickelte Modell eine übertragbare Grundlage für andere Industriesektoren, in denen die konsequente Kopplung von Prozess- und Ökobilanzmodellen als strategisches Instrument zur technologischen Optimierung industrieller Systeme dienen kann.

10 Literatur

- [1] H. C. von Carlowitz, *Sylvicultura oeconomica: Oder Haußwirthliche Nachricht und Naturmäßige Anweisung zur Wilden Baum-Zucht*. Leipzig: Johann Friedrich Braun, 1713.
- [2] World Commission on Environment and Development, *Report of the World Commission on Environment and Development: Our common future*. New York, A/42/427, 4. Aug. 1987.
- [3] United Nations, *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development*. New York, A/RES/70/1, 21. Okt. 2015.
- [4] European Commission, *The European Green Deal: Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions*. Brussels, CELEX: 52019DC0640, 11. Dez. 2019.
- [5] C. R. Baek, H. D. Kim und Y.-C. Jang, „Exploring glass recycling: Trends, technologies, and future trajectories“, *Environmental Engineering Research*, Jg. 30, Nr. 3, 2025, Art. no. 240241, doi: 10.4491/eer.2024.241.
- [6] S. A. Delbari und L. A. Hof, „Glass waste circular economy - Advancing to high-value glass sheets recovery using industry 4.0 and 5.0 technologies“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 462, 2024, Art. no. 142629, doi: 10.1016/j.jclepro.2024.142629.
- [7] European Environment Agency, *Circular economy in Europe: Developing the knowledge base*. Luxembourg, EEA Report No. 2/2016, 2016.
- [8] C. Hagelüken, J. Lee-Shin, A. Carpentier und C. Heron, „The EU Circular Economy and Its Relevance to Metal Recycling“, *Recycling*, Jg. 1, Nr. 2, S. 242–253, 2016, doi: 10.3390/recycling1020242.
- [9] European Paper Recycling Council, *Monitoring Report 2023: European Declaration on Paper Recycling 2021-2030*. Brussels, 9. Jul. 2024.
- [10] F. Moser, „Kreislaufwirtschaft und nachhaltige Entwicklung“, in *Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik: Band 2: Produktions- und produktintegrierter Umweltschutz*, H. Brauer, Hg., Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1996, S. 1059–1151.

- [11] European Commission, *The Clean Industrial Deal: A Joint Roadmap for Competitiveness and Decarbonisation*. Brussels, COM(2025) 85 final, 26. Feb. 2025.
- [12] A. Tuboalabo, U. Buinwi, C. G. Okatta, E. Johnson und J. A. Buinwi, „Circular economy integration in traditional business models: Strategies and outcomes“, *Finance & Accounting Research Journal*, Jg. 6, Nr. 6, S. 1105–1123, 2024, doi: 10.51594/farj.v6i6.1245.
- [13] S. Upadhayay und O. Alqassimi, „Transition from Linear to Circular Economy“, *Westcliff International Journal of Applied Research*, Jg. 2, Nr. 2, S. 62–74, 2018, doi: 10.47670/wuwijar201822OASU.
- [14] Plastics Europe, *Plastics – the fast Facts 2024*. [Online]. Verfügbar unter: https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2024/11/PE_TheFacts_24_digital-1pager.pdf (Zugriff am: 14. Jan. 2025).
- [15] European Tyre and Rubber Manufacturers Association, *The economic impact of the EU tyre manufacturing industry*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.etrma.org/wp-content/uploads/2024/11/The-Economic-Impact-of-the-EU-Tyre-Manufacturing-Industry.pdf> (Zugriff am: 14. Jan. 2025).
- [16] European Tyre and Rubber Manufacturers Association, *Press Release: End of Life Tyres Management – Europe – 2019*. Brussels, 11. Mai 2021.
- [17] C. Braithwaite, *End of Life Tyre Rubber: Assessment of Waste Framework Directive End-of-Waste Criteria*. Project no. 60664059, Nottingham, 6. Okt. 2021.
- [18] S. Hoyer, *Machbarkeitsstudie: Neue Nutzungsperspektiven und Anwendungsfelder für Altreifenrecycling*. Technische Universität Chemnitz, Institut für Strukturleichtbau, Auftraggeber: Bundesverband Reifenhandel und Vulkaniseur-Handwerk e. V., Bonn, 25. Jan. 2020.
- [19] J. Wagner, S. Steinmetzer, L. Theophil, A. Strues, N. Kösegi und S. Hoyer, *Abschlussbericht: Evaluation der Erfassung und Verwertung ausgewählter Abfallströme zur Fortentwicklung der Kreislaufwirtschaft*. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Texte 31/2022, Mär. 2022.
- [20] Wirtschaftsverband der deutschen Kautschukindustrie e.V., *Altreifenverwertung in Deutschland 2023 (Tonnage) – Stand September 2024*. Frankfurt am Main, 2024.

- [21] Y. Fan, G. D. Fowler und M. Zhao, „The past, present and future of carbon black as a rubber reinforcing filler – A review“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 247, 2020, Art. no. 119115, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.119115.
- [22] S. Khodabakhshi, P. F. Fulvio und E. Andreoli, „Carbon black reborn: Structure and chemistry for renewable energy harnessing“, *Carbon*, Jg. 162, S. 604–649, 2020, doi: 10.1016/j.carbon.2020.02.058.
- [23] N. Gao, F. Wang, C. Quan, L. Santamaria, G. Lopez und P. T. Williams, „Tire pyrolysis char: Processes, properties, upgrading and applications“, *Progress in Energy and Combustion Science*, Jg. 93, 2022, Art. no. 101022, doi: 10.1016/j.pecs.2022.101022.
- [24] J. D. Martínez, N. Puy, R. Murillo, T. García, M. V. Navarro und A. M. Mastral, „Waste tyre pyrolysis – A review“, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Jg. 23, S. 179–213, 2013, doi: 10.1016/j.rser.2013.02.038.
- [25] S. Bogdahn, E. Koch, M. Deininger, D. Katrakova-Krüger, A. Kapf und N. Ellermann, „Application of recovered Carbon Black (rCB) from End-of-Life (EoL) tire Pyrolysis in Butyl Rubber Compounds“, *Kautschuk Gummi Kunststoffe (KGK)*, 77. Jahrgang D 4093, 1/24, S. 58–65, Feb. 2024.
- [26] J. Yu *et al.*, „Upgrading pyrolytic carbon-blacks (CBp) from end-of-life tires: Characteristics and modification methodologies“, *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, Jg. 14, Nr. 2, 2020, doi: 10.1007/s11783-019-1198-0.
- [27] M. G. Davidson, R. A. Furlong und M. C. McManus, „Developments in the life cycle assessment of chemical recycling of plastic waste – A review“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 293, 2021, Art. no. 126163, doi: 10.1016/j.jclepro.2021.126163.
- [28] D. T. L. Arielle, W. G. Nalume und Y. Gilbert, „A Review of the Life Cycle Analysis for Plastic Waste Pyrolysis“, *Open Journal of Polymer Chemistry*, Jg. 14, Nr. 03, S. 113–145, 2024, doi: 10.4236/ojpchem.2024.143006.
- [29] X. Sun, J. Liu, J. Hong und B. Lu, „Life cycle assessment of Chinese radial passenger vehicle tire“, *International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 21, Nr. 12, S. 1749–1758, 2016, doi: 10.1007/s11367-016-1139-0.
- [30] O. Ortiz-Rodríguez, W. Ocampo-Duque und L. Duque-Salazar, „Environmental Impact of End-of-Life Tires: Life Cycle Assessment Comparison of Three Scenarios from a Case Study in Valle Del Cauca, Colombia“, *Energies*, Jg. 10, Nr. 12, 2017, Art. no. 2117, doi: 10.3390/en10122117.

- [31] F. Sariatli, „Linear Economy Versus Circular Economy: A Comparative and Analyzer Study for Optimization of Economy for Sustainability“, *Visegrad Journal on Bioeconomy and Sustainable Development*, Jg. 6, Nr. 1, S. 31–34, 2017, doi: 10.1515/vjbsd-2017-0005.
- [32] R. Batterman, *The Oxford Handbook of Philosophy of Physics*. Oxford: Oxford University Press, 2013.
- [33] L. Haikola, „Science, religion and the need for a world-view“, *HTS Theological Studies*, Jg. 59, Nr. 3, 2003, doi: 10.4102/hts.v59i3.672.
- [34] S. Glennan, *The new mechanical philosophy*. Oxford: Oxford University Press, 2017.
- [35] S. Shapin, *The scientific revolution*. Chicago: The University of Chicago Press, 2004.
- [36] F. Moser, *Bewusstsein in Raum und Zeit: Die Grundlagen einer holistischen Weltauffassung auf wissenschaftlicher Basis*. Graz: Leykam, 1989.
- [37] Ellen MacArthur Foundation, *Towards the circular economy: Vol. 1: An economic and business rationale for an accelerated transition*. [Online]. Verfügbar unter: <https://content.ellenmacarthurfoundation.org/m/27265af68f11ef30/original/Towards-the-circular-economy-Vol-1.pdf> (Zugriff am: 29. Nov. 2025).
- [38] S. K. van Langen, C. Vassillo, P. Ghisellini, D. Restaino, R. Passaro und S. Ulgiati, „Promoting circular economy transition: A study about perceptions and awareness by different stakeholders groups“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 316, 2021, Art. no. 128166, doi: 10.1016/j.jclepro.2021.128166.
- [39] M. Geissdoerfer, P. Savaget, N. M. Bocken und E. J. Hultink, „The Circular Economy – A new sustainability paradigm?“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 143, S. 757–768, 2017, doi: 10.1016/j.jclepro.2016.12.048.
- [40] K. E. Boulding, „The Economics of the Coming Spaceship Earth“, in *Environmental Quality in a Growing Economy*, H. Jarrett, Hg., Baltimore, MD: Resources for the Future/ Johns Hopkins University Press, 1966, S. 3–14.
- [41] V. Rizos, K. Tuokko und A. Behrens, *The circular economy, a review of definitions, processes and impacts*. Brussels, CEPS Research reports no. 2017/08, Apr. 2017.
- [42] D. L. Meadows, *The limits to growth*. New York: Universe Books, 1972.
- [43] D. W. Pearce und R. K. Turner, *Economics of natural resources and the environment*. Baltimore: John Hopkins University Press, 1990.

- [44] European Environment Agency, *Resource-efficient green economy and EU policies*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2014.
- [45] European Commission, *Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy*. Brussels, COM(2015) 614 final, 2. Dez. 2015.
- [46] F. Preston, *A Global Redesign? Shaping the Circular Economy*. Chatham House, Briefing Paper (EERG BP 2012/02), London, Mär. 2012. [Online]. Verfügbar unter: https://www.chathamhouse.org/sites/default/files/public/Research/Energy%20C%20Environment%20and%20Development/bp0312_preston.pdf (Zugriff am: 29. Nov. 2025).
- [47] S. Sauvé, S. Bernard und P. Sloan, „Environmental sciences, sustainable development and circular economy: Alternative concepts for trans-disciplinary research“, *Environmental Development*, Jg. 17, S. 48–56, 2016, doi: 10.1016/j.envdev.2015.09.002.
- [48] J. Korhonen, A. Honkasalo und J. Seppälä, „Circular Economy: The Concept and its Limitations“, *Ecological Economics*, Jg. 143, S. 37–46, 2018, doi: 10.1016/j.ecolecon.2017.06.041.
- [49] M. Lieder und A. Rashid, „Towards circular economy implementation: a comprehensive review in context of manufacturing industry“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 115, S. 36–51, 2016, doi: 10.1016/j.jclepro.2015.12.042.
- [50] Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien (Abfallrahmenrichtlinie). ABl. L 312 vom 22. Nov. 2008, Brussels.
- [51] M. A. Karim und B. Corazzini, „The current status of MSW disposal and energy production: a brief review of waste incineration“, *MOJ Ecology & Environmental Sciences*, Jg. 4, Nr. 1, 2019, doi: 10.15406/mojes.2019.04.00129.
- [52] Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz, KrWG) vom 24. Feb. 2012, BGBl. I 2012, S. 212.
- [53] M. A. Khan, S. Mittal, S. West und T. Wuest, „Review on upgradability – A product lifetime extension strategy in the context of product service systems“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 204, S. 1154–1168, 2018, doi: 10.1016/j.jclepro.2018.08.329.

- [54] J. Hultman und H. Corvellec, „The European Waste Hierarchy: From the Sociomateriality of Waste to a Politics of Consumption“, *Environment and Planning A: Economy and Space*, Jg. 44, Nr. 10, S. 2413–2427, 2012, doi: 10.1068/a44668.
- [55] M. Nelles, J. Grünes und G. Morscheck, „Waste Management in Germany – Development to a Sustainable Circular Economy?“, *Procedia Environmental Sciences*, Jg. 35, S. 6–14, 2016, doi: 10.1016/j.proenv.2016.07.001.
- [56] European Commission, *A new Circular Economy Action Plan - For a cleaner and more competitive Europe*. Brussels, COM(2020) 98 final, 11. Mär. 2020.
- [57] United Nations Environment Programme (UNEP), *Global Resources Outlook 2019: Natural Resources for the Future We Want*. Paris, 2019.
- [58] United Nations, *Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development*. New York, A/RES/70/1, Sep. 2015.
- [59] J. M. Allwood, „Squaring the Circular Economy“, in *Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists*, E. Worrell und M. Reuter, Hg., Amsterdam: Elsevier, 2014, S. 445–477, doi: 10.1016/B978-0-12-396459-5.00030-1.
- [60] World Business Council for Sustainable Development (Tire Industry Project), *End-of-life tire (ELT) management: Toolkit*. Geneva, Okt. 2021.
- [61] World Business Council for Sustainable Development (Tire Industry Project), *Perspectives on End-of-Life Tire (ELT) Management: Challenges and potential solutions in the US, Europe and China*. Geneva, Sep. 2022.
- [62] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenentsorgung in Deutschland 2000 (Tonnage)*. Frankfurt am Main, 2001.
- [63] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenentsorgung in Deutschland 2001 (Tonnage)*. Frankfurt am Main, 2002.
- [64] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenentsorgung in Deutschland 2002 (Tonnage)*. Frankfurt am Main, 2003.
- [65] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenentsorgung in Deutschland 2003 (Tonnage)*. Frankfurt am Main, 2004.
- [66] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenentsorgung in Deutschland 2004 (Tonnage)*. Frankfurt am Main, 2005.

- [67] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenentsorgung in Deutschland 2005 (Tonnage)*. Frankfurt am Main, 2006.
- [68] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenverwertung in Deutschland 2006 (Tonnage)*. Frankfurt am Main, 2007.
- [69] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenverwertung in Deutschland 2007 (Tonnage)*. Frankfurt am Main, 2008.
- [70] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenverwertung in Deutschland 2008 (Tonnage)*. Frankfurt am Main, 2009.
- [71] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenverwertung in Deutschland 2009 (Tonnage)*. Frankfurt am Main, 2010.
- [72] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenverwertung in Deutschland 2010 (Tonnage)*. Frankfurt am Main, 2011.
- [73] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenverwertung in Deutschland 2011 (Tonnage) – Stand Mai 2012*. Frankfurt am Main, 2012.
- [74] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenverwertung in Deutschland 2012 (Tonnage) – Stand Mai 2013*. Frankfurt am Main, 2013.
- [75] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenverwertung in Deutschland 2013 (Tonnage) – Stand Mai 2014*. Frankfurt am Main, 2014.
- [76] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenverwertung in Deutschland 2014 (Tonnage) – Stand Juni 2015*. Frankfurt am Main, 2015.
- [77] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenverwertung in Deutschland 2015 (Tonnage) – Stand Juni 2016*. Frankfurt am Main, 2016.
- [78] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenverwertung in Deutschland 2016 (Tonnage) – Stand Juli 2017*. Frankfurt am Main, 2017.
- [79] Gesellschaft für Altgummi-Verwertungs-Systeme m.b.H., *Altreifenverwertung in Deutschland 2017 (Tonnage) – Stand Juli 2018*. Frankfurt am Main, 2018.
- [80] Wirtschaftsverband der deutschen Kautschukindustrie e.V., *Altreifenverwertung in Deutschland 2018 (Tonnage) – Stand Juli 2019*. Frankfurt am Main, 2019.
- [81] Wirtschaftsverband der deutschen Kautschukindustrie e.V., *Altreifenverwertung in Deutschland 2021 (Tonnage) – Stand August 2022*. Frankfurt am Main, 2022.

- [82] Wirtschaftsverband der deutschen Kautschukindustrie e.V., *Altreifenverwertung in Deutschland 2019 (Tonnage) – Stand August 2020*. Frankfurt am Main, 2020.
- [83] Wirtschaftsverband der deutschen Kautschukindustrie e.V., *Altreifenverwertung in Deutschland 2022 (Tonnage) – Stand Oktober 2023*. Frankfurt am Main, 2023.
- [84] European Rubber Journal, *German rubber association reports 87kt of missing ELTs*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.european-rubber-journal.com/article/2096268/german-rubber-association-reports-of-87k-tonnes-of-missing-elts> (Zugriff am: 14. Nov. 2024).
- [85] European Commission, Commission Regulation (EU) 2023/2055 of 25 September 2023 amending Annex XVII to Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH) as regards synthetic polymer microparticles. CELEX: 32023R2055.
- [86] The European Cement Association, *Cementing the European Green Deal: Reaching climate neutrality along the cement and concrete value chain by 2050*. Brussels, 12. Mai 2020. [Online]. Verfügbar unter: https://www.cembureau.eu/media/kuxd32gi/cembureau-2050-roadmap_final-version_web.pdf. (Zugriff am: 12. Apr. 2024).
- [87] V. L. Shulman, „An introduction to tires and recycling“ in *Tire Waste and Recycling*, T. Letcher, V. L. Shulman und S. Amirkhanian, Hg., 1. Aufl., Amsterdam: Elsevier (Academic Press), 2021, S. 3–14, doi: 10.1016/B978-0-12-820685-0.00029-6.
- [88] Council of the European Union, Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste, Official Journal of the European Communities, L 182, 16 Jul. 1999, Brussels. CELEX: 31999L0031.
- [89] W. Ruwona, G. Danha und E. Muzenda, „A Review on Material and Energy Recovery from Waste Tyres“, *Procedia Manufacturing*, Jg. 35, S. 216–222, 2019, doi: 10.1016/j.promfg.2019.05.029.
- [90] A. Mavukwana und C. Sempuga, „Recent developments in waste tyre pyrolysis and gasification processes“, *Chemical Engineering Communications*, Jg. 209, Nr. 4, S. 485–511, 2022, doi: 10.1080/00986445.2020.1864624.
- [91] M. Sienkiewicz, J. Kucinska-Lipka, H. Janik und A. Balas, „Progress in used tyres management in the European Union: a review“, *Waste Management*, Jg. 32, Nr. 10, S. 1742–1751, 2012, doi: 10.1016/j.wasman.2012.05.010.

- [92] E. Muzenda, „A Discussion of Waste Tyre Utilization Options“ in *2nd International Conference on Research in Science, Engineering and Technology*, 2014, doi: 10.15242/IIIE.E0314593.
- [93] F. Valentini und A. Pegoretti, „End-of-life options of tyres. A review“, *Advanced Industrial and Engineering Polymer Research*, Jg. 5, Nr. 4, S. 203–213, 2022, doi: 10.1016/j.aiepr.2022.08.006.
- [94] D. Goevert, „The value of different recycling technologies for waste rubber tires in the circular economy - A review“, *Frontiers in Sustainability*, 2024, Art. no. 1282805, doi: 10.3389/frsus.2023.1282805.
- [95] M. A. Sibeko, A. O. Adeniji, O. O. Okoh und S. P. Hlangothi, „Trends in the management of waste tyres and recent experimental approaches in the analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from rubber crumbs“, *Environmental Science and Pollution Research*, Jg. 27, Nr. 35, S. 43553–43568, 2020, doi: 10.1007/s11356-020-09703-2.
- [96] R. G. dos Santos, C. L. Rocha, F. L. S. Felipe, F. T. Cezario, P. J. Correia und S. Rezaei-Gomari, „Tire waste management: an overview from chemical compounding to the pyrolysis-derived fuels“, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, Jg. 22, Nr. 3, S. 628–641, 2020, doi: 10.1007/s10163-020-00986-8.
- [97] Z. Xiao, A. Pramanik, A. K. Basak, C. Prakash und S. Shankar, „Material recovery and recycling of waste tyres-A review“, *Cleaner Materials*, Jg. 5, 2022, Art. no. 100115, doi: 10.1016/j.clema.2022.100115.
- [98] A. Karagiannidis und T. Kasampalis, „Resource recovery from end-of-life tyres in Greece: a field survey, state-of-art and trends“, *Waste Management & Research*, Jg. 28, Nr. 6, S. 520–532, 2010, doi: 10.1177/0734242X09341073.
- [99] European Recycling Industries’ Confederation, *Implementation of best practices in synthetic turfs to avoid the release of microplastics from rubber granulate into the environment*. Brussels, 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://euric.org/images/Position-papers/implementationofbestpracticesinsyntheticurfstoavoidtherelease-ofmicroplasticsfromrubbergranulateintotheenvironment.pdf>. (Zugriff am: 19. Jan. 2025).

- [100] F. Quadrini, L. Santo und E. Musacchi, „A sustainable molding process for new rubber products from tire recycling“, *Progress in Rubber, Plastics and Recycling Technology*, Jg. 35, Nr. 1, S. 41–55, 2019, doi: 10.1177/1477760618798274.
- [101] S. Schiavoni, F. D'Alessandro, F. Bianchi und F. Asdrubali, „Insulation materials for the building sector: A review and comparative analysis“, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Jg. 62, S. 988–1011, 2016, doi: 10.1016/j.rser.2016.05.045.
- [102] H. Benkreira, A. Khan und K. V. Horoshenkov, „Sustainable acoustic and thermal insulation materials from elastomeric waste residues“, *Chemical Engineering Science*, Jg. 66, S. 4157–4171, 2011, doi: 10.1016/j.ces.2011.05.047.
- [103] H. Djadouni, H. Trouzine, A. Gomes Correia und T. F. S. Da Miranda, „Life cycle assessment of retaining wall backfilled with shredded tires“, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 24, Nr. 3, S. 581–589, 2019, doi: 10.1007/s11367-018-1475-3.
- [104] D. E. Ross, „Use of Waste Tyres in a Circular Economy“, *Waste Management & Research*, Jg. 38, Nr. 1, S. 1–3, 2020, doi: 10.1177/0734242X19895697.
- [105] N. S. Mashaan, „An overview of crumb rubber modified asphalt“, *International Journal of the Physical Sciences*, Jg. 7, Nr. 2, 2012, doi: 10.5897/IJPSX11.007.
- [106] M. Sienkiewicz, H. Janik, K. Borzędowska-Labuda und J. Kucińska-Lipka, „Environmentally friendly polymer-rubber composites obtained from waste tyres: A review“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 147, S. 560–571, 2017, doi: 10.1016/j.jclepro.2017.01.121.
- [107] L. Asaro, M. Gratton, S. Seghar und N. Aït Hocine, „Recycling of rubber wastes by devulcanization“, *Resources, Conservation and Recycling*, Jg. 133, S. 250–262, 2018, doi: 10.1016/j.resconrec.2018.02.016.
- [108] S. Hoyer, L. Kroll und D. Sykutera, „Technology comparison for the production of fine rubber powder from end of life tyres“, *Procedia Manufacturing*, Jg. 43, S. 193–200, 2020, doi: 10.1016/j.promfg.2020.02.135.
- [109] H. Martens und D. Goldmann, Hg., *Recyclingtechnik: Fachbuch für Lehre und Praxis*. 2. Aufl. Wiesbaden: Springer Vieweg, 2016.

- [110] R. K. Singh und B. Ruj, „Time and temperature depended fuel gas generation from pyrolysis of real world municipal plastic waste“, *Fuel*, Jg. 174, S. 164–171, 2016, doi: 10.1016/j.fuel.2016.01.049.
- [111] P. T. Williams, „Pyrolysis of waste tyres: a review“, *Waste Management*, Jg. 33, Nr. 8, S. 1714–1728, 2013, doi: 10.1016/j.wasman.2013.05.003.
- [112] I. de Marco Rodriguez, M. Laresgoiti, M. Cabrero, A. Torres, M. Chomón und B. Caballero, „Pyrolysis of scrap tyres“, *Fuel Processing Technology*, Jg. 72, Nr. 1, S. 9–22, 2001, doi: 10.1016/S0378-3820(01)00174-6.
- [113] J. Xu, J. Yu, W. He, J. Huang, J. Xu und G. Li, „Replacing commercial carbon black by pyrolytic residue from waste tire for tire processing: Technically feasible and economically reasonable“, *The Science of the total environment*, Jg. 793, S. 148597, 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148597.
- [114] S. M. R. Costa, D. Fowler, G. A. Carreira, I. Portugal und C. M. Silva, „Production and Upgrading of Recovered Carbon Black from the Pyrolysis of End-of-Life Tires“, *Materials*, Jg. 15, Nr. 6, 2022, doi: 10.3390/ma15062030.
- [115] C. J. Norris, A. L. Cerdán und P. ter Haar, „Understanding recovered Carbon Black“, *Rubber Chemistry and Technology*, 2023, doi: 10.5254/rct.23.76956.
- [116] N. Cardona-Uribe, M. Betancur und J. D. Martínez, „Towards the chemical upgrading of the recovered carbon black derived from pyrolysis of end-of-life tires“, *Sustainable Materials and Technologies*, Jg. 28, e00287, 2021, doi: 10.1016/j.susmat.2021.e00287.
- [117] Schwalbe - Ralf Bohle GmbH, *Tire closes the loop: Schwalbe introduces Green Marathon: Press Release 20. Jun. 2023.* [Online]. Verfügbar unter: https://www.schwalbe.com/media/53/ee/97/1693913456/009_Tire%20closes%20the%20loop%20Schwalbe%20introduces%20Green%20Marathon.PDF (Zugriff am: 9. Mai 2025).
- [118] M. Banar, „Life cycle assessment of waste tire pyrolysis“, *Fresenius Environmental Bulletin*, Jg. 24, Nr. 4, S. 1215–1226, 2015.
- [119] P. T. Williams, R. P. Bottrill und A. M. Cunliffe, „Combustion of Tyre Pyrolysis Oil“, *Process Safety and Environmental Protection*, Jg. 76, Nr. 4, S. 291–301, 1998, doi: 10.1205/095758298529650.

- [120] Institut für Energie- und Umweltforschung, *Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft*. Umweltbundesamt, Forschungsbericht UBA-FB 99-014. Berlin, 1999.
- [121] V. L. Shulman, "Management of end-of-life tires" in *Tire Waste and Recycling*, T. Letcher, V. L. Shulman und S. Amirkhanian, Hg., 1 Aufl., Amsterdam: Elsevier (Academic Press), 2021, S. 43–67, doi: 10.1016/B978-0-12-820685-0.00027-2.
- [122] A. Evans und R. Evans, The Composition of a Tyre: Typical Components. Project report, Project code TYR0009-02. Banbury, UK, Mai 2006.
- [123] Schwalbe - Ralf Bohle GmbH, *Tire Construction* [Online]. Verfügbar unter: <https://www.schwalbe.com/en/technology-faq/tire-construction/>. (Zugriff am: 30. Nov. 2024).
- [124] R. Abdallah, A. Juaidi, M. Assad, T. Salameh und F. Manzano-Agugliaro, „Energy Recovery from Waste Tires Using Pyrolysis: Palestine as Case of Study“, *Energies*, Jg. 13, Nr. 7, S. 1817, 2020, doi: 10.3390/en13071817.
- [125] S. Y. Lee *et al.*, „The Investigation of the Silica-Reinforced Rubber Polymers with the Methoxy Type Silane Coupling Agents“, *Polymers*, Jg. 12, Nr. 12, 2020, doi: 10.3390/polym12123058.
- [126] J. Dodds, W. F. Domenico, D. R. Evans, L. W. Fish, P. L. Lassahn und W. J. Toth, *Scrap tires: a resource and technology evaluation of tire pyrolysis and other selected alternate technologies*. EG&G Idaho, Inc., Idaho Falls, 1983.
- [127] V. L. Shulman, „Tire Recycling“ in *Waste: A Handbook for Management*, T. M. Letcher und D. A. Vallero, Hg., Amsterdam: Elsevier (Academic Press), 2019, S. 489–515, doi: 10.1016/B978-0-12-815060-3.00026-8.
- [128] A. Y. Coran, „Vulcanization“ in *Science and Technology of Rubber*, J. E. Mark, B. Erman und F. R. Eirich, Hg., Elsevier, Academic Press, 2005, S. 321–366, doi: 10.1016/B978-012464786-2/50010-9.
- [129] H. Schmidt, *129Xe-NMR-spektroskopische Untersuchungen an Carbon Black und Graphit*. Dissertation, Fakultät für Naturwissenschaften, Universität Duisburg – Essen, Duisburg, 2003.
- [130] L. Fulcheri, N. Probst, G. Flamant, F. Fabry, E. Grivei und X. Bourrat, „Plasma processing: a step towards the production of new grades of carbon black“, *Carbon*, Jg. 40, Nr. 2, S. 169–176, 2002, doi: 10.1016/S0008-6223(01)00169-5.

- [131] Birla Carbon, *Sustainability Report 2023*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.birlacarbon.com/wp-content/uploads/sustainability/birla-carbon-2023-sustainability-report.pdf> (Zugriff am: 14. Nov. 2024).
- [132] C. O. Okoye, I. Jones, M. Zhu, Z. Zhang und D. Zhang, „Manufacturing of carbon black from spent tyre pyrolysis oil – A literature review“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 279, 2021, Art. no. 123336, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.123336.
- [133] J.-B. Donnet, Hg., *Carbon Black: Science and Technology*. 2nd ed., revised and expanded. New York: Marcel Dekker Inc., 1993.
- [134] European Commission, *Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals - Solids and Others*. Brussels, Aug. 2007 [Online]. Verfügbar unter: https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2019-11/lvic-s_bref_0907.pdf (Zugriff am: 5. Dez. 2025).
- [135] J. F. Auchter, T. Kälin und Y. Sakuma, *Chemical Economics Handbook: CEH Marketing Research Report: Carbon Black*. SRI International, Menlo Park, CA, 2002.
- [136] International Carbon Black Association, *Carbon Black User's Guide: Safety, Health, & Environmental Information*. 2016. [Online]. Verfügbar unter: https://www.carbon-black.org/s/2016-ICBA-Carbon-Black-User-Guide_english.pdf (Zugriff am: 15. Okt. 2024).
- [137] *ASTM D1765 – 19, Classification System for Carbon Blacks Used in Rubber Products*, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2019.
- [138] A. Anjum, *Recovered carbon black from waste tire pyrolysis: Characteristics, performance and valorisation*. Dissertation, University of Twente, Enschede, 2021.
- [139] J. F. Auchter, *Chemical Economics Handbook: CEH Marketing Research Report: Carbon Black*. SRI International, Menlo Park, CA, 2005.
- [140] Ceresana Market Research, *Marktstudie Carbon Black (Einleitung)*. Feb. 2022. [Online]. Verfügbar unter: <https://ceresana.com/produkt/marktstudie-carbon-black-industrieruss> (Zugriff am: 16. Aug. 2023).
- [141] A. Leendertse und J. van Veen, *Dutch notes on Best Available Techniques for the carbon black industry*. The Hague: InfoMil, Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, 2002.

- [142] P. Quicker und M. Seitz, *Abschätzung der Potenziale und Bewertung der Techniken des thermochemischen Kunststoffrecyclings*. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Texte 154/2024, Nov. 2024.
- [143] A. Andooz, M. Egbalpour, E. Kowsari, S. Ramakrishna und Z. Ansari Cheshmeh, „A comprehensive review on pyrolysis from the circular economy point of view and its environmental and social effects“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 388, 2023, Art. no. 136021, doi: 10.1016/j.jclepro.2023.136021.
- [144] Z. Barahmand, L. Wang, J. B. Holm-Nielsen und M. Eikeland, „Significance of pyrolysis in the circular economy: An integrative review of technologies, potential chemicals, and separation techniques“, *Fuel*, Jg. 398, 2025, Art. no. 135539, doi: 10.1016/j.fuel.2025.135539.
- [145] F. Campuzano, R. C. Brown und J. D. Martínez, „Auger reactors for pyrolysis of biomass and wastes“, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Jg. 102, S. 372–409, 2019, doi: 10.1016/j.rser.2018.12.014.
- [146] M. Tripathi, J. N. Sahu und P. Ganesan, „Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review“, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Jg. 55, S. 467–481, 2016, doi: 10.1016/j.rser.2015.10.122.
- [147] A. Bieniek, W. Jerzak und A. Magdziarz, „Experimental studies of intermediate pyrolysis of woody and agricultural biomass in a fixed bed reactor“, *E3S Web of Conferences*, Jg. 323, 2021, Art. no. 00003, doi: 10.1051/e3sconf/202132300003.
- [148] M. Pahnla, A. Koskela, P. Sulasalmi und T. Fabritius, „A Review of Pyrolysis Technologies and the Effect of Process Parameters on Biocarbon Properties“, *Energies*, Jg. 16, Nr. 19, 2023, Art. no. 6936, doi: 10.3390/en16196936.
- [149] A. Al-Rumaihi, M. Shahbaz, G. McKay, H. Mackey und T. Al-Ansari, „A review of pyrolysis technologies and feedstock: A blending approach for plastic and biomass towards optimum biochar yield“, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Jg. 167, S. 112715, 2022, doi: 10.1016/j.rser.2022.112715.
- [150] W. Reschetilowski, Hg., *Handbuch Chemische Reaktoren*. Berlin, Heidelberg: Springer, 2020.

- [151] W. M. Lewandowski, K. Januszewicz und W. Kosakowski, „Efficiency and proportions of waste tyre pyrolysis products depending on the reactor type – A review“, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Jg. 140, S. 25–53, 2019, doi: 10.1016/j.jaap.2019.03.018.
- [152] J. D. Martínez, C. G. Jung und J. P. Bouysset, „Pyrolysis“ in *Tire Waste and Recycling*, T. Letcher, V. L. Shulman und S. Amirkhanian, Hg., 1. Aufl., Amsterdam: Elsevier (Academic Press), 2021, S. 165–224, doi: 10.1016/B978-0-12-820685-0.00028-4.
- [153] T. J. Schildhauer und F. Schillinger, „Reaktoren für Fluid-Feststoff-Reaktionen: Wirbelschichtreaktoren“ in *Springer Reference Naturwissenschaften, Handbuch Chemische Reaktoren*, W. Reschetilowski, Hg., Berlin, Heidelberg: Springer, 2020, S. 659–696, doi: 10.1007/978-3-662-56434-9_24.
- [154] R. Horn, „Reaktoren für Fluid-Feststoff-Reaktionen: Festbettreaktoren“ in *Springer Reference Naturwissenschaften, Handbuch Chemische Reaktoren*, W. Reschetilowski, Hg., Berlin, Heidelberg: Springer, 2020, S. 589–657, doi: 10.1007/978-3-662-56434-9_22.
- [155] M. Seitz und C. Hoffmann, „Reaktoren für Fluid-Feststoff-Reaktionen: Drehrohröfen“ in *Springer Reference Naturwissenschaften, Handbuch Chemische Reaktoren*, W. Reschetilowski, Hg., Berlin, Heidelberg: Springer, 2020, S. 723–750, doi: 10.1007/978-3-662-56434-9_26.
- [156] S. Bogdahn, C. Malek, E. Koch und D. Katrakova-Krüger, „Production and Characterization of Recovered Carbon Black (rCB) by Waste Tire Pyrolysis as a Potential Carbon Black (CB) Substitute“, *Advanced Materials & Sustainable Manufacturing*, Jg. 2, Nr. 2, 2025, Art. no. 10007, doi: 10.70322/amsm.2025.10007.
- [157] M. Kyari, A. Cunliffe und P. T. Williams, „Characterization of Oils, Gases, and Char in Relation to the Pyrolysis of Different Brands of Scrap Automotive Tires“, *Energy & Fuels*, Jg. 19, Nr. 3, S. 1165–1173, 2005, doi: 10.1021/ef049686x.
- [158] R. Murillo, E. Aylón, M. V. Navarro, M. S. Callén, A. Aranda und A. M. Mastral, „The application of thermal processes to valorise waste tyre“, *Fuel Processing Technology*, Jg. 87, Nr. 2, S. 143–147, 2006, doi: 10.1016/j.fuproc.2005.07.005.
- [159] *ISO 22095:2020-10, Chain of custody - General terminology and models*, International Organization for Standardization (ISO), Geneva, 2020.

- [160] W. Kaminsky, C. Mennerich und Z. Zhang, „Feedstock recycling of synthetic and natural rubber by pyrolysis in a fluidized bed“, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Jg. 85, 1-2, S. 334–337, 2009, doi: 10.1016/j.jaap.2008.11.012.
- [161] M. Laresgoiti, B. Caballero, I. de Marco, A. Torres, M. Cabrero und M. Chomón, „Characterization of the liquid products obtained in tyre pyrolysis“, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Jg. 71, Nr. 2, S. 917–934, 2004, doi: 10.1016/j.jaap.2003.12.003.
- [162] H. Westenberg, H. Gromes, D. Rechenbach, „Carbon Black from Tire-Derived Pyrolysis Oil“, *Kautschuk Gummi Kunststoffe (KGK)*, Jg. 74, 21/06, S. 47–51, 2021.
- [163] *ASTM D8178-22, Standard Terminology Relating to Recovered Carbon Black (rCB)*, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2022.
- [164] A. A. Merchant und M. A. Petrich, „Pyrolysis of scrap tires and conversion of chars to activated carbon“, *AIChE Journal (American Institute of Chemical Engineers)*, Jg. 39, Nr. 8, S. 1370–1376, 1993, doi: 10.1002/aic.690390814.
- [165] L. Tang und H. Huang, „Thermal plasma pyrolysis of used tires for carbon black recovery“, *Journal of Materials Science*, Jg. 40, Nr. 14, S. 3817–3819, 2005, doi: 10.1007/s10853-005-2552-0.
- [166] A. Chaala, H. Darmstadt und C. Roy, „Vacuum pyrolysis of electric cable wastes“, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Jg. 39, Nr. 1, S. 79–96, 1997, doi: 10.1016/S0165-2370(96)00964-3.
- [167] A. M. Ramírez-Arias, J. C. Moreno-Piraján und L. Giraldo, „Adsorption of Triton X-100 in aqueous solution on activated carbon obtained from waste tires for wastewater decontamination“, *Adsorption*, Jg. 26, Nr. 2, S. 303–316, 2020, doi: 10.1007/s10450-019-00157-8.
- [168] S. Bogdahn, E. Koch, D. Katrakova-Krüger und C. Malek, „Application of recovered Carbon Black (rCB) by waste tire pyrolysis as an alternative filler in elastomer products“, *Advanced Materials & Sustainable Manufacturing*, Jg. 2, Nr. 2, 2025, Art. no. 10008, doi: 10.70322/amsm.2025.10008.
- [169] R. Zhong, J. Xu, D. Hui, S. S. Bhosale und R. Hong, „Pyrolytic preparation and modification of carbon black recovered from waste tyres“, *Waste Management & Research*, Jg. 38, Nr. 1, S. 35–43, 2020, doi: 10.1177/0734242X19869987.

- [170] H. Darmstadt, C. Roy und S. Kaliaguine, „Characterization of pyrolytic carbon blacks from commercial tire pyrolysis plants“, *Carbon*, Jg. 33, Nr. 10, S. 1449–1455, 1995, doi: 10.1016/0008-6223(95)00096-V.
- [171] N. Cardona, F. Campuzano, M. Betancur, L. Jaramillo und J. D. Martínez, „Possibilities of carbon black recovery from waste tyre pyrolysis to be used as additive in rubber goods – a review“, *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, Nr. 437, 2018, Art. no. 012012, doi: 10.1088/1757-899X/437/1/012012.
- [172] F. Karabork und S. T. Tipirdamaz, „Influence of pyrolytic carbon black and pyrolytic oil made from used tires on the curing and (dynamic) mechanical properties of natural rubber (NR)/styrene-butadiene rubber (SBR) blends“, *Express Polymer Letters*, Jg. 10, Nr. 1, S. 72–82, 2016, doi: 10.3144/expresspolymlett.2016.8.
- [173] J. López-de-Uralde *et al.*, „Automatic Morphological Categorisation of Carbon Black Nano-aggregates“ in *Lecture Notes in Computer Science, Database and Expert Systems Applications*, D. Hutchison *et al.*, Hg., Berlin, Heidelberg: Springer, 2010, S. 185–193, doi: 10.1007/978-3-642-15251-1_15.
- [174] J. Pilusa und E. Muzenda, „Beneficiation of pyrolytic carbon black“, *International Journal of Chemical, Nuclear, Metallurgical and Materials Engineering*, Jg. 7, Nr. 10, 2013.
- [175] A. Chaala, H. Darmstadt und C. Roy, „Acid-base method for the demineralization of pyrolytic carbon black“, *Fuel Processing Technology*, Jg. 46, Nr. 1, S. 1–15, 1996, doi: 10.1016/0378-3820(95)00044-5.
- [176] J. D. Martínez, N. Cardona-Urbe, R. Murillo, T. García und J. M. López, „Carbon black recovery from waste tire pyrolysis by demineralization: Production and application in rubber compounding“, *Waste Management*, Jg. 85, S. 574–584, 2019, doi: 10.1016/j.wasman.2019.01.016.
- [177] C. M. Silva, C. Maganinho, A. Mendes, J. Rocha, I. Portugal und C. M. Silva, „Recovered carbon black: A comprehensive review of activation, demineralization, and incorporation in rubber matrices“, *Carbon Resources Conversion*, 2025, Art. no. 100334, doi: 10.1016/j.crcon.2025.100334.
- [178] S. N. R. M. Zaki, N. F. A. Zainal und C. C. Tay, „Global trends of waste tire pyrolysis research: a bibliometric analysis“, *Cleaner Energy Systems*, Jg. 10, S. 100181, 2025, doi: 10.1016/j.cles.2025.100181.

- [179] I. C. P. Diby, P. G. Atheba und S. Kaliaguine, „Controlled Air Oxidation for Surface Functionalization of Pyrolytic Carbon Black“, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, Jg. 61, Nr. 37, S. 13805–13815, 2022, doi: 10.1021/acs.iecr.2c01092.
- [180] J. Zhou, T. Yu, S. Wu, Z. Xie und Y. Yang, „Inverse Gas Chromatography Investigation of Rubber Reinforcement by Modified Pyrolytic Carbon Black from Scrap Tires“, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, Jg. 49, Nr. 4, S. 1691–1696, 2010, doi: 10.1021/ie9009217.
- [181] R. Bardestani und S. Kaliaguine, „Steam activation and mild air oxidation of vacuum pyrolysis biochar“, *Biomass and Bioenergy*, Jg. 108, S. 101–112, 2018, doi: 10.1016/j.biombioe.2017.10.011.
- [182] *DIN EN ISO 14040:2021-02, Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen*, Beuth Verlag, Berlin, 2021.
- [183] *DIN EN ISO 14044:2021-02, Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen*, Beuth Verlag, Berlin, 2021.
- [184] G. Finnveden *et al.*, „Recent developments in Life Cycle Assessment“, *Journal of environmental management*, Jg. 91, Nr. 1, S. 1–21, 2009, doi: 10.1016/j.jenvman.2009.06.018.
- [185] S. Singh, E. L. Gibbemeyer und B. R. Bakshi, „N footprint and the nexus between C and N footprints“ in *Assessing and Measuring Environmental Impact and Sustainability*, Elsevier, 2015, S. 195–220, doi: 10.1016/B978-0-12-799968-5.00006-3.
- [186] J. Kleinekorte *et al.*, „Life Cycle Assessment for the Design of Chemical Processes, Products, and Supply Chains“, *Annual review of chemical and biomolecular engineering*, Jg. 11, S. 203–233, 2020, doi: 10.1146/annurev-chembioeng-011520-075844.
- [187] B. Kumar und P. Verma, „Life cycle assessment: Blazing a trail for bioresources management“, *Energy Conversion and Management: X*, Jg. 10, 2021, Art. no. 100063, doi: 10.1016/j.ecmx.2020.100063.
- [188] *DIN CEN ISO/TS 14071:2016-06, Umweltmanagement - Ökobilanz - Prozesse der Kritischen Prüfung und Kompetenzen der Prüfer: Zusätzliche Anforderungen und Anleitungen zu ISO 14044*, Beuth Verlag, Berlin, 2016.
- [189] R. Frischknecht, *Lehrbuch der Ökobilanzierung*. Berlin, Heidelberg: Springer, 2020.

- [190] Intergovernmental Panel on Climate Change, *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 2021.
- [191] *DIN EN ISO 14067:2019-02, Treibhausgase - Carbon Footprint von Produkten - Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung*, Beuth Verlag, Berlin, 2019.
- [192] S. Lewandowski, A. Ullrich und N. Gronau, „Normen zur Berechnung des CO₂-Fußabdrucks“, *Industrie 4.0 Management*, Jg. 2021, Nr. 4, S. 17–20, 2021, doi: 10.30844/I40M_21-4_S17-20.
- [193] M. Nda, M. S. Adnan, K. A. Ahmad, N. Usman, M. A. M. Razi und Z. Daud, „A Review on the Causes, Effects and Mitigation of Climate Changes on the Environmental Aspects“, *International Journal of Integrated Engineering*, Jg. 10, Nr. 4, 2018, doi: 10.30880/ijie.2018.10.04.027.
- [194] H. Hottenroth, B. Joa und M. Schmidt, *Carbon Footprints für Produkte: Handbuch für die betriebliche Praxis kleiner und mittlerer Unternehmen*. Münster: Monsenstein und Vannerdat, 2014.
- [195] M. A. J. Huijbregts *et al.*, „ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level“, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 22, Nr. 2, S. 138–147, 2017, doi: 10.1007/s11367-016-1246-y.
- [196] J. Bare, „TRACI 2.0: the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0“, *Clean Technologies and Environmental Policy*, Jg. 13, Nr. 5, S. 687–696, 2011, doi: 10.1007/s10098-010-0338-9.
- [197] J. B. Guinée, Hg., *Handbook on life cycle assessment: Operational guide to the ISO standards*. Dordrecht: Kluwer, 2002.
- [198] M. Goedkoop und R. Spriensma, *Eco-indicator 99 Methodology report: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*. PRé Consultants, Amersfoort, 2001.
- [199] European Commission, Commission Recommendation 2013/179/EU of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations (Text with EEA relevance). Official Journal of the European Union, L 124, 4. Mai 2013, Brussels. CELEX: 32013H0179.

- [200] R. Pant und L. Zampori, *Suggestions for updating the organisation environmental footprint (OEF) method*. European Commission, Joint Research Centre (JRC), EUR 29873 EN. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2019.
- [201] ISO/TR 14047:2012-06, *Umweltmanagement - Ökobilanz - Beispiele zur Anwendung von ISO 14044 zur Wirkungsabschätzung*, Beuth Verlag, Berlin, 2012.
- [202] ISO/TS 14048:2002-04, *Umweltmanagement - Ökobilanz - Datendokumentationsformat*, Beuth Verlag, Berlin, 2002.
- [203] ISO/TR 14049:2012-06, *Umweltmanagement - Ökobilanz - Beispiele zur Anwendung von ISO 14044 zur Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie zur Sachbilanz*, Beuth Verlag, Berlin, 2012.
- [204] C. Gaudreault, „Methods for open-loop recycling allocation in life cycle assessment and carbon footprint studies of paper products“, *National Council for Air and Stream Improvement (NCASI) Technical Bulletin*, S. 1–109, 2012.
- [205] M. Messagie, F. Boureima, J. Mertens, J. Sanfelix, C. Macharis und J. Mierlo, „The Influence of Allocation on the Carbon Footprint of Electricity Production from Waste Gas, a Case Study for Blast Furnace Gas“, *Energies*, Jg. 6, Nr. 3, S. 1217–1232, 2013, doi: 10.3390/en6031217.
- [206] G. Bergsma und M. Sevenster, *End-of-life best approach for allocating recycling benefits in LCAs of metal packaging*. Report, CE Delft, Delft, 2013.
- [207] T. Ekvall, A. Björklund, G. Sandin, K. Jelse, J. Lagergren und M. Rydberg, *Modeling recycling in life cycle assessment*. Final project report, Report No. 2020:05. IVL Swedish Environmental Research Institute, Gothenburg, 2020.
- [208] I. S. Lase *et al.*, „How much can chemical recycling contribute to plastic waste recycling in Europe? An assessment using material flow analysis modeling“, *Resources, Conservation and Recycling*, Jg. 192, 2023, Art. no. 106916, doi: 10.1016/j.resconrec.2023.106916.
- [209] L. Pires Costa, D. M. Vaz de Miranda und J. C. Pinto, „Critical Evaluation of Life Cycle Assessment Analyses of Plastic Waste Pyrolysis“, *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, Jg. 10, Nr. 12, S. 3799–3807, 2022, doi: 10.1021/acssuschemeng.2c00265.

- [210] Q. Liu *et al.*, „The role of plastic chemical recycling processes in a circular economy context“, *Chemical Engineering Journal*, Jg. 498, 2024, Art. no. 155227, doi: 10.1016/j.cej.2024.155227.
- [211] H. Jeswani *et al.*, „Life cycle environmental impacts of chemical recycling via pyrolysis of mixed plastic waste in comparison with mechanical recycling and energy recovery“, *The Science of the total environment*, Jg. 769, 2021, Art. no. 144483, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.144483.
- [212] S. Das, C. Liang und J. B. Dunn, „Plastics to fuel or plastics: Life cycle assessment-based evaluation of different options for pyrolysis at end-of-life“, *Waste Management*, Jg. 153, S. 81–88, 2022, doi: 10.1016/j.wasman.2022.08.015.
- [213] U. Arena, F. Parrillo und F. Ardolino, „An LCA answer to the mixed plastics waste dilemma: Energy recovery or chemical recycling?“, *Waste Management*, Jg. 171, S. 662–675, 2023, doi: 10.1016/j.wasman.2023.10.011.
- [214] R. Hermanns, A. Kraft, P. Hartmann und R. Meys, „Comparative Life Cycle Assessment of Pyrolysis – Recycling Germany's Sorted Mixed Plastic Waste“, *Chemie Ingenieur Technik*, Jg. 95, Nr. 8, S. 1259–1267, 2023, doi: 10.1002/cite.202300041.
- [215] G. Vinci, L. Gobbi, D. Porcaro, S. Pinzi, M. Carmona-Cabello und M. Ruggeri, „Environmental Evaluation of Chemical Plastic Waste Recycling: A Life Cycle Assessment Approach“, *Resources*, Jg. 13, 2024, Art. no. 176, doi: 10.3390/resources13120176.
- [216] H. Yaqoob *et al.*, „Current Status and Potential of Tire Pyrolysis Oil Production as an Alternative Fuel in Developing Countries“, *Sustainability*, Jg. 13, 2021, Art. no. 3214, doi: 10.3390/su13063214.
- [217] A. Corti und L. Lombardi, „End life tyres: Alternative final disposal processes compared by LCA“, *Energy*, Jg. 29, 12-15, S. 2089–2108, 2004, doi: 10.1016/j.energy.2004.03.014.
- [218] Y. Dong, Y. Zhao, M. U. Hossain, Y. He und P. Liu, „Life cycle assessment of vehicle tires: A systematic review“, *Cleaner Environmental Systems*, Jg. 2, 2021, Art. no. 100033, doi: 10.1016/j.cesys.2021.100033.

- [219] I. Bakas, B. Jørgensen Kjær, A. Schmidt, N. Hedal Kløverpri, R. Vogt und J. Giegrich, *Ökobilanzieller Vergleich zweier Verwertungsalternativen für Altreifen: Stoffliche Verwertung und Mitverbrennung im Zementofen: Kurzfassung*. Apr. 2017. [Online]. Verfügbar unter: https://genan.eu/wp-content/uploads/2017/04/Okobilanz-Studie_Stoffliche_Verwertung_und_Mitverbrennung_im_Zementofen.pdf (Zugriff am: 8. Nov. 2024).
- [220] X. Li, H. Xu, Y. Gao und Y. Tao, „Comparison of end-of-life tire treatment technologies: a Chinese case study“, *Waste Management*, Jg. 30, Nr. 11, S. 2235–2246, 2010, doi: 10.1016/j.wasman.2010.06.006.
- [221] R. Feraldi, S. Cashman, M. Huff und L. Raahauge, „Comparative LCA of treatment options for US scrap tires: material recycling and tire-derived fuel combustion“, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 18, Nr. 3, S. 613–625, 2013, doi: 10.1007/s11367-012-0514-8.
- [222] J. Blömer, P. Kleingarn, P. Priewasser und C. Guth, *Abschlussbericht: Ökologische und ökonomische Bilanzierung der Runderneuerung von Nutzfahrzeugreifen*. Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), Projekt-AZ 37347/01. Willich, 2023. [Online]. Verfügbar unter: https://opac.dbu.de/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-37347_01-Hauptbericht.pdf (Zugriff am: 5. Feb. 2025).
- [223] T. Buadit, A. Ussawarujikulchai, K. Suchiva, S. Papong, H. Ma und C. Rattanapan, „Environmental impact of passenger car tire supply chain in Thailand using the life cycle assessment method“, *Sustainable Production and Consumption*, Jg. 37, S. 156–168, 2023, doi: 10.1016/j.spc.2023.02.013.
- [224] D. Maga, V. Aryan und J. Blömer, „A comparative life cycle assessment of tyre recycling using pyrolysis compared to conventional end-of-life pathways“, *Resources, Conservation and Recycling*, Jg. 199, 2023, Art. no. 107255, doi: 10.1016/j.resconrec.2023.107255.
- [225] D. Maga, V. Aryan und J. Blömer, *Comparative Life Cycle Assessment of End-of-Life Options for Used Tires*. [Online]. Verfügbar unter: https://www.pyrum.net/wp-content/uploads/2022-09-16_extern_pyrum_lca_ergebnisse.pdf (Zugriff am: 19. Feb. 2025).

- [226] C. Clauzade, P. Osset, C. Hugrel, A. Chappert, M. Durande und M. Palluau, „Life cycle assessment of nine recovery methods for end-of-life tyres“, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 15, Nr. 9, S. 883–892, 2010, doi: 10.1007/s11367-010-0224-z.
- [227] European Commission, *Circular Plastics Alliance (CPA) - Guidance on Waste Definitions*. Sep. 2021. [Online]. Verfügbar unter: <https://ec.europa.eu/docsroom/documents/46954/attachments/8/translations/en/renditions/pdf> (Zugriff am: 2. Dez. 2024).
- [228] Together for Sustainability (TfS), *The Product Carbon Footprint Guideline for the Chemical Industry: Specification for Product Carbon Footprint and Corporate Scope 3.1 Emission Accounting and Reporting (Version 3.0)*. Dez. 2024. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.tfs-initiative.com/app/uploads/2024/12/TfS-PCF-Guidelines-2024.pdf> (Zugriff am: 8. Apr. 2025).
- [229] P. Suski und K. Wiesen, „Einsatz von Sekundärmaterial vs. recyclinggerechtes Design: Diskussion verschiedener End-of-Life-Allokationen unter Berücksichtigung der europäischen Abfallhierarchie“, *uwf UmweltWirtschaftsForum*, Jg. 24, Nr. 1, S. 7–13, 2016, doi: 10.1007/s00550-016-0395-6.
- [230] R. Frischknecht, „LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency“, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 15, Nr. 7, S. 666–671, 2010, doi: 10.1007/s11367-010-0201-6.
- [231] J. Atherton, „Declaration by the Metals Industry on Recycling Principles“, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 12, Nr. 1, S. 59–60, 2007, doi: 10.1065/lca2006.11.283.
- [232] R. Gulati, D. Shin und E. Tedards, *Together for Sustainability: Harvard Business School Case 424-062*. Harvard Business School, Mai 2024.
- [233] World Resources Institute & World Business Council for Sustainable Development, *Greenhouse Gas Protocol - Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard*. Sep. 2011. [Online]. Verfügbar unter: https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards/Product-Life-Cycle-Accounting-Reporting-Standard_041613.pdf (Zugriff am: 14. Apr. 2024).

- [234] Partnership for Carbon Transparency, *Pathfinder Framework: Guidance for the Accounting and Exchange of Product Life Cycle Emissions (Version 2.0)*. Jan. 2023. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.wbcsd.org/wp-content/uploads/2023/01/PACT-Pathfinder-Framework-WBCSD.pdf> (Zugriff am: 7. Jan. 2024).
- [235] *Product Category Rules (PCR) for preparing an Environmental Product Declaration (EPD) for the Product Category: Tires*, PCR UL-10006 Tires (Version 3.05), UL Environment, 2017.
- [236] *Product Category Rule (PCR) Guidance for Tires (Draft): PCR Guidance for Tires: EPD Requirements*, PCR UL-10006 Tires (Version 4.0, TBD), UL Environment, 2025.
- [237] ASTM International, *D36 Committee, Work Item WK84622 - New Practice for Preparing Life Cycle Assessments for Recovered Carbon Black Products (Interim Product Category Rules)*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.astm.org/workitem-wk84622> (Zugriff am: 16. Nov. 2024).
- [238] M. Heydari, M. Rahman und R. Gupta, „Kinetic Study and Thermal Decomposition Behavior of Lignite Coal“, *International Journal of Chemical Engineering*, Jg. 2015, S. 1–9, 2015, doi: 10.1155/2015/481739.
- [239] A. M. Ramírez Arias, J. C. Moreno-Piraján und L. Giraldo, „Kinetic Study of Waste Tire Pyrolysis Using Thermogravimetric Analysis“, *ACS omega*, Jg. 7, Nr. 19, S. 16298–16305, 2022, doi: 10.1021/acsomega.1c06345.
- [240] A. Aboulkas, K. El harfi und A. El Bouadili, „Thermal degradation behaviors of polyethylene and polypropylene. Part I: Pyrolysis kinetics and mechanisms“, *Energy Conversion and Management*, Jg. 51, Nr. 7, S. 1363–1369, 2010, doi: 10.1016/j.enconman.2009.12.017.
- [241] K. Januszewicz, M. Klein, E. Klugmann-Radziemska und D. Kardas, „Thermogravimetric analysis/ pyrolysis of used tyres and waste rubber“, *Physicochemical Problems of Mineral Processing*, Jg. 53, Nr. 2, S. 802–811, 2017, doi: 10.5277/ppmp170211.
- [242] I. Dubdub und M. Al-Yaari, „Pyrolysis of Low Density Polyethylene: Kinetic Study Using TGA Data and ANN Prediction“, *Polymers*, Jg. 12, Nr. 4, 2020, Art. no. 891, doi: 10.3390/polym12040891.

- [243] P. E. Sánchez-Jiménez, L. A. Pérez-Maqueda, A. Perejón und J. M. Criado, „Generalized master plots as a straightforward approach for determining the kinetic model: The case of cellulose pyrolysis“, *Thermochimica Acta*, Jg. 552, S. 54–59, 2013, doi: 10.1016/j.tca.2012.11.003.
- [244] L. Wang, H. Lei, J. Liu und Q. Bu, „Thermal decomposition behavior and kinetics for pyrolysis and catalytic pyrolysis of Douglas fir“, *RSC advances*, Jg. 8, Nr. 4, S. 2196–2202, 2018, doi: 10.1039/c7ra12187c.
- [245] C. G. Mothé und I. C. de Miranda, „Study of kinetic parameters of thermal decomposition of bagasse and sugarcane straw using Friedman and Ozawa–Flynn–Wall isoconversional methods“, *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, Jg. 113, Nr. 2, S. 497–505, 2013, doi: 10.1007/s10973-013-3163-7.
- [246] H.-W. Cui *et al.*, „Using the Friedman method to study the thermal degradation kinetics of photonicallly cured electrically conductive adhesives“, *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, Jg. 119, Nr. 1, S. 425–433, 2015, doi: 10.1007/s10973-014-4195-3.
- [247] J. M. Criado, P. E. Sánchez-Jiménez und L. A. Pérez-Maqueda, „Critical study of the isoconversional methods of kinetic analysis“, *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, Jg. 92, Nr. 1, S. 199–203, 2008, doi: 10.1007/s10973-007-8763-7.
- [248] H. L. Friedman, „Kinetics of thermal degradation of char-forming plastics from thermogravimetry. Application to a phenolic plastic“, *Journal of Polymer Science Part C: Polymer Symposia*, Jg. 6, Nr. 1, S. 183–195, 1964, doi: 10.1002/polc.5070060121.
- [249] B. Saha und A. K. Ghoshal, „Model-free kinetics analysis of ZSM-5 catalyzed pyrolysis of waste LDPE“, *Thermochimica Acta*, Jg. 453, Nr. 2, S. 120–127, 2007, doi: 10.1016/j.tca.2006.11.012.
- [250] D. Irmak Aslan, P. Parthasarathy, J. L. Goldfarb und S. Ceylan, „Pyrolysis reaction models of waste tires: Application of Master-Plots method for energy conversion via devolatilization“, *Waste Management*, Jg. 68, S. 405–411, 2017, doi: 10.1016/j.wasman.2017.06.006.
- [251] C. Wang *et al.*, „Study on the Pyrolysis Kinetics and Mechanisms of the Tread Compounds of Silica-Filled Discarded Car Tires“, *Polymers*, Jg. 12, Nr. 4, 2020, Art. no. 810, doi: 10.3390/polym12040810.

- [252] H.-J. Gehrmann, *Mathematische Modellierung und experimentelle Untersuchungen zur Pyrolyse von Abfällen in Drehrohrsystemen*. Dissertation, Bauhaus-Universität Weimar, Weimar, 2005.
- [253] Z. Zhang, Y. Wu, H. Li, X. Li und X. Gao, „A simple step-change method to determine mean residence time in rotary kiln and a predictive model at low inclination“, *Powder Technology*, Jg. 333, S. 30–37, 2018, doi: 10.1016/j.powtec.2018.04.002.
- [254] J. D. Sullivan, C. G. Maier und O. C. Ralston, „Passage of solid particles through rotary cylindrical kilns“, *U.S. Bureau of Mines Technical Paper*, No. 384, 1927.
- [255] W. C. Saeman, „Passage of solids through rotary kilns: Factors affecting time of passage“, *Chemical Engineering Progress*, S. 508–514, 1951.
- [256] H. Kramers und P. Croockewit, „The passage of granular solids through inclined rotary kilns“, *Chemical Engineering Science*, Jg. 1, Nr. 6, S. 259–265, 1952, doi: 10.1016/0009-2509(52)87019-8.
- [257] L. Våhl und W. G. Kingma, „Transport of solids through horizontal rotary cylinders“, *Chemical Engineering Science*, Jg. 1, Nr. 6, S. 253–258, 1952, doi: 10.1016/0009-2509(52)87018-6.
- [258] R. Hogg, K. Shoji und L. G. Austin, „Axial transport of dry powders in horizontal rotating cylinders“, *Powder Technology*, Nr. 9, S. 99–106, 1974.
- [259] L. G. Austin, K. Shoji, R. Hogg, J. Carlson und R. Flemmer, „Flow rates of dry powders in inclined rotating cylinders under open-ended discharge conditions“, *Powder Technology*, Nr. 20, S. 219–225, 1978.
- [260] A. Afacan und J. H. Masliyah, „Solids hold-up in rotary drums“, *Powder Technology*, Jg. 61, Nr. 2, S. 179–184, 1990, doi: 10.1016/0032-5910(90)80153-P.
- [261] M. Hehl, H. Kroeger, H. Helmrich und K. Schuegerl, „Longitudinal mixing in horizontal rotary drum reactors“, *Powder Technology*, Nr. 20, S. 29–37, 1978.
- [262] R. J. Spurling, J. F. Davidson und D. M. Scott, „Flow of Granular Material through Rotating Cylinders: Modelling Transients“, *Materials Research Society Symposium Proceedings*, Jg. 627, 2000, doi: 10.1557/PROC-627-BB5.5.
- [263] N. Descoins, J.-L. Dirion und T. Howes, „Solid transport in a pyrolysis pilot-scale rotary kiln: preliminary results – stationary and dynamic results“, *Chemical Engineering and Processing*, Jg. 44, Nr. 2, S. 315–321, 2005, doi: 10.1016/j.cep.2004.02.025.

- [264] R. J. Spurling, J. F. Davidson und D. M. Scott, „The Transient Response of Granular Flows in an Inclined Rotating Cylinder“, *Chemical Engineering Research and Design*, Jg. 79, Nr. 1, S. 51–61, 2001, doi: 10.1205/026387601528525.
- [265] X. Y. Liu und E. Specht, „Mean residence time and hold-up of solids in rotary kilns“, *Chemical Engineering Science*, Jg. 61, Nr. 15, S. 5176–5181, 2006, doi: 10.1016/j.ces.2006.03.054.
- [266] E. Specht und F. H. Becker, „Drehrohröfen“ in *Dubbel*, K.-H. Grote und J. Feldhusen, Hg., Berlin, Heidelberg: Springer, 2014, S. 690–699, doi: 10.1007/978-3-642-38891-0_65.
- [267] E. Specht, Y.-C. Shi, H. Woche, J. Knabbe und U. Sprinz, „Experimental investigation of solid bed depth at the discharge end of rotary kilns“, *Powder Technology*, Jg. 197, 1-2, S. 17–24, 2010, doi: 10.1016/j.powtec.2009.08.024.
- [268] R. J. Spurling, *Granular Flow in an Inclined Rotating Cylinder: Steady State and Transients*. Dissertation, Department of Chemical Engineering, University of Cambridge, Cambridge, 2000.
- [269] P. S. T. Sai, G. D. Surender, A. D. Damodaran, V. Suresh, Z. G. Philip und K. Sankaran, „Residence time distribution and material flow studies in a rotary kiln“, *Metallurgical Transactions B*, Jg. 21, Nr. 6, S. 1005–1011, 1990, doi: 10.1007/BF02670271.
- [270] Y. Gao, F. J. Muzzio und M. G. Ierapetritou, „A review of the Residence Time Distribution (RTD) applications in solid unit operations“, *Powder Technology*, Jg. 228, S. 416–423, 2012, doi: 10.1016/j.powtec.2012.05.060.
- [271] I. J. Paredes *et al.*, „The effect of operating conditions on the residence time distribution and axial dispersion coefficient of a cohesive powder in a rotary kiln“, *Chemical Engineering Science*, Jg. 158, S. 50–57, 2017, doi: 10.1016/j.ces.2016.09.028.
- [272] C. Malek, „Vereinfachte Modellierung der Stickstoffoxidbildung unter gleichzeitiger Berücksichtigung des Ausbrandes bei einer Staubfeuerung“, *VDI Berichte*, Nr. 1090, S. 391–406, 1993.
- [273] E. B. Nauman, „Residence Time Theory“, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, Jg. 47, Nr. 10, S. 3752–3766, 2008, doi: 10.1021/ie071635a.

- [274] P. Markström, N. Berguerand und A. Lyngfelt, „The application of a multistage-bed model for residence-time analysis in chemical-looping combustion of solid fuel“, *Chemical Engineering Science*, Jg. 65, Nr. 18, S. 5055–5066, 2010, doi: 10.1016/j.ces.2010.06.029.
- [275] D. Kunii und O. Levenspiel, „The RTD and Size Distribution of Solids in Fluidized Beds“ in *Fluidization Engineering*, D. Kunii und O. Levenspiel, Hg., 2. Aufl. Oxford: Butterworth – Heinemann, 1991, S. 337–358.
- [276] E. Müller-Erlwein, *Chemische Reaktionstechnik*, 2. Aufl. Wiesbaden: Teubner Verlag, 2007.
- [277] P.V. Danckwerts, „Continuous flow systems: Distribution of residence times“, *Chemical Engineering Science*, Jg. 2, Nr. 1, S. 1–13, 1953, doi: 10.1016/0009-2509(53)80001-1.
- [278] I. Barin, *Thermochemical data of pure substances*, 3. Aufl. Weinheim: VCH, 1995.
- [279] W. A. Kyei-Manu *et al.*, „Thermomechanical Characterization of Carbon Black Reinforced Rubbers During Rapid Adiabatic Straining“, *Frontiers in Materials*, Jg. 8, 2021, Art. no. 743146, doi: 10.3389/fmats.2021.743146.
- [280] N. Querejeta, S. García, N. Álvarez-Gutiérrez, F. Rubiera und C. Pevida, „Measuring heat capacity of activated carbons for CO₂ capture“, *Journal of CO₂ Utilization*, Jg. 33, S. 148–156, 2019, doi: 10.1016/j.jcou.2019.05.018.
- [281] J. I. Osayi, S. Iyuke, M. O. Daramola, P. Osifo, I. J. van der Walt und S. E. Ogbeide, „Evaluation of pyrolytic oil from used tires and natural rubber (*Hevea brasiliensis*)“, *Chemical Engineering Communications*, Jg. 205, Nr. 6, S. 805–821, 2018, doi: 10.1080/00986445.2017.1422493.
- [282] J. Han, W. Li, D. Liu, L. Qin, W. Chen und F. Xing, „Pyrolysis characteristic and mechanism of waste tyre: A thermogravimetry-mass spectrometry analysis“, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Jg. 129, S. 1–5, 2018, doi: 10.1016/j.jaap.2017.12.016.
- [283] O. Bičáková und P. Straka, „Co-pyrolysis of waste tire/coal mixtures for smokeless fuel, maltenes and hydrogen-rich gas production“, *Energy Conversion and Management*, Jg. 116, S. 203–213, 2016, doi: 10.1016/j.enconman.2016.02.069.

- [284] M. Betancur, J. D. Martínez und R. Murillo, „Production of activated carbon by waste tire thermochemical degradation with CO₂“, *Journal of hazardous materials*, Jg. 168, S. 882–887, 2009, doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.02.167.
- [285] H. Wang *et al.*, „Effect of high heating rates on products distribution and sulfur transformation during the pyrolysis of waste tires“, *Waste Management*, Jg. 118, S. 9–17, 2020, doi: 10.1016/j.wasman.2020.08.015.
- [286] B. B. Uzun und E. Yaman, „Thermogravimetric characteristics and kinetics of scrap tyre and Juglans regia shell co-pyrolysis“, *Waste Management & Research*, Jg. 32, Nr. 10, S. 961–970, 2014, doi: 10.1177/0734242X14539722.
- [287] D. Pantea, H. Darmstadt, S. Kaliaguine und C. Roy, „Heat-treatment of carbon blacks obtained by pyrolysis of used tires. Effect on the surface chemistry, porosity and electrical conductivity“, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Jg. 67, Nr. 1, S. 55–76, 2003, doi: 10.1016/S0165-2370(02)00017-7.
- [288] X. Tian *et al.*, „A novel approach of reapplication of carbon black recovered from waste tyre pyrolysis to rubber composites“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 280, S. 124460, 2021, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.124460.
- [289] C. Roy, A. Chaala und H. Darmstadt, „The vacuum pyrolysis of used tires: End-uses for oil and carbon black products“, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Jg. 51, Nr. 1, S. 201–221, 1999, doi: 10.1016/S0165-2370(99)00017-0.
- [290] M. S. Hossain und A. N. M. M. Rahman, „Production of Liquid Fuel from Pyrolysis of WasteTires“, *International Journal of Scientific & Engineering Research*, Jg. 6, Nr. 11, S. 1224–1229, 2015, doi: 10.14299/ijser.2015.11.013.
- [291] J. Nisar *et al.*, „Pyrolysis of waste tire rubber: Influence of temperature on pyrolysates yield“, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Jg. 6, Nr. 2, S. 3469–3473, 2018, doi: 10.1016/j.jece.2018.05.021.
- [292] F. Xu *et al.*, „Parametric investigation of the effects on waste tire pyrolysis oil in a downdraft tube reactor“, *Energy*, Jg. 314, 2025, Art. no. 134267, doi: 10.1016/j.energy.2024.134267.
- [293] P. T. Williams und A. J. Brindle, „Fluidised bed pyrolysis and catalytic pyrolysis of scrap tyres“, *Environmental technology*, Jg. 24, Nr. 7, S. 921–929, 2003, doi: 10.1080/09593330309385629.

- [294] D. Leung, X. L. Yin, Z. L. Zhao, B. Y. Xu und Y. Chen, „Pyrolysis of tire powder: influence of operation variables on the composition and yields of gaseous product“, *Fuel Processing Technology*, Jg. 79, Nr. 2, S. 141–155, 2002, doi: 10.1016/S0378-3820(02)00109-1.
- [295] A. Million, C. Papadimitriou und X. Liao, *Deliverable D9.4: Environmental life cycle assessment of the BlackCycle and alternative ELT value*. BlackCycle Project, EC Grant Agreement No. 869625, 15. Sep. 2024.
- [296] Schwalbe - Ralf Bohle GmbH, *Schwalbe Recycling System - Tires*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.schwalbe.com/en/recycling-system/#tire-recycling> (Zugriff am: 18. Nov. 2024).
- [297] Pyrum Innovations AG, *Thermolysis of bicycle tyres: The world's first holistic bicycle tyre recycling system*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.pyrum.net/en/solutions/bicycle-tyre-recycling/> (Zugriff am: 2. Okt. 2025).
- [298] P. Fuc, P. Kurczewski, A. Lewandowska, E. Nowak, J. Selech und A. Ziolkowski, „An environmental life cycle assessment of forklift operation: a well-to-wheel analysis“, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Jg. 21, Nr. 10, S. 1438–1451, 2016, doi: 10.1007/s11367-016-1104-y.
- [299] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Recycling potential steel profile (D); Recycling potential; production mix, at plant; 95% primary metal content to recycling (en)*. Sphera data set GUID: 49bf96a4-064e-4e34-a60b-2a8a4b6b1df3.
- [300] Wirtschaftsvereinigung Stahl, *Daten und Fakten zur Stahlindustrie in Deutschland*. Dez. 2023. [Online]. Verfügbar unter: https://www.wvstahl.de/wp-content/uploads/WV-Stahl_Fakten-2023_Web.pdf (Zugriff am: 19. Mai 2025).
- [301] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: EAF Steel billet / slab / bloom; EAF route; production mix, at plant; Crude steel (en)*. Sphera data set GUID: 4adb03ff-6762-4a6d-9279-1a02a4a392a4.
- [302] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: BF Steel billet / slab / bloom; BF route; production mix, at plant; Crude steel (en)*. Sphera data set GUID: 7b79d1c5-6208-49b2-9ef1-5bfe86d310dd.
- [303] B. Acevedo, A. M. Fernández und C. Barriocanal, „Identification of polymers in waste tyre reinforcing fibre by thermal analysis and pyrolysis“, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Jg. 111, S. 224–232, 2015, doi: 10.1016/j.jaap.2014.11.005.

- [304] D. Landi, S. Gigli, M. Germani und M. Marconi, „Investigating the feasibility of a reuse scenario for textile fibres recovered from end-of-life tyres“, *Waste Management*, Jg. 75, S. 187–204, 2018, doi: 10.1016/j.wasman.2018.02.018.
- [305] A. Fazli und D. Rodrigue, „Sustainable Reuse of Waste Tire Textile Fibers (WTTTF) as Reinforcements“, *Polymers*, Jg. 14, 2022, Art. no. 3933, doi: 10.3390/polym14193933.
- [306] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Polyamide (PA) 6.6 in waste incineration plant (0% H₂O content); waste-to-energy plant with dry flue gas treatment, without collection, transport and pre-treatment; production mix (region specific plants), at plant; SNCR 100% / Heating value 31 MJ/kg / Electrical efficiency 12,9 % / Heat efficiency 24,4 % (en)*. Sphera data set GUID: 4fca17f8-8c29-4bd5-849f-0f3f9260d386.
- [307] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Electricity grid mix; AC, technology mix; consumption mix, to consumer; <1kV (en)*. Sphera data set GUID: 48ab6f40-203b-4895-8742-9bdbef55e494.
- [308] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Thermal energy from natural gas; technology mix regarding firing and flue gas cleaning; production mix, at heat plant; 100% efficiency (en)*. Sphera data set GUID: 009f27a6-f336-4200-81c0-28e4fa5638a4.
- [309] A. Aranda Usón, G. Ferreira, I. Zabalza Bribián und D. Zambrana Vásquez, „Study of the environmental performance of end-of-life tyre recycling through a simplified mathematical approach“, *Thermal Science*, Jg. 16, Nr. 3, S. 889–899, 2012, doi: 10.2298/TSCI120212129A.
- [310] V. Malijonyte, E. Dace, F. Romagnoli, I. Kliopova und M. Gedrovics, „A Comparative Life Cycle Assessment of Energy Recovery from end-of-life Tires and Selected Solid Waste“, *Energy Procedia*, Jg. 95, S. 257–264, 2016, doi: 10.1016/j.egypro.2016.09.064.
- [311] S. Gigli, D. Landi und M. Germani, „Cost-benefit analysis of a circular economy project: a study on a recycling system for end-of-life tyres“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 229, S. 680–694, 2019, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.03.223.
- [312] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Municipal waste in waste incineration plant (38.6% H₂O content); waste-to-energy plant with dry flue gas treatment, without collection, transport and pre-treatment; production mix (region specific plants), at plant; SNCR 100% / Heating value 10,4 MJ/kg / Electrical efficiency 11,1 % / Heat efficiency 26,2 % (en)*. Sphera data set GUID: 4f13502c-8324-438c-9ae6-7ba2a1cf4bc2.

- [313] J. Zeaiter, F. Azizi, M. Lameh, D. Milani, H. Y. Ismail und A. Abbas, „Waste tire pyrolysis using thermal solar energy: An integrated approach“, *Renewable Energy*, Jg. 123, S. 44–51, 2018, doi: 10.1016/j.renene.2018.02.030.
- [314] Q. Wu, S. Leng, Q. Zhang und J. Xiao, „Resource and environmental assessment of pyrolysis-based high-value utilization of waste passenger tires“, *Waste Management*, Jg. 126, S. 201–208, 2021, doi: 10.1016/j.wasman.2021.03.008.
- [315] A. T. Hoang, T. H. Nguyen und H. P. Nguyen, „Scrap tire pyrolysis as a potential strategy for waste management pathway: a review“, *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, Jg. 46, Nr. 1, S. 6305–6322, 2020, doi: 10.1080/15567036.2020.1745336.
- [316] E. Aylón, A. Fernández-Colino, M. V. Navarro, R. Murillo, T. García und A. M. Mastral, „Waste Tire Pyrolysis: Comparison between Fixed Bed Reactor and Moving Bed Reactor“, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, Jg. 47, Nr. 12, S. 4029–4033, 2008, doi: 10.1021/ie071573o.
- [317] C. Berrueco, E. Esperanza, F. J. Mastral, J. Ceamanos und P. García-Bacaicoa, „Pyrolysis of waste tyres in an atmospheric static-bed batch reactor: Analysis of the gases obtained“, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Jg. 74, 1-2, S. 245–253, 2005, doi: 10.1016/j.jaap.2004.10.007.
- [318] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Iron (II) sulphate; reacting iron ore with dilute sulphuric acid; single route, at plant; 2.84 g/cm³, 151.91 g/mol (en)*. Sphera data set GUID: e6d61aab-3a3a-4f02-91ed-fa63c0665722.
- [319] Arbeitsgemeinschaft für sparsamen und umweltfreundlichen Energieverbrauch e.V., *BHKW-Kenndaten 2011: Module, Anbieter, Kosten*. Feb. 2011 [Online]. Verfügbar unter: <https://www.bhkw-infozentrum.de/download/asue-bhkw-kenndaten-0311.pdf> (Zugriff am: 7. Dez. 2024).
- [320] S. Petsri, A. Chidthaisong, N. Pumijumnong und C. Wachrinrat, „Greenhouse gas emissions and carbon stock changes in rubber tree plantations in Thailand from 1990 to 2004“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 52, S. 61–70, 2013, doi: 10.1016/j.jclepro.2013.02.003.
- [321] *DIN EN 16640:2017-08, Bio-based products – Bio-based carbon content – Determination of the bio-based carbon content using the radiocarbon method*, Beuth Verlag, Berlin, 2017.

- [322] ASTM D6866-16, *Test Methods for Determining the Biobased Content of Solid, Liquid, and Gaseous Samples Using Radiocarbon Analysis*, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2016.
- [323] K. A. Gill *et al.*, „Study of bio-based carbon fractions in tires and their pyrolysis products“, *Radiocarbon*, Jg. 64, Nr. 6, S. 1457–1469, 2022, doi: 10.1017/RDC.2022.88.
- [324] Sphera Solutions, Inc., *Sphera Managed LCA Content – (MLC) LCA Databases Modeling Principles 2025*. [Online]. Verfügbar unter: <https://lcadatabase.sphera.com/data-set-documentation-download/> (Zugriff am: 17. Dez. 2024).
- [325] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Carbon balance correction (renewables); Biogenic carbon dioxide (CO₂) correction, primary energy (PE) correction; (en)*. Sphera data set GUID: cd49e1a9-23f3-4f3f-a250-b99b7895ec22.
- [326] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Used passenger car tyre in waste incineration plant (50% SCR/50% SNCR) (0% H₂O content); waste-to-energy plant with dry flue gas treatment, without collection, transport and pre-treatment; production mix (region specific plants), at plant; SCR 50% / SNCR 50% / Heating value 30 MJ/kg / Electrical efficiency 15,2 % / Heat efficiency 28,4 % (en)*. Sphera data set GUID: 47be7bf4-9603-4e90-ac68-a536daa63040.
- [327] S. Flamme, J. Hanewinkel, P. Quicker und K. Weber, *Energieerzeugung aus Abfällen: Stand und Potenziale in Deutschland bis 2030*. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, TEXTE 51/2018, Projektnummer 75778, Forschungsbericht UBA-FB EF001021, Jun. 2018.
- [328] M. Barthel, J. A. Fava, C. A. Harnanan, P. Strothmann, S. Khan und S. Miller, „Hotspots Analysis: Providing the Focus for Action“ in *Life Cycle Management*, G. Sonnemann und M. Margni, Hg., Dordrecht: Springer, 2015, S. 149–167, doi: 10.1007/978-94-017-7221-1_12.
- [329] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Heavy fuel oil at refinery (1.0 wt.% S); from crude oil; production mix, at refinery; 1 wt.% sulphur (en)*. Sphera data set GUID: 1a272035-3bb8-460e-88e1-9cdcd3194032.
- [330] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Heavy fuel oil at refinery (1.0wt.% S); from crude oil; production mix, at refinery; 1 wt.% sulphur (en)*. Sphera data set GUID: 50462b0d-7d2b-40d4-843e-9857061e3c08.

- [331] F. Campuzano *et al.*, „On the distillation of waste tire pyrolysis oil: A structural characterization of the derived fractions“, *Fuel*, Jg. 290, 2021, Art. no. 120041, doi: 10.1016/j.fuel.2020.120041.
- [332] J. D. Martínez, A. Veses, M. S. Callén, J. M. López, T. García und R. Murillo, „On Fractioning the Tire Pyrolysis Oil in a Pilot-Scale Distillation Plant under Industrially Relevant Conditions“, *Energy & Fuels*, Jg. 37, Nr. 4, S. 2886–2896, 2023, doi: 10.1021/acs.energyfuels.2c03850.
- [333] M. Wądrzyk, R. Janus, B. Rządzik, M. Lewandowski und S. Budzyń, „Pyrolysis Oil from Scrap Tires as a Source of Fuel Components: Manufacturing, Fractionation, and Characterization“, *Energy & Fuels*, Jg. 34, Nr. 5, S. 5917–5928, 2020, doi: 10.1021/acs.energyfuels.0c00265.
- [334] C. O. Okoye, *Development of carbon black using heavy residue fraction of waste tyre pyrolysis oil*. Dissertation, School of Engineering, Centre for Energy, University of Western Australia, Perth, 2022.
- [335] H. Liu *et al.*, „Molybdenum Carbide and Sulfide Nanoparticles as Selective Hydrotreating Catalysts for FCC Slurry Oil to Remove Olefins and Sulfur“, *Nanomaterials*, Jg. 11, Nr. 10, 2021, doi: 10.3390/nano11102721.
- [336] Pyrum Innovations AG, *Substance Scheme ThermoTire Oil RR (Version 9)*. [Online]. Verfügbar unter: https://www.pyrum.net/wp-content/uploads/substance_scheme_thermotireoil-gb-v09-200921.pdf (Zugriff am: 2. Okt. 2025).
- [337] C. O. Okoye, M. Zhu, I. Jones, J. Zhang, Z. Zhang und D. Zhang, „Preparation and characterization of carbon black (CB) using heavy residue fraction of spent tyre pyrolysis oil“, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Jg. 9, Nr. 6, 2021, Art. no. 106561, doi: 10.1016/j.jece.2021.106561.
- [338] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Carbon black (furnace black; general purpose) - thermal energy credit; furnace black, general purpose; production mix, at plant; 1 kg (en)*. Sphera data set GUID: 7939af14-65aa-4eee-b04d-106b6f7a82ff.
- [339] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Carbon black (furnace black; general purpose) (economic allocation); furnace black, general purpose; production mix, at plant; 1 kg (en)*. Sphera data set GUID: 0de96c15-0d36-498d-97e8-ec1dc5d68df4.

- [340] Orion Engineered Carbons GmbH, *Sustainability Report 2018: Paving our path forward to a sustainable future*. [Online]. Verfügbar unter: https://s202.q4cdn.com/321217073/files/doc_downloads/sustainability/2018_report_final.pdf (Zugriff am: 27. Dez. 2024).
- [341] Y. A. Chikri und W. Wetzels, *Decarbonisation options for the Dutch carbon black industry*. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague, Mai 2020. [Online]. Verfügbar unter: https://www.pbl.nl/uploads/default/downloads/pbl-2020-decarbonisation-options-for-the-dutch-carbon-black-industry_3884_0.pdf (Zugriff am: 27. Dez. 2024).
- [342] P. ter Kuile, *Eco-Innovation Project – Carbon Black Green Tyre: Contract ECO/11/304411/SI2.625295, Deliverable D7.4, Layman's report*. Jan. 2016. [Online]. Verfügbar unter: <https://blackbearcarbon.com/ecoinnovation/wp-content/uploads/sites/2/2016/01/D7.4-Laymans-report.pdf> (Zugriff am: 27. Dez. 2024).
- [343] Intergovernmental Panel on Climate Change, *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 3: Industrial Processes and Product Use, Chapter 3: Chemical industry emissions*. 2006. [Online]. Verfügbar unter: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/3_Volume3/V3_3_Ch3_Chemical_Industry.pdf (Zugriff am: 27. Dez. 2024).
- [344] C. Cher Xue und M. Montazeri, *Executive Summary of the Life Cycle Assessment of Industry-Average Carbon Black: Manufactured by ICBA member companies, through Furnace Technology*. Apr. 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://www.carbon-black.org/s/ICBA-Industry-Average-LCA-report_Executive-Summary.pdf (Zugriff am: 15. Jul. 2025).
- [345] C. Diez, O. Martínez, L. F. Calvo, J. Cara und A. Morán, „Pyrolysis of tyres. Influence of the final temperature of the process on emissions and the calorific value of the products recovered“, *Waste Management*, Jg. 24, Nr. 5, S. 463–469, 2004, doi: 10.1016/j.wasman.2003.11.006.
- [346] M. Laresgoiti, I. de Marco, A. Torres, B. Caballero, M. A. Cabrero und M. Chomón, „Chromatographic analysis of the gases obtained in tyre pyrolysis“, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, Jg. 55, Nr. 1, S. 43–54, 2000, doi: 10.1016/S0165-2370(99)00073-X.

- [347] F. Rosner, T. Bhagde, D. S. Slaughter, V. Zorba und J. Stokes-Draut, „Techno-economic and carbon dioxide emission assessment of carbon black production“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 436, 2024, Art. no. 140224, doi: 10.1016/j.jclepro.2023.140224.
- [348] Trading Economics, *Naphtha prices from April 2025 to May 2025 in (USD/T)*. [Online]. Verfügbar unter: <https://tradingeconomics.com/commodity/naphtha> (Zugriff am: 24. Apr. 2025).
- [349] S. Frigo, M. Seggiani, M. Puccini und S. Vitolo, „Liquid fuel production from waste tyre pyrolysis and its utilisation in a Diesel engine“, *Fuel*, Jg. 116, S. 399–408, 2014, doi: 10.1016/j.fuel.2013.08.044.
- [350] Council of the European Union, Council Regulation (EU) No 333/2011 of 31 March 2011 establishing criteria determining when certain types of scrap metal cease to be waste under Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council. Official Journal of the European Union, L 94, 8. Apr. 2011, Brussels. CELEX: 32011R0333.
- [351] European Parliament and Council of the European Union, Directive 2008/98/EC of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives (Text with EEA relevance). Official Journal of the European Union, L 312, 22. Nov. 2008, Brussels. CELEX: 32008L0098.
- [352] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Styrene-butadiene rubber (S-SBR) mix; technology mix; consumption mix, to consumer; 24% styrene, 36 MJ/kg net calorific value (en)*. Sphera data set GUID: 9b317e5c-a721-4912-bb28-06bd6b6fbe9f.
- [353] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Ethylene Propylene Diene Elastomer (EPDM); copolymerization of ethylene and propylene; production mix, at plant; Synthetic rubber, 0.90 to >2.00 g/cm³, 36 MJ/kg net calorific value (en)*. Sphera data set GUID: ff881697-3c18-4df0-a503-2fb9bc559cd1.
- [354] Sphera Solutions GmbH, *Process data set: Naphtha at refinery; from crude oil; production mix, at refinery; 44 MJ/kg net calorific value (en)*. Sphera data set GUID: 268136df-3f06-4fd7-85e1-d4bcd9d92b80.
- [355] IMARC Group, *EPDM Rubber Prices in Q2 2025: Global Trends and Forecast*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.imarcgroup.com/news/epdm-rubber-price-index> (Zugriff am: 24. Aug. 2025).

- [356] Business Analytiq, *EPDM rubber price August 2025 and outlook*. [Online]. Verfügbar unter: <https://businessanalytiq.com/procurementanalytics/index/epdm-rubber-price-index/> (Zugriff am: 24. Aug. 2025).
- [357] IMARC Group, *Styrene Butadiene Rubber (SBR) Prices Outlook Q2 2025*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.imarcgroup.com/styrene-butadiene-rubber-pricing-report> (Zugriff am: 24. Aug. 2025).
- [358] Business Analytiq, *Styrene Butadiene rubber (SBR) price August 2025 and outlook*. [Online]. Verfügbar unter: <https://businessanalytiq.com/procurementanalytics/index/styrene-butadiene-rubber-sbr-price-index/> (Zugriff am: 24. Aug. 2025).
- [359] AAG, Aalborg Gummivarefabrik A/S, *Rubber granulate - Big bag*. [Online]. Verfügbar unter: <https://en.aag.world/shop/rubber-granulate-big-1930p.html> (Zugriff am: 24. Aug. 2025).
- [360] Mario 10 Rubber Product Manufacturing, *Rubber Granules 1-3 mm*. [Online]. Verfügbar unter: <https://mario10.com/en/category/238/rubber-granules-1-3-mm.html> (Zugriff am: 24. Aug. 2025).
- [361] Pyrum Innovations AG, *Locations*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.pyrum.net/en/solutions/pyrum-works/> (Zugriff am: 11. Dez. 2024).
- [362] Pyrum Innovations AG, *Technology*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.pyrum.net/en/about-us/technology/> (Zugriff am: 2. Okt. 2025).
- [363] K.-P. Schulz, *Pyrolysis method and apparatus for carrying out the method*. Patent WO 2010/127664 A1, Nov. 2010.
- [364] Pyrum Innovations AG, *Substance Scheme Thermolysis Carbon (Version 11)*. [Online]. Verfügbar unter: https://www.pyrum.net/wp-content/uploads/substance_scheme_thermolysis_carbon_v11_200911.pdf (Zugriff am: 1. Okt. 2025).
- [365] A. J. Bowles und G. D. Fowler, „Assessing the impacts of feedstock and process control on pyrolysis outputs for tyre recycling“, *Resources, Conservation and Recycling*, Jg. 182, 2022, Art. no. 106277, doi: 10.1016/j.resconrec.2022.106277.
- [366] D. J. Gielen, „Western European Materials as Sources and Sinks of CO₂“, *Journal of Industrial Ecology*, Jg. 2, Nr. 2, S. 43–62, 1998, doi: 10.1162/jiec.1998.2.2.43.

- [367] European Topic Centre Waste and Materials in a Green Economy (ETC/WMGE), *Greenhouse gas emissions and natural capital implications of plastics (including biobased plastics)*. Eionet Report – ETC/WMGE 2021/3, European Environment Agency, Mai 2021. [Online]. Verfügbar unter: https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-wmge/products/etc-wmge-reports/greenhouse-gas-emissions-and-natural-capital-implications-of-plastics-including-biobased-plastics/@@download/file/ETC_2.1.2.1._GHGEmissionsOfPlastics_FinalReport_v7.0_ED.pdf (Zugriff am: 8. Dez. 2025).
- [368] *DIN EN ISO 21663:2021-03, Solid recovered fuels - Methods for the determination of carbon (C), hydrogen (H), nitrogen (N) and sulphur (S) by the instrumental method*, Beuth Verlag, Berlin, 2021.
- [369] *DIN CEN/TS 15414-1:2010-10, Solid recovered fuels - Determination of moisture content using the oven dry method - Part 1: Determination of total moisture by a reference method*, Beuth Verlag, Berlin, 2010.
- [370] *DIN EN ISO 3451-1:2019-05, Plastics - Determination of ash - Part 1: General methods*, Beuth Verlag, Berlin, 2019.
- [371] *DIN 51720:2001-03, Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Gehaltes an Flüchtigen Bestandteilen*, Beuth Verlag, Berlin, 2001.
- [372] *DIN EN ISO 21654:2021-12, Solid recovered fuels - Determination of calorific value*, Beuth Verlag, Berlin, 2021.
- [373] *DIN EN ISO 17828:2016-05, Solid biofuels - Determination of bulk density*, Beuth Verlag, Berlin, 2016.
- [374] *DIN ISO 3310-1:2017-11, Analysensiebe - Technische Anforderungen und Prüfung - Teil 1: Analysensiebe mit Metalldrahtgewebe*, Beuth Verlag, Berlin, 2017.
- [375] *ASTM D1506-23, Standard Test Methods for Carbon Black - Ash Content*, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2023.
- [376] *ASTM D6556-21, Standard Test Method for Carbon Black - Total and External Surface Area by Nitrogen Adsorption*, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2021.
- [377] *VDI Richtlinie 2330, Blatt 1, Schneckenförderer für Schüttgut, Allgemeine Beschreibung*, Verein Deutscher Ingenieure (VDI) e.V., Berlin, 2013.
- [378] *DIN 15262:1983-01, Stetigförderer, Schneckenförderer für Schüttgut, Berechnungsgrundsätze*, Beuth Verlag, Berlin, 1983.

- [379] *VDI Richtlinie 2330, Blatt 2, Schneckenförderer für Schüttgut, Berechnungsgrundsätze*, Verein Deutscher Ingenieure (VDI) e.V., Berlin, 2013.
- [380] S. Galvagno, S. Casu, T. Casabianca, A. Calabrese und G. Cornacchia, „Pyrolysis process for the treatment of scrap tyres: preliminary experimental results“, *Waste Management*, Jg. 22, Nr. 8, S. 917–923, 2002, doi: 10.1016/S0956-053X(02)00083-1.
- [381] E. Aylón, A. Fernández-Colino, R. Murillo, M. V. Navarro, T. García und A. M. Mas-tral, „Valorisation of waste tyre by pyrolysis in a moving bed reactor“, *Waste Management*, Jg. 30, Nr. 7, S. 1220–1224, 2010, doi: 10.1016/j.wasman.2009.10.001.
- [382] S.-Q. Li, Q. Yao, Y. Chi, J.-H. Yan und K.-F. Cen, „Pilot-Scale Pyrolysis of Scrap Tires in a Continuous Rotary Kiln Reactor“, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, Jg. 43, Nr. 17, S. 5133–5145, 2004, doi: 10.1021/ie030115m.
- [383] F. A. López, T. A. Centeno, F. J. Alguacil und B. Lobato, „Distillation of granulated scrap tires in a pilot plant“, *Journal of hazardous materials*, Jg. 190, 1-3, S. 285–292, 2011, doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.03.039.
- [384] Z. Čepić *et al.*, „Experimental Analysis of Temperature Influence on Waste Tire Pyrolysis“, *Energies*, Jg. 14, Nr. 17, 2021, Art. no. 5403, doi: 10.3390/en14175403.

11 Anhang

11.1 Stand des Wissens

Tabelle 11.1: Typische Charakteristika von Industrieruößen nach ASTM D1765 [137]

ASTM Klassifikation	OAN No. Compressed [cm ³ 100g ⁻¹]	Void Volume @50 MPa [cm ³ 100g ⁻¹]	BET- Oberfläche [m ² g ⁻¹]	STSA- Oberfläche [m ² g ⁻¹]	Tint-Wert [% ITRB]	Schüttdichte [kg m ⁻³]
N110	96 – 98	62,8 – 63,5	124 – 130	*)	122 – 124	335 – 353
N115	96 – 98	61,4 – 64,1	136 – 138	*)	122 – 125	331 – 353
N121	111 – 112	68,6 – 70,9	121 – 122	*)	118 – 121	312 – 321
N125	*)	...	*)	*)	*)	*)
N134	102 – 105	68,7 – 70,7	140 – 146	*)	128 – 133	305 – 337
N220	96 – 100	61,3 – 63,0	112 – 115	105 – 107	116 – 117	337 – 631
N231	85 – 88	54,9 – 55,2	108 – 113	*)	119 – 121	379 – 417
N234	100 – 103	66,8 – 68,6	116 – 121	109 – 114	120 – 124	307 – 337
N299	*)	...	103 – 104	*)	112 – 115	336 – 345
N326	68 – 69	46,3 – 47,2	77 – 80	74 – 78	110 – 113	446 – 470
N330	85 – 89	56,7 – 57,8	76 – 80	74 – 76	103 – 105	370 – 393
N339	96 – 101	64,1 – 66,4	89 – 92	85 – 89	110 – 112	328 – 353
N343	100 – 107	...	95 – 96	*)	111 – 114	310 – 326
N347	97 – 101	62,9 – 65,2	85 – 86	82 – 84	103 – 106	324 – 345
N351	95 – 97	...	70 – 72	68 – 71	99 – 101	332 – 353
N358	108 – 109	...	*)	*)	98 – 99	*)
N375	95 – 98	63,6 – 65,8	91 – 95	90 – 91	114 – 115	345 – 350
N539	80 – 82	...	*)	*)	...	377 – 385
N550	83 – 87	53,8 – 55,6	39 – 41	38 – 40	...	353 – 369
N650	81 – 86	54,3 – 56,3	33 – 38	32 – 36	...	358 – 377
N660	72 – 75	46,5 – 48,5	34 – 36	34 – 35	...	432 – 458
N683	80 – 88	54,3 – 56,3	34 – 37	33 – 35	...	342 – 353
N762	57 – 61	...	26 – 32	26 – 30	...	490 – 530
N772	58 – 60	37,3 – 38,9	31 – 32	30 – 31	...	507 – 530
N774	59 – 65	39,6 – 41,6	28 – 32	27 – 31	...	469 – 514
N990	36 – 37	...	7 – 9	6 – 9	...	642 – 653
N991	*)	...	7 – 9	6 – 9	...	*)

*) Für diesen Ruß lagen entweder einheitliche Angaben oder nur der Wert eines Herstellers vor. Ruße mit nur einer Angabe wurden nicht berücksichtigt

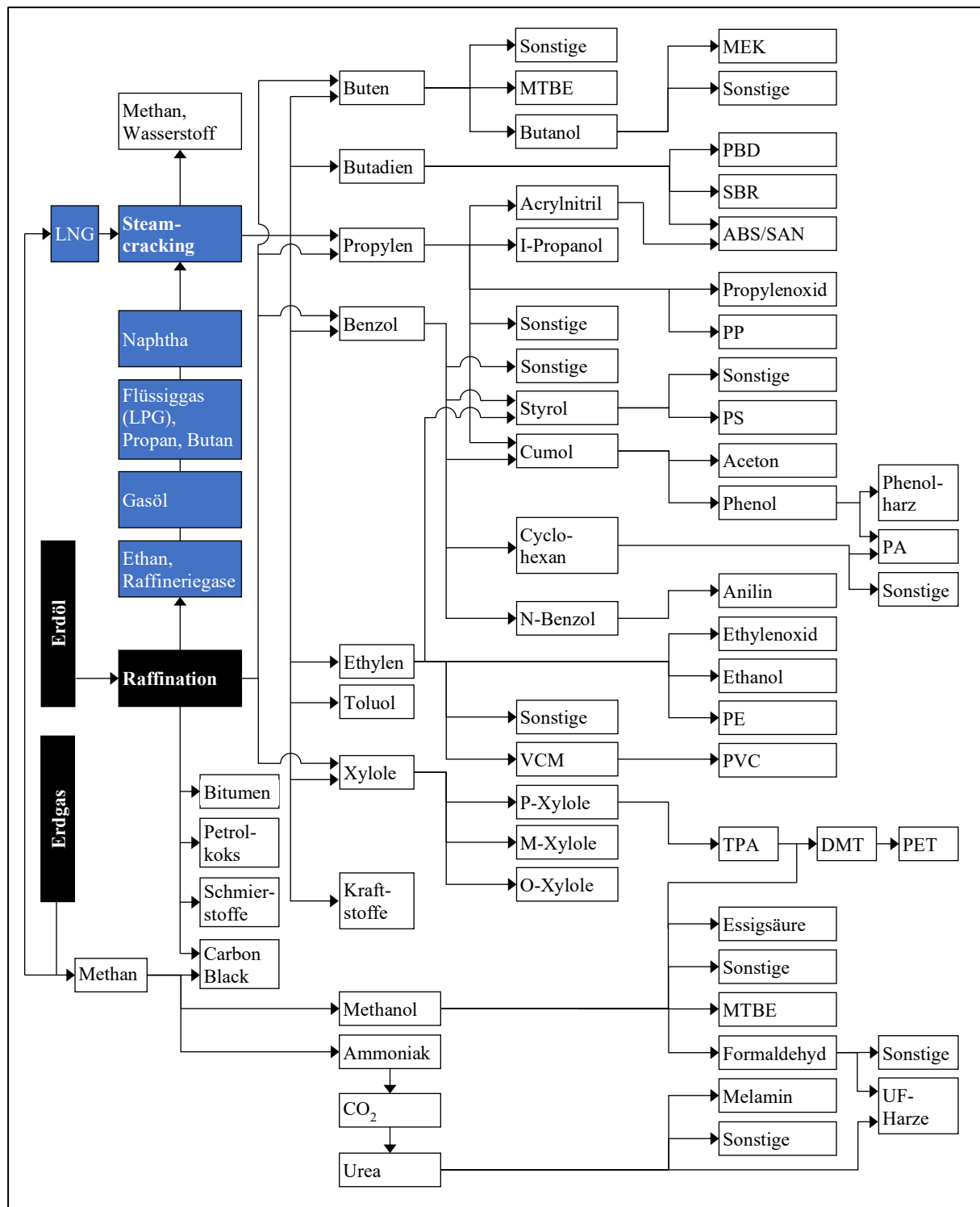


Abbildung 11.1: Überblick über den Herstellungsprozess von Polymeren und petrochemischen Produkten, schwarze Felder: fossile Einsatzstoffe, blaue Felder: typische Steamcracker-Feedstocks, weiße Felder: Monomere, Polymere und Chemikalien, verändert nach [366, 367]

11.2 Versuchsdurchführung

11.2.1 Analytik des Inputmaterials

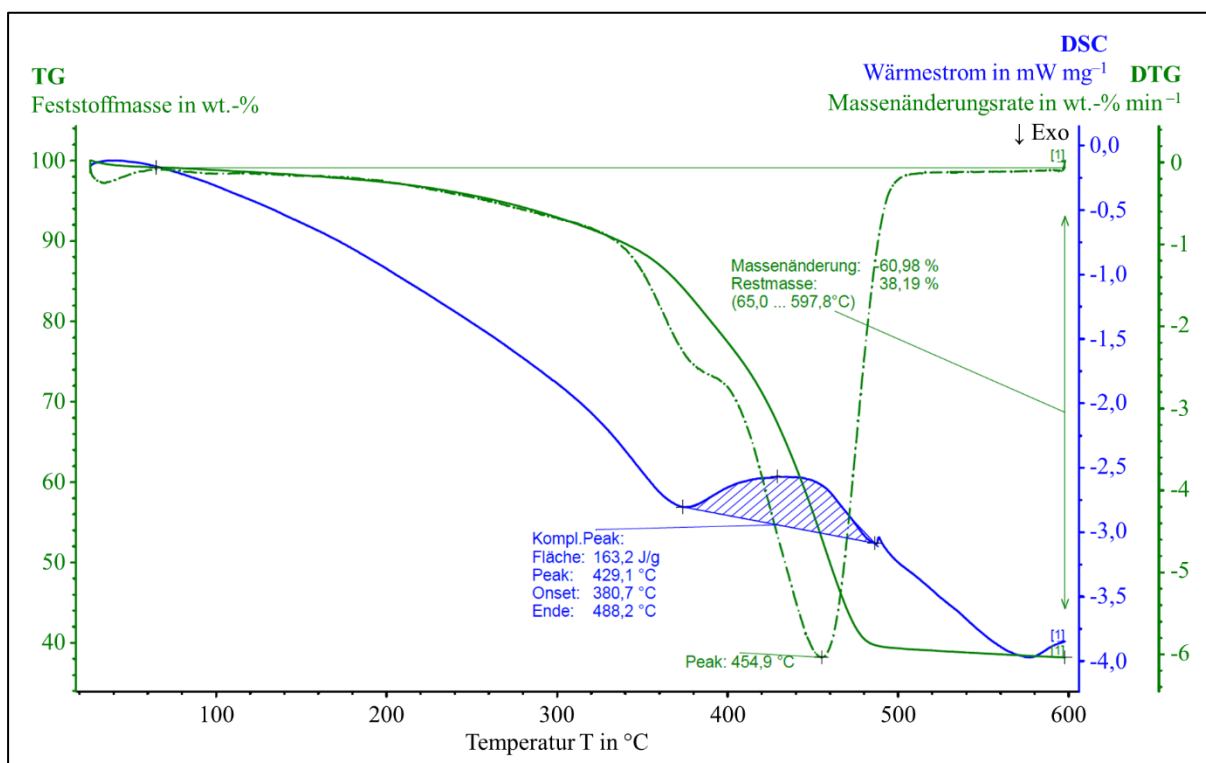


Abbildung 11.2: STA des Gummigranulats (PKW-, LKW-, und Fahrrad-Altreifen), Heizrate 10 K min^{-1} unter inerter Atmosphäre, Reaktionsenthalpie: $163,2 \text{ J g}^{-1}$

Tabelle 11.2: Analyse des Gummigranulats aus PKW-, LKW-, und Fahrrad-Altreifen, MW: Mittelwert aus Dreifachbestimmung, SA: Standardabweichung

Parameter	Norm/ Messmethode	MW $\pm$ SA	Einheit
C	Elementaranalysator (Typ: Vario Macro Cube, Elementar), i.A.a. DIN EN ISO 21663 [368]	$79,65 \pm 0,316$	wt.-%
H		$7,34 \pm 0,089$	wt.-%
N		$0,43 \pm 0,009$	wt.-%
S		$2,28 \pm 0,044$	wt.-%
O	Rechnerisch	1,88	wt.-%
Gesamtwassergehalt	DIN CEN/TS 15414-1 [369]	$0,63 \pm 0,061$	wt.-%
Aschegehalt	DIN EN ISO 3451-1 (Verfahren A) [370]	$7,79 \pm 0,21$	wt.-%
Flüchtige Bestandteile	DIN 51720 [371]	$57,27 \pm 1,04$	wt.-%
Fixer Kohlenstoff	Rechnerisch	34,33	wt.-%
Heizwert	Bombenkalorimeter, i.A.a. DIN EN ISO 21654 [372]	$35,11 \pm 0,087$	wt.-%
Schüttdichte	i.A.a. DIN EN ISO 17828 [373]	$500,0 \pm 0,82$	kg/m^3

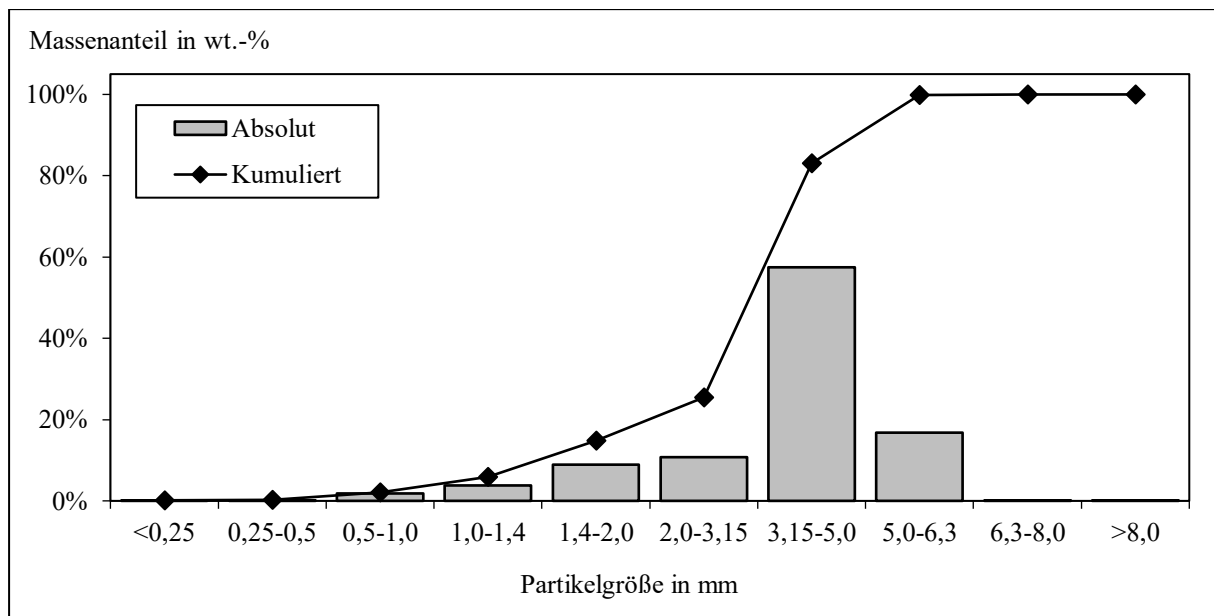


Abbildung 11.3: Siebkurve und Partikelgrößenverteilung des Gummigranulats nach DIN ISO 3310-1 [374], durchgeführt mit Analysensieben mit Metalldrahtgewebe ($D_i = 200$ mm) sowie einer Plansiebmaschine (Typ: AS 400 control, Retsch)

11.2.2 Labormaßstab

Details zu Versuchsaufbau und -durchführung:

Die Laborversuche wurden in einem klappbaren Laborrohrföfen (Typ: TS3 12/125/600, Carbolite Gero) im Batchbetrieb durchgeführt. Pro Versuchsdurchlauf wurden etwa 30 g Gummigranulat in Keramiktiegel gefüllt und mittig in ein gasdicht verschlossenes Arbeitsrohr aus Quarzglas ($L = 1.200$ mm, $R_{in} = 60$ mm, Wandstärke = 2,5 mm) eingebracht. Vor der Beheizung wurde das Rohr dreifach inertisiert (Evakuierung mit Vakuumpumpe auf $-1,0$ bar rel., anschließend jeweils Spülung mit Stickstoff auf $+1,0$ bar rel.). Während der Pyrolyse lief ein konstanter Stickstoffstrom von $1,5 \text{ l min}^{-1}$, um eine sauerstofffreie Atmosphäre sowie einen gezielt auf den Austrag gerichteten Pyrolysegasstrom sicherzustellen.

Es wurden zwei Versuchsreihen durchgeführt. In der ersten Versuchsreihe lag der Fokus auf der Erzeugung und qualitativen Bewertung des Pyrolysekokes. Dabei wurden die entstehenden Gase über eine beheizte Gasleitung direkt in den Laborabzug abgeführt, ohne Kondensation von Pyrolyseöl. In der zweiten Versuchsreihe wurde die Gasführung um zwei gasdichte Auffangflaschen in einem Eisbad ($T = 0$ °C) zur Abscheidung von Pyrolyseöl erweitert. Das verbleibende Pyrolysegas wurde anschließend auf $T = 4$ °C gekühlt (Entfeuchtung) und nacheinander durch ein Diesel- und Isopropanol-Bad sowie einen Aktivkohle- und einen Silicagel-Filter geleitet. Die Zusammensetzung des aufbereiteten Pyrolysegases wurde kontinuierlich mit

einem Gaschromatographen (Typ: Micro GC Fusion, Inficon) analysiert. Parallel erfolgte die kontinuierliche Massenstrommessung mit einem Massendurchflussmesser (Typ: LOW- Δ P-FLOW F-102D, Bronkhorst). Für die Massenbilanzierung wurden außerdem die Massen von Gummigranulat, Koks und Öl gravimetrisch erfasst. Die hergestellten Pyrolysekoks-Proben wurden im Exsikkator zwischengelagert und im Labor gemäß **Tabelle 11.3** charakterisiert.

Tabelle 11.3: Analysenumfang zur Charakterisierung des Pyrolysekoks

Parameter	Norm/ Messmethode
C	Elementaranalysator (Typ: Vario Macro Cube, Elementar), i.A.a. DIN EN ISO 21663 [368]
H	
N	
S	
O	Pyrolysekoks ist frei von Sauerstoff
Asche	ASTM D1506 [375]
Wasser	Pyrolysekoks ist frei von Wasser
Flüchtige Bestandteile	DIN 51720 [371]
BET-Oberfläche	ASTM D6556 [376]

11.2.3 Halbtechnischer Maßstab

Modellierung der Materialzufuhr über den Schneckenförderer:

Der eingesetzte Schneckenförderer (SF) zur Materialzufuhr in den Drehrohrofen ist gemäß VDI 2330 Blatt 1 [377] als horizontale Vollschncke mit veränderlicher Steigung S_{SF} und Durchmesser D_{SF} in einem Rohrtrog ausgeführt. Die fest mit dem Anlagengestell verbundene Schncke ist über eine Spindel gemeinsam mit der Drehrohrneigung β_{DR} ($0^\circ \leq \beta_{DR} \leq 3^\circ$) verstellbar. Dabei gilt für den Neigungswinkel β_{SF} des Schneckenförderers aus formellen Gründen:

$$\beta_{SF} = -\beta_{DR} \quad (11.1)$$

Abbildung 11.4 zeigt eine Schnittdarstellung des SF mit den für die Modellierung relevanten Parametern. Die Berechnung folgt den Grundsätzen für horizontale oder leicht geneigte Schneckenförderer für Schüttgut nach DIN 15262 [378] und VDI Richtlinie 2330 (Blatt 2) [379].

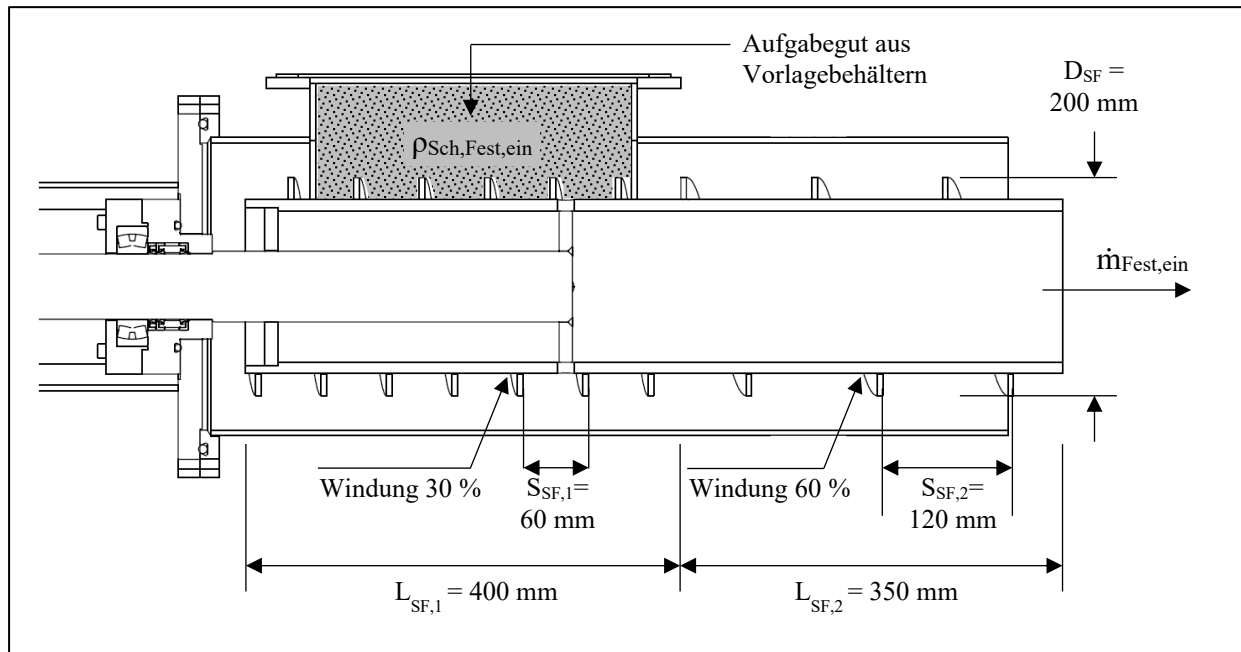


Abbildung 11.4: Schematische Querschnittsdarstellung des Schneckenförderers zur Materialaufgabe in den Drehrohröfen

Schneckenförderer sind Stetigförderer zur volumetrischen Dosierung von Feststoffen. Der Volumenstrom $\dot{V}_{Fest,ein}$ ist direkt abhängig von der Schüttdichte $\rho_{Sch,Fest,ein}$ des Aufgabegutes und ergibt sich bei bekanntem oder zuvor empirisch ermitteltem Massenstrom $\dot{m}_{Fest,ein}$ nach Gleichung (11.2).

$$\dot{V}_{Fest,ein} = \frac{\dot{m}_{Fest,ein}}{\rho_{Sch,Fest,ein}} \quad (11.2)$$

Der für den Transport relevante Füllungsgrad F_{SF} eines Schneckenförderers ist von D_{SF} , S_{SF} und der Schneckendrehzahl n_{SF} abhängig. Für horizontale Schneckenförderer ($\beta_{SF,0^\circ}$) gilt [379]:

$$F_{SF}(\beta_{SF,0^\circ}) = \frac{\dot{V}(\beta_{SF,0^\circ})}{f_{SF} \cdot \frac{1}{4} \cdot \pi \cdot D_{SF}^2 \cdot S_{SF}} \quad (11.3)$$

Da der Füllungsgrad indirekt proportional zur Schneckensteigung ist, ergibt sich in Abhängigkeit der beiden Schneckensteigungen $S_{SF,1}$ und $S_{SF,2}$ folgender Zusammenhang für die Füllungsgrade $F_{SF,1}$ und $F_{SF,2}$:

$$\frac{F_{SF,1}}{F_{SF,2}} = \frac{S_{SF,2}}{S_{SF,1}} \quad (11.4)$$

Im konkreten Falle der Drehrohr-Beschickung sind die in axialer Transportrichtung zunehmende Schneckensteigung und der infolgedessen abnehmende Füllungsgrad bewusst gewählt, um eventuell auftretenden Verdichtungen bei der Materialförderung entgegenzuwirken. Denn für absteigende Förderstrecken ($\beta_{SF} < 0^\circ$) erhöht sich der Füllungsgrad je Grad Schneckenneigung um 0,04 Prozentpunkte [379]:

$$F_{SF}(\beta_{SF} < 0^\circ) = F_{SF}(\beta_{SF,0^\circ}) \cdot (1 + \beta_{SF} \cdot 0,04) \quad (11.5)$$

Insgesamt gilt zur Ermittlung von $\dot{V}_{Fest,ein}$ folgender Zusammenhang:

$$\dot{V}_{Fest,ein} = f_{SF} \cdot \frac{1}{4} \cdot \pi \cdot D_{SF}^2 \cdot S_{SF} \cdot F_{SF} \quad (11.6)$$

Zur Anwendung des Modells auf den Drehrohrofen am :metabolon Institut wurde für das spezifische Inputmaterial Gummigranulat aus Altreifen bei bekannter Schüttdichte ($\rho_{Sch,Fest,ein} = 500 \text{ kg m}^{-3}$) der Massenstrom $\dot{m}_{Fest,ein}$ für den Neigungswinkel $\beta_{SF,0^\circ}$ im maximalen technischen Arbeitsbereich des Drehrohrofens ($0 < f_{SF} < 2,0 \text{ min}^{-1}$) empirisch ermittelt. Mit den Ergebnissen wurden die Massenströme bei zunehmender Neigung anhand der Gleichungen (11.1) bis (11.6) rechnerisch bestimmt. In Abhängigkeit von β_{SF} und f_{SF} ergibt sich die in **Abbildung 11.5** dargestellte Materialzufuhr $\dot{m}_{Fest,ein}$ im realistischen Arbeitsbereich des Drehrohrofens ($10 < \dot{m}_{Fest,ein} < 30 \text{ kg h}^{-1}$). Die beschriebene Methodik zur Ermittlung der Materialzufuhr in den Drehrohrofen kann mit wenigen Kaltversuchen (bei $\beta_{SF,0^\circ}$) auch auf andere Inputmaterialien übertragen werden.

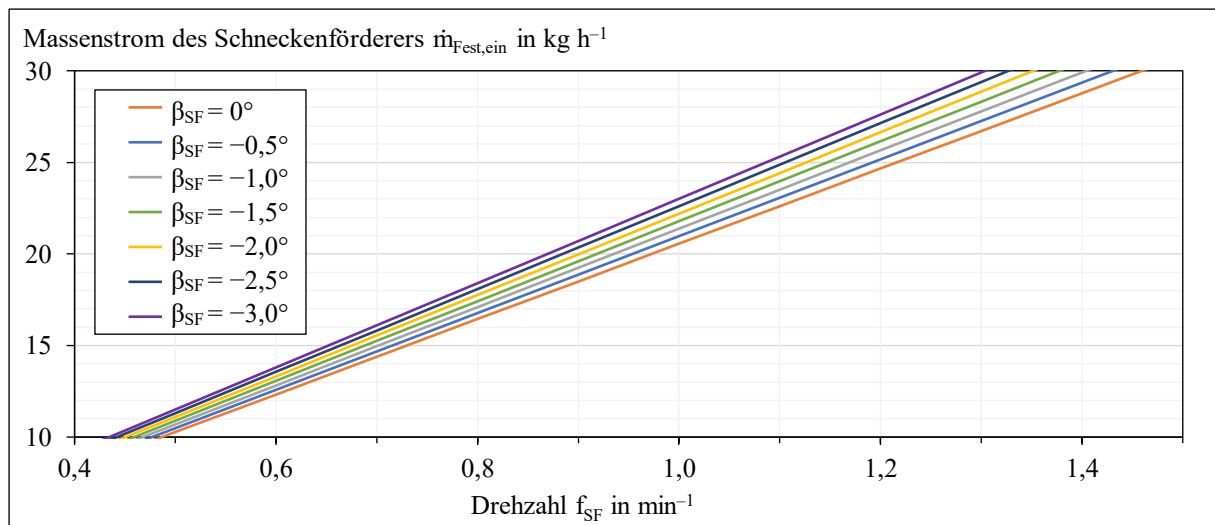
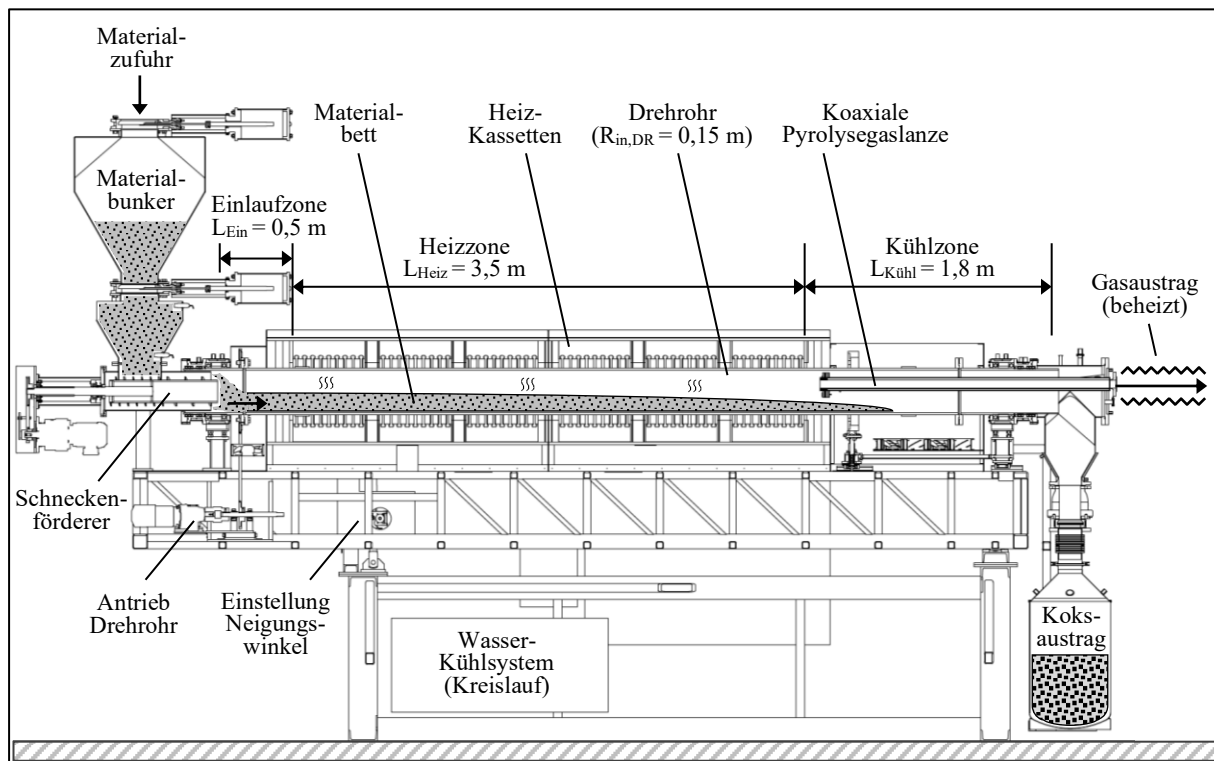


Abbildung 11.5: Massenstrom des Schneckenförderers ($\dot{m}_{Fest,ein}$) für Gummigranulat in Abhängigkeit des Schneckenneigungswinkels β_{SF} und der Schneckendrehzahl f_{SF} im realistischen Arbeitsbereich des Drehrohrofens

Technische Details des Drehrohrofens:**Abbildung 11.6:** Querschnittszeichnung des Drehrohrofens**Tabelle 11.4:** Technische Parameter des Drehrohrofens

Parameter	Wert/ Ausführung
Betriebsart	Kontinuierlich
Heizung, Anschlussleistung	Elektrisch, $6 \cdot 10 \text{ kW} = 60 \text{ kW}$
Beheizte Länge	3.500 mm
Innenradius Drehrohr	150 mm
Material, Materialstärke Drehrohr	Edelstahl (1.4841), 12 mm
Material (übrige Komponenten)	Edelstahl (1.4301)
Neigung	$0 - 3^\circ$
Drehzahlbereich Drehrohr	$0 - 10 \text{ min}^{-1}$
Antriebsleistung Drehrohr	800 W (bei 400 V)
Materialdurchsatz	$10 - 30 \text{ kg h}^{-1}$
Materialzufuhr	Schneckenförderer
Arbeitsdruck im Ofen	$10 - 20 \text{ mbar (rel.)}$
Inertisierung (Spülgas)	N_2 ($\sim 7.500 \text{ NI h}^{-1} = 43,10 \text{ kg h}^{-1}$)
Thermische Leistung (TNV)	Max. $150 \text{ kW}_{\text{th}}$

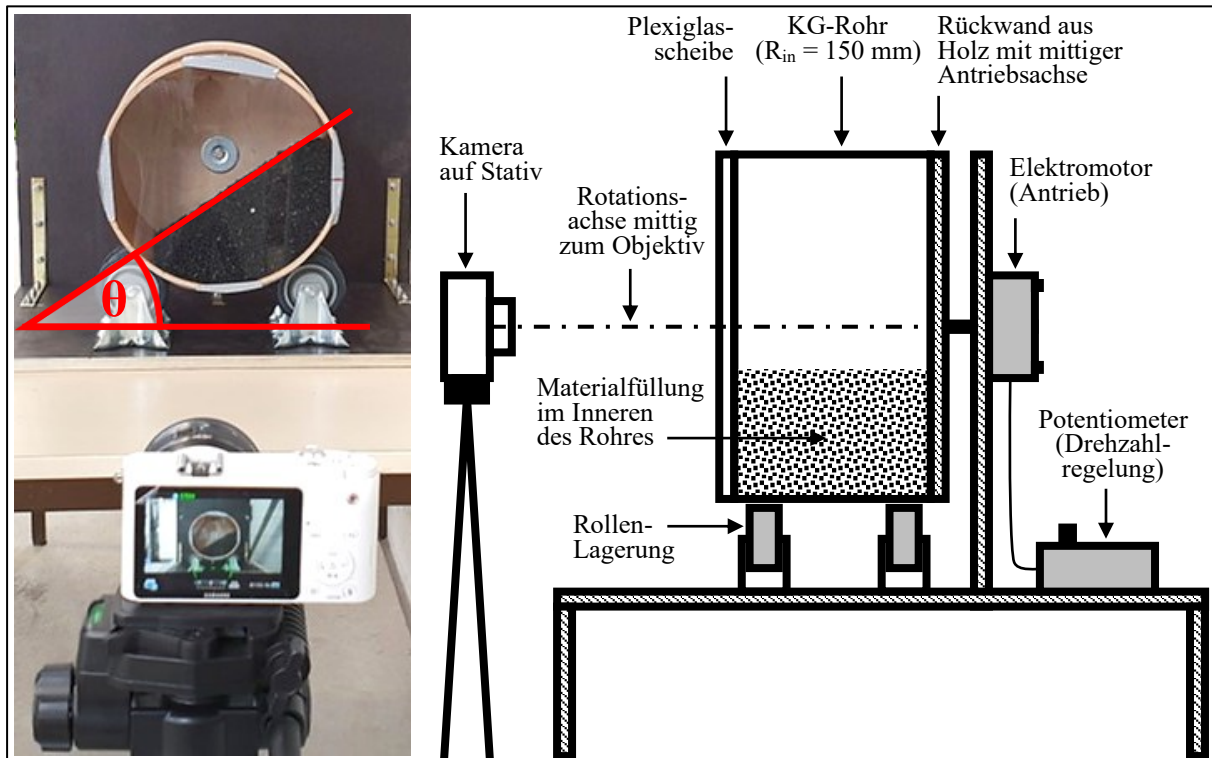
Bestimmung des dynamischen Schüttwinkels:

Abbildung 11.7: Versuchsaufbau zur experimentellen Bestimmung des dynamischen Schüttwinkels θ (für Inputmaterial Gummigranulat)

Tabelle 11.5: Ergebnisse der experimentellen Bestimmung des dynamischen Schüttwinkels θ (für Inputmaterial Gummigranulat)

$f_{DR} [\text{min}^{-1}]$	θ Maximum	θ Minimum	θ Mittelwert
1,0	46,0°	40,0°	43,0°
2,0	46,0°	39,0°	42,5°
3,0	44,0°	40,0°	42,0°
4,0	42,0°	40,0°	41,0°
5,0	41,5°	39,0°	40,25°
6,0	41,0°	39,0°	40,0°
7,0	41,0°	39,0°	40,0°
8,0	40,0°	38,5°	39,25°
9,0	40,0°	38,5°	39,25°
10,0	40,0°	38,5°	39,25°

Tabelle 11.6: Prozessparameter der Pyrolyseversuche im halbtechnischen Drehrohrofen bei $T = 600$ und 650 °C

Parameter	Symbol	Wert	Einheit
Neigung Drehrohr	β_{DR}	1,5	Grad
Drehzahl Schnecke	f_{SF}	0,8	min^{-1}
Materialzufuhr Gummigranulat	$\dot{m}_{\text{Fest,ein}}$	17,43	kg h^{-1}
Schüttwinkel Gummigranulat	θ	42,5	°
Drehzahl Drehrohr	f_{DR}	2,0	min^{-1}
Füllgewicht Drehrohr	M_{DR}	25,83	kg
Füllgrad Drehrohr	F_{DR}	12,6	%
Mittlere Verweilzeit (Gesamt)	τ_{Gesamt}	88,85	min
Mittlere Verweilzeit (Heizzone)	τ_{Heiz}	53,7	min
N_2 -Spülung	$\dot{m}_{\text{N}_2,\text{ein}}$	43,1	kg h^{-1}

Tabelle 11.7: Stromaufnahme der Pyrolyseversuche im halbtechnischen Drehrohrofen bei $T = 600$ und 650 °C (absolut und pro kg durchgesetztem Gummigranulat)

Verbraucher	$T = 600\text{ °C}$		$T = 650\text{ °C}$	
	$[\text{kWh h}^{-1}]$	$[\text{kWh kg}^{-1} \text{ GG}]$	$[\text{kWh h}^{-1}]$	$[\text{kWh kg}^{-1} \text{ GG}]$
Heizung Pyrolyse	20,17	1,16	22,88	1,31
Antrieb Drehrohr	0,68	0,04	0,68	0,04
Antrieb Schneckenförderer	0,34	0,02	0,34	0,02
Kühlwasserpumpe	0,20	0,01	0,2	0,01
Summe	21,39	1,23	24,10	1,38

Produktausbeuten:

Tabelle 11.8: Literaturwerte zur Produktausbeute der Altreifen-Pyrolyse (Temperaturbereich 600 – 700 °C), MW: Mittelwert, SA: Standardabweichung (ohne Berücksichtigung der spezifischen Reaktortechnologien)

Quelle	T [°C]	Produkte [wt.-%]		
		Koks	Öl	Gas
[380]	600	47,40	33,00	8,20
[381]	600	40,60	41,50	17,90
[112]	600	44,20	38,20	17,50
[382]	600	39,30	42,70	18,00
[382]	650	38,30	42,90	18,30
[380]	680	48,90	31,80	10,70
[381]	700	39,00	31,30	29,70
[112]	700	43,70	38,50	17,80
[224]	500 –	49,21	26,95	21,23
[362]	700	44,29	31,42	24,29
[160]	750	38,00	31,90	28,50
MW		42,99	35,47	19,28
±SA		4,03	5,22	6,24

Analytik des Pyrolysegases:

Tabelle 11.9: Gaszusammensetzung der Pyrolyseversuche im halbtechnischen Drehrohrföfen bei T = 600 und 650 °C (GC-Analyse, 60 min Messdauer im stationären Betrieb), exkl. Spülnstickstoff, Umrechnung von [Vol.-%] in [wt.-%] nach Gleichung (6.1)

Summenformel	Gaskomponente <i>i</i>	T = 600 °C		T = 650 °C	
		ψ_i [Vol.-%]	ξ_i [wt.-%]	ψ_i [Vol.-%]	ξ_i [wt.-%]
H ₂	Wasserstoff	25,34	2,38	27,06	2,72
CO	Kohlenmonoxid	1,98	2,58	1,73	2,42
CO ₂	Kohlendioxid	1,70	3,49	2,11	4,63
CH ₄	Methan	33,58	25,10	35,52	28,41
C ₂ H ₆	Ethan	8,78	12,30	7,68	11,51
C ₂ H ₄	Ethen	10,86	14,19	10,88	15,22
C ₃ H ₈	Propan	4,23	8,68	4,10	9,01
C ₃ H ₆	Propen	7,19	14,11	6,97	14,63
C ₄ H ₁₀	Butan	6,34	17,17	3,95	11,45

Tabelle 11.10: Literaturwerte zur Gaszusammensetzung bei der Altreifen-Pyrolyse, MW: Mittelwert, SA: Standardabweichung, k.A.: keine Angabe, n.d.: nicht detektiert

Quelle	T [°C]	Gaszusammensetzung [Vol.-%]											
		H ₂	CO	CO ₂	CH ₄	C ₂ H ₆	C ₂ H ₄	C ₃ H ₈	C ₃ H ₆	C ₄ H ₁₀	C ₄ H ₈	C ₄ H ₆	H ₂ S
[112]	500	k.A.	4,80	9,40	19,80	9,10	9,40	4,40	6,40	3,80	17,50	k.A.	k.A.
[157]	500	21,50	5,10	26,20	17,30	8,20	8,70	3,90	3,40	0,70	k.A.	k.A.	k.A.
[317]	500	14,17	0,25	1,01	4,30	1,54	0,66	0,73	0,58	0,25	0,06	0,21	k.A.
[383]	550	22,27	1,98	2,54	21,32	4,19	2,32	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	n.d.
[345]	550	40,00	1,60	1,40	26,00	20,00	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
[317]	550	17,86	0,26	0,78	5,64	1,75	0,83	0,73	0,76	0,23	0,09	0,17	k.A.
[30]	600	k.A.	6,50	8,80	20,00	9,00	9,70	4,10	6,50	4,00	17,90	k.A.	k.A.
[316]	600	38,30	1,80	2,30	19,60	5,40	5,70	2,50	1,40	0,70	0,40	0,70	2,20
[384]	650	>4,00	k.A.	8,30	20,20	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
[160]	650	33,29	4,66	4,45	23,24	4,34	8,31	1,46	6,64	0,59	9,75	1,91	1,37
[30]	700	k.A.	10,40	11,40	20,60	8,10	8,90	3,20	4,50	3,80	16,00	k.A.	k.A.
[294]	700	~11,00	~5,50	~2,70	~34,00	~5,50	~14,00	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
[317]	700	10,10	0,38	1,18	5,43	1,56	1,15	0,66	0,87	0,17	0,10	0,10	k.A.
MW		24,69	3,43	6,48	16,95	6,65	5,57	2,41	3,45	1,69	7,73	0,62	1,78
±SA		10,49	3,04	6,97	7,13	5,07	3,70	1,46	2,49	1,69	7,91	0,68	0,42

Massen- und Elementbilanzen:

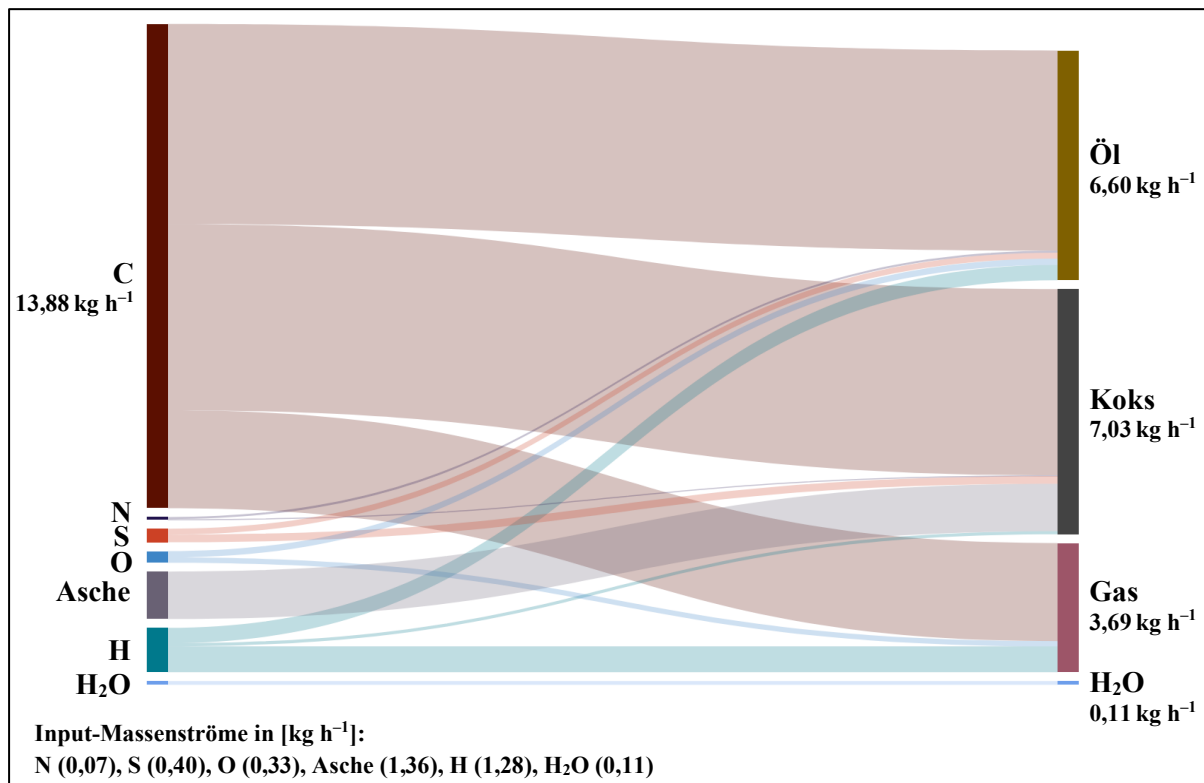


Abbildung 11.8: Elementbilanz der Pyrolyseversuche im halbtechnischen Drehrohrföfen bei T = 600°C

11.3 Ökobilanz (Methodik)

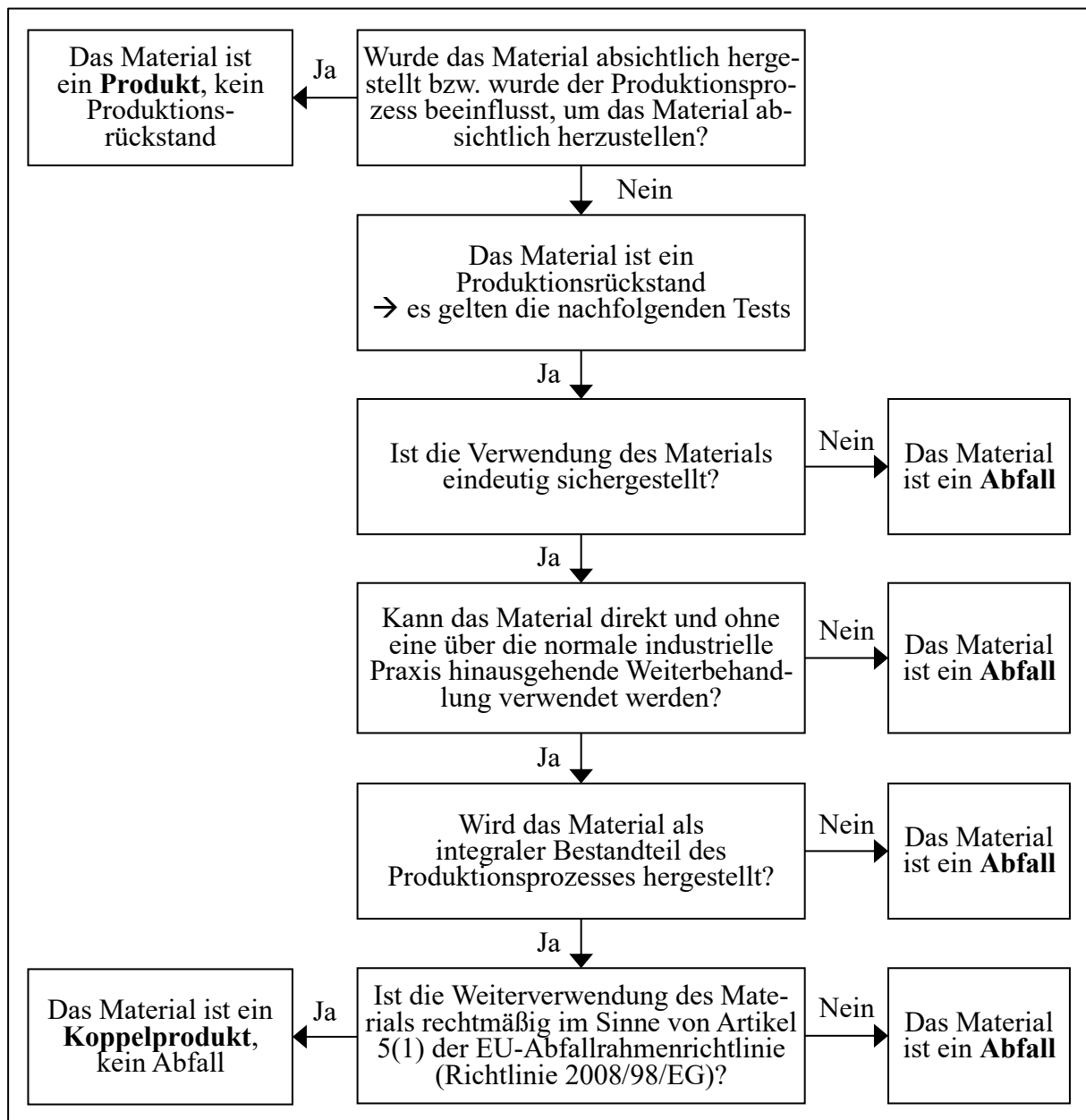


Abbildung 11.9: Entscheidungsbaum zur Differenzierung zwischen Abfällen und Koppelprodukten, angepasst nach [227, 228]

Tabelle 11.11: Kriterienkatalog zur Anwendung des USE-Modellierungsansatzes für Recyclingprozesse mit Materialrückgewinnung nach TfS [228]

Nr.	Zu erfüllendes Kriterium
1	Die betrachtete Recyclingtechnologie muss im Vergleich zu anderen verfügbaren EoL-Behandlungsmethoden einen gesellschaftlichen Nutzen in Form reduzierter THG-Emissionen aufweisen.
2	Das betrachtete Recyclingverfahren muss eine neue Technologie sein, die nach kommerzieller Skalierung Effizienzsteigerungen erwarten lässt.
3	Für die Modellierung des USE-Ansatzes sind regelmäßig aktualisierte Daten gemäß den Vorgaben der TfS-Guidelines zu verwenden.
4	Der Markt für alternative EoL-Behandlungsmethoden muss bekannt sein, und die Anforderungen an die Behandlung müssen klar spezifiziert werden.
5	Es ist eine Erweiterung des Produktsystems gemäß ISO 14044 [183] anzuwenden (siehe Kapitel 3.1), wobei die genaue Verwendung des Abfalls bekannt sein muss.
6	Die Erweiterung des Produktsystems einschließlich der Substitution kann nur angewendet werden, wenn die alternative EoL-Behandlung direkt die endgültige Beseitigung ersetzt und der Umwelteinfluss der EoL-Behandlung durch die Bereitstellung des Koppelprodukts entsprechend reduziert wird.
7	Der CFP der vermiedenen EoL-Behandlungsmethode muss mit entsprechenden Daten bestimmt und mit dem CFP der modellierten Recyclingmethode verglichen werden.
8	Es muss eine klare Beschreibung des Auswahlverfahrens dokumentiert werden, mit dem die vermiedene EoL-Behandlungsmethode festgelegt wird.

11.4 Ökobilanz (Durchführung)

11.4.1 Produkt-Perspektive

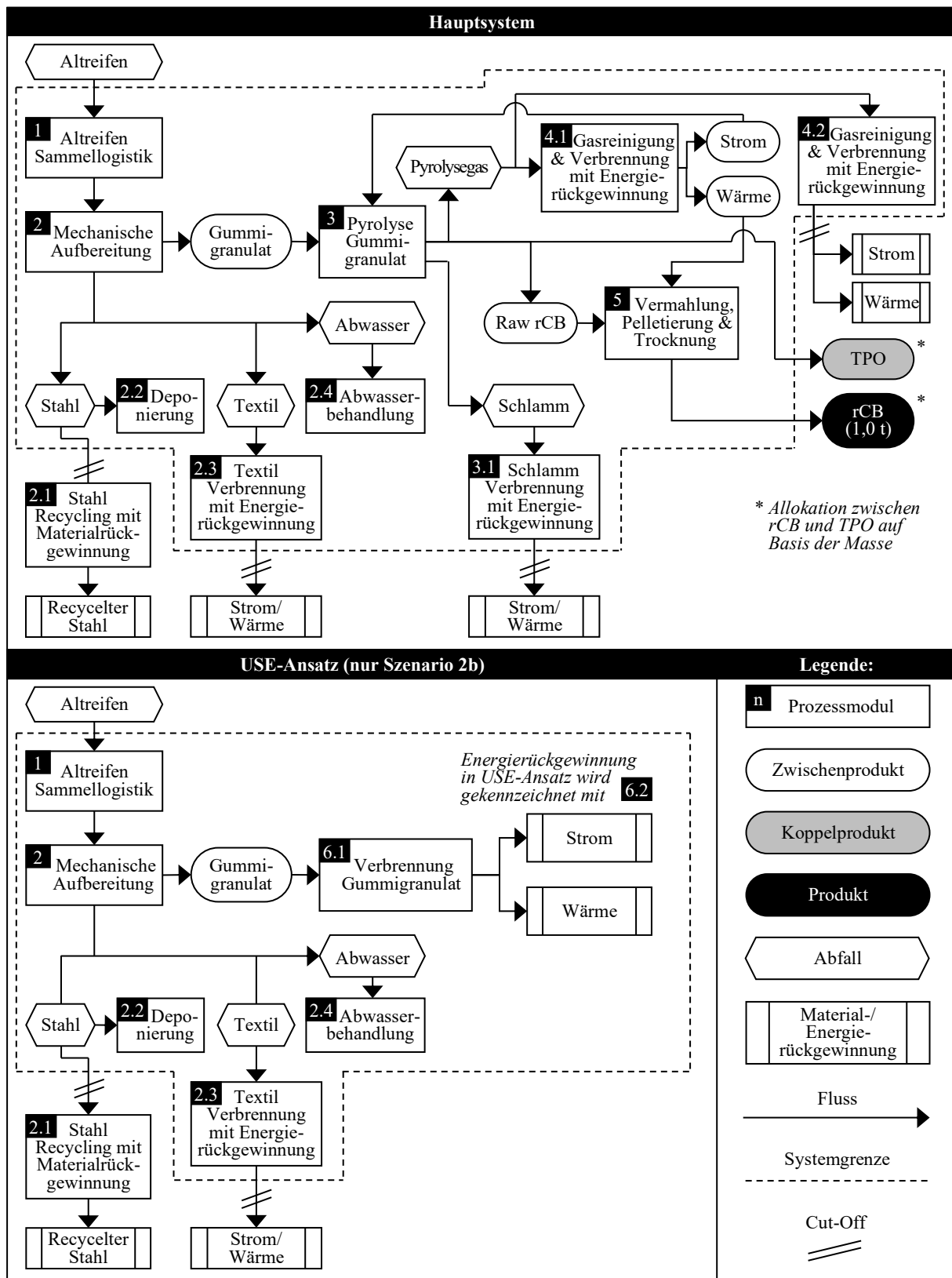


Abbildung 11.10: Prozesskette rCB, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 2

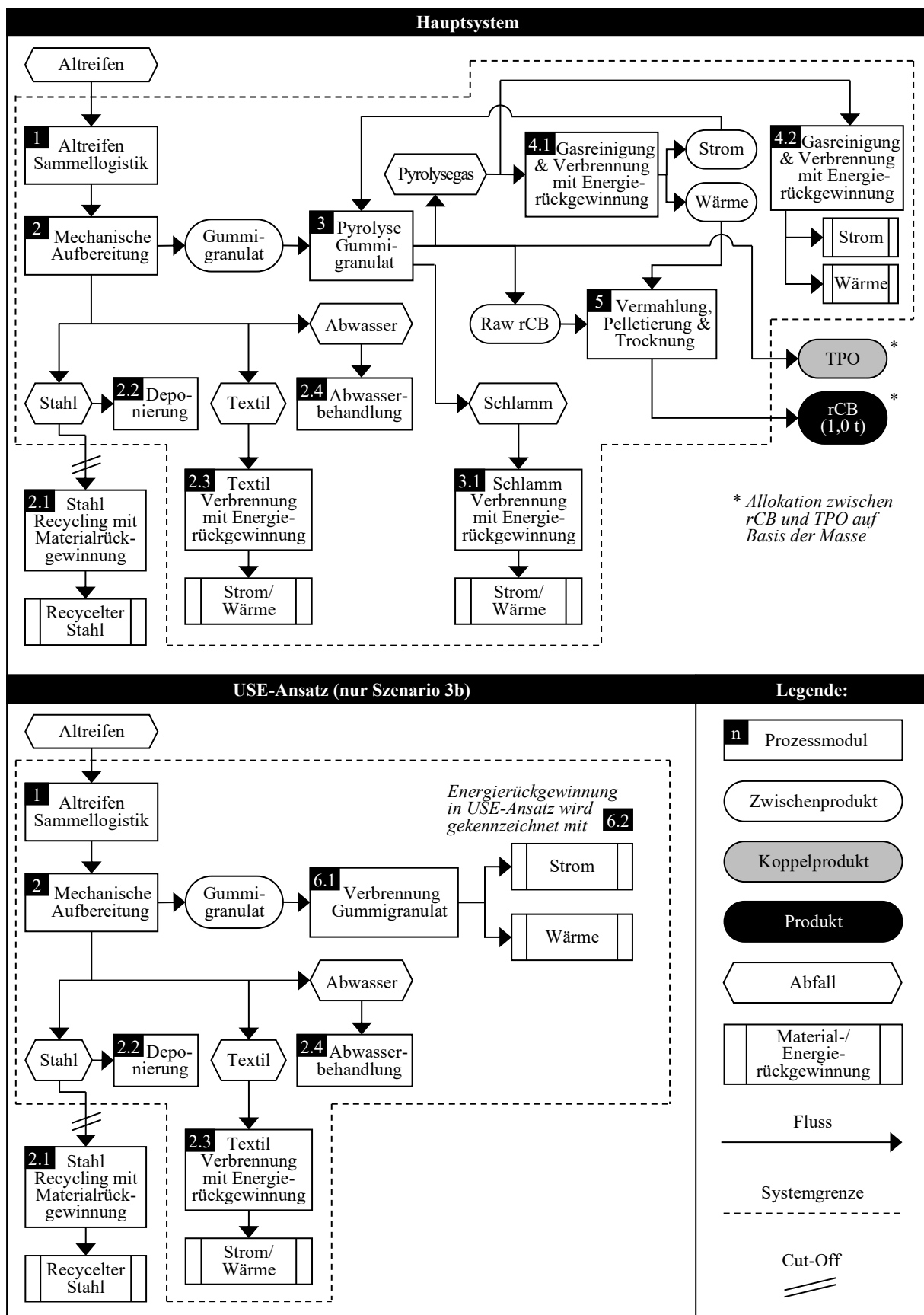


Abbildung 11.11: Prozesskette rCB, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 3

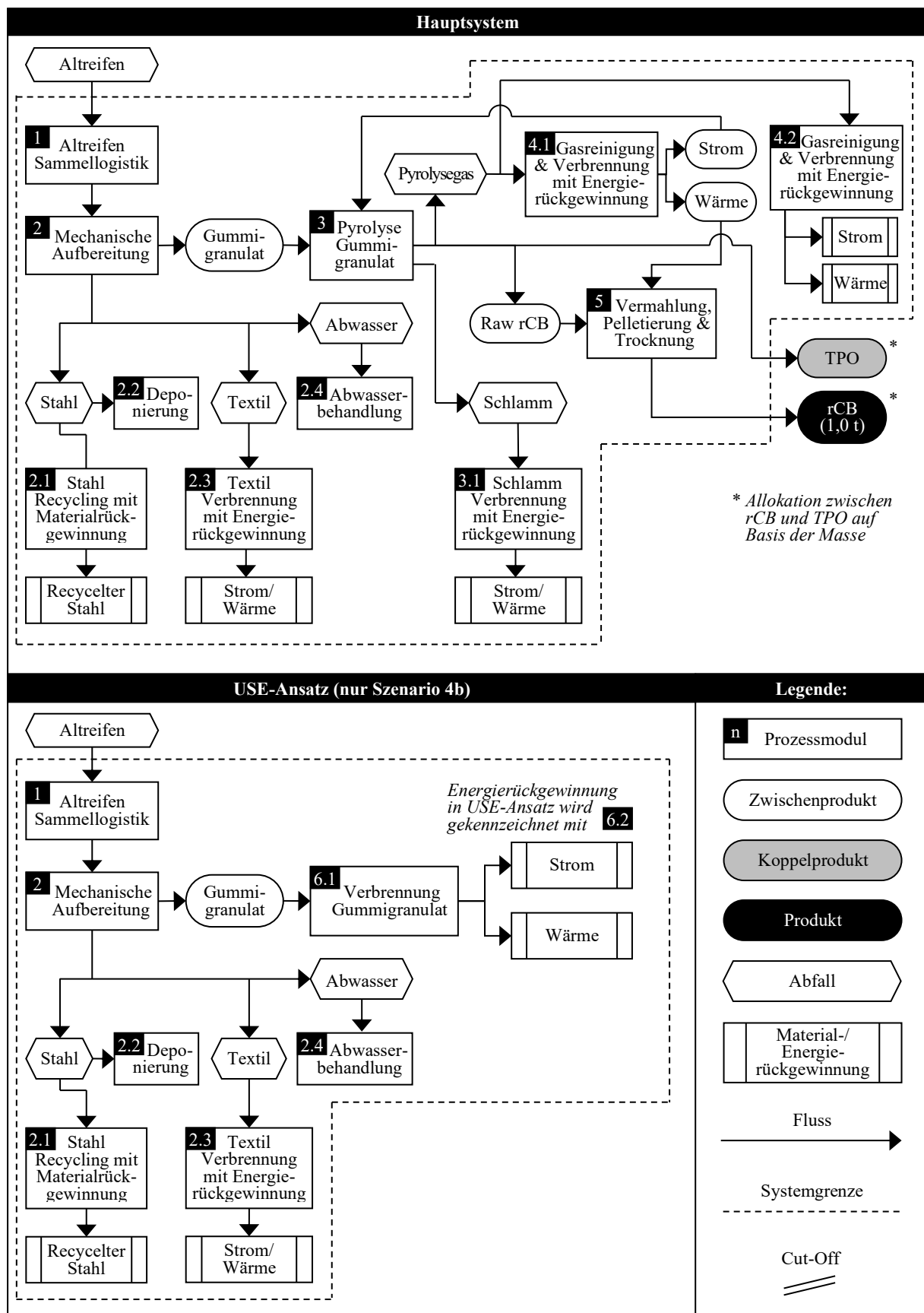


Abbildung 11.12: Prozesskette rCB, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 4

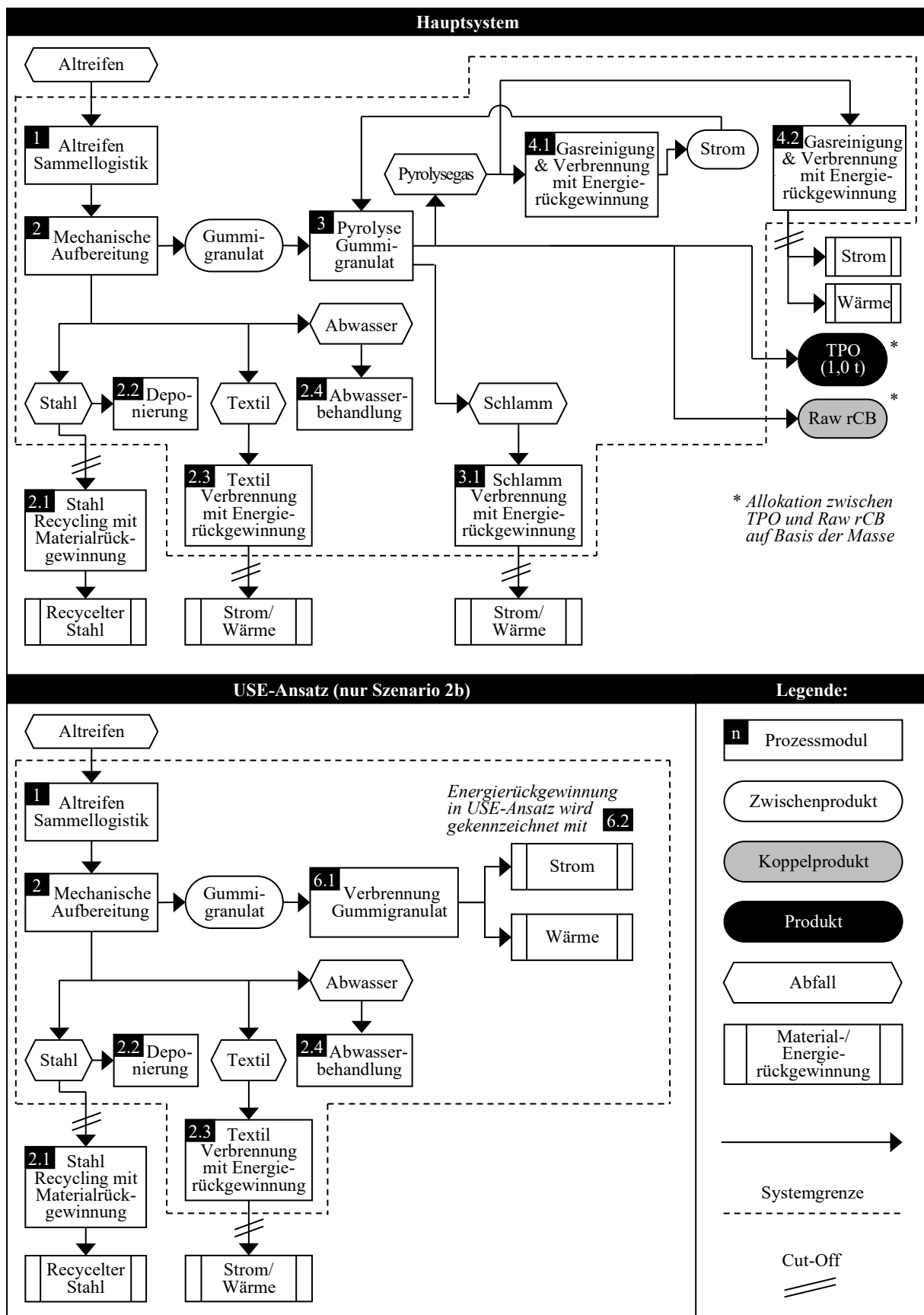


Abbildung 11.13: Prozesskette TPO, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 2

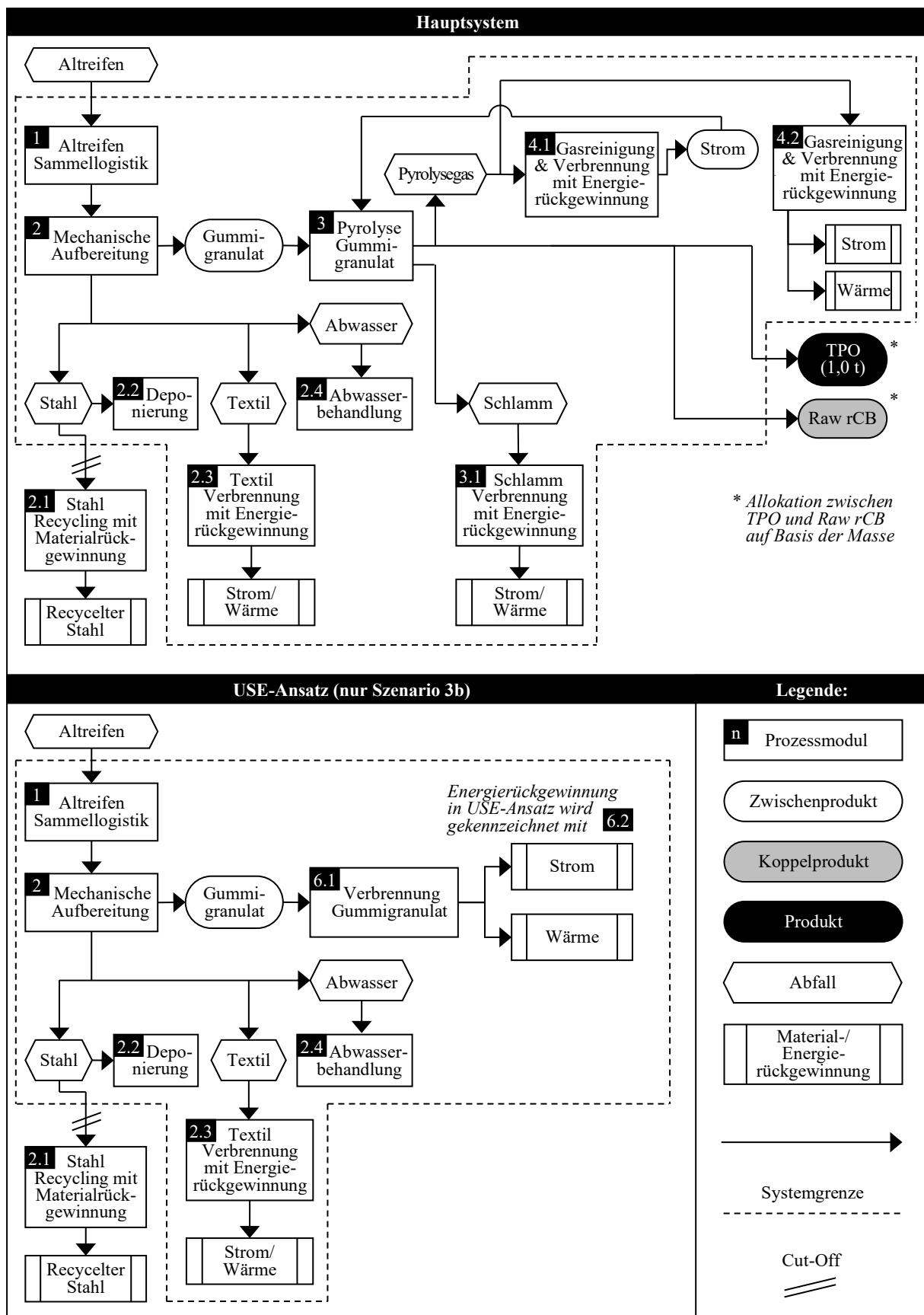


Abbildung 11.14: Prozesskette TPO, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 3

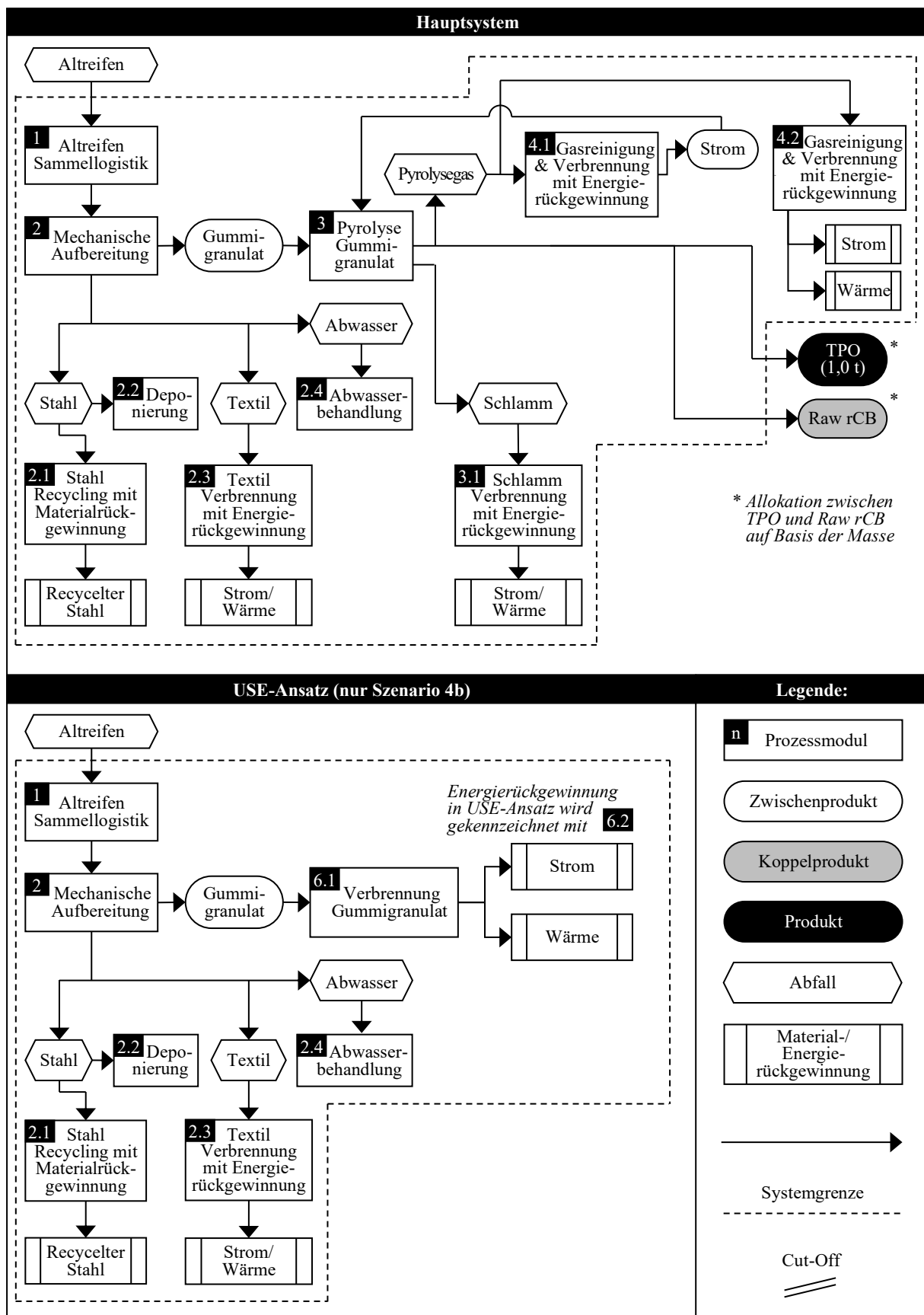


Abbildung 11.15: Prozesskette TPO, Fließbild mit Systemgrenzen, Szenario 4

Tabelle 11.12: PCFP rCB, Ergebnisse der Szenarien 1a und 1b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO₂-eq t⁻¹ rCB

Prozessmodul ↓ Szenario & Variante →	Exkl. biogenem CO ₂		Inkl. biogenem CO ₂	
	1a	1b	1a	1b
1) Lasten	16,93	16,93	16,54	16,54
1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
1) Netto	16,93	16,93	16,54	16,54
2) Lasten	171,04	171,04	170,98	170,98
2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2) Netto	171,04	171,04	170,98	170,98
2.1) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
2.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.1) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Lasten	0,37	0,37	0,36	0,36
2.2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Netto	0,37	0,37	0,36	0,36
2.3) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
2.3) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.3) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
2.4) Lasten	0,58	0,58	0,95	0,95
2.4) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.4) Netto	0,58	0,58	0,95	0,95
3) Lasten	0,57	0,57	0,57	0,57
3) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
3) Netto	0,57	0,57	0,57	0,57
3.1) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
3.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
3.1) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
4.1) Lasten	327,67	327,67	466,46	466,46
4.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
4.1) Netto	327,67	327,67	466,46	466,46
4.2) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
4.2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
4.2) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
5) Lasten	400,74	400,74	400,57	400,57
5) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
5) Netto	400,74	400,74	400,57	400,57
KK) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
KK) Gutschriften	0,00	0,00	-285,10	-285,10
KK) Netto	0,00	0,00	-285,10	-285,10
USE) Vermiedene Gutschriften (= Lasten)	0,00	1.690,40	0,00	1.690,39
USE) Vermiedene Lasten (= Gutschriften)	0,00	-3.024,06	0,00	-3.024,04
USE) Netto	0,00	-1.333,66	0,00	-1.333,64
Summe Lasten	917,90	2.608,31	1.056,44	2.746,86
Summe Gutschriften	0,00	-3.024,06	-285,10	-3.309,14
Summe Netto (= PCFP rCB)	917,90	-415,76	771,33	-562,31

Tabelle 11.13: PCFP rCB, Ergebnisse der Szenarien 2a und 2b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO₂-eq t⁻¹ rCB

Prozessmodul ↓ Szenario & Variante →	Exkl. biogenem CO ₂		Inkl. biogenem CO ₂	
	2a	2b	2a	2b
1) Lasten	16,93	16,93	16,54	16,54
1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
1) Netto	16,93	16,93	16,54	16,54
2) Lasten	171,04	171,04	170,98	170,98
2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2) Netto	171,04	171,04	170,98	170,98
2.1) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
2.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.1) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Lasten	0,37	0,37	0,36	0,36
2.2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Netto	0,37	0,37	0,36	0,36
2.3) Lasten	373,92	373,92	373,93	373,93
2.3) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.3) Netto	373,92	373,92	373,93	373,93
2.4) Lasten	0,58	0,58	0,95	0,95
2.4) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.4) Netto	0,58	0,58	0,95	0,95
3) Lasten	0,57	0,57	0,57	0,57
3) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
3) Netto	0,57	0,57	0,57	0,57
3.1) Lasten	3,74	3,74	7,81	7,81
3.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
3.1) Netto	3,74	3,74	7,81	7,81
4.1) Lasten	327,67	327,67	466,46	466,46
4.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
4.1) Netto	327,67	327,67	466,46	466,46
4.2) Lasten	246,32	246,32	350,65	350,65
4.2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
4.2) Netto	246,32	246,32	350,65	350,65
5) Lasten	400,74	400,74	400,57	400,57
5) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
5) Netto	400,74	400,74	400,57	400,57
KK) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
KK) Gutschriften	0,00	0,00	-420,72	-420,72
KK) Netto	0,00	0,00	-420,72	-420,72
USE) Vermiedene Gutschriften (= Lasten)	0,00	1.690,40	0,00	1.690,39
USE) Vermiedene Lasten (= Gutschriften)	0,00	-3.397,99	0,00	-3.397,96
USE) Netto	0,00	-1.707,58	0,00	-1.707,57
Summe Lasten	1.541,88	3.232,29	1.788,82	3.479,21
Summe Gutschriften	0,00	-3.397,99	-420,72	-3.818,68
Summe Netto (= PCFP rCB)	1.541,88	-165,70	1.368,10	-339,47

Tabelle 11.14: PCFP rCB, Ergebnisse der Szenarien 3a und 3b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO₂-eq t⁻¹ rCB

Prozessmodul ↓ Szenario & Variante →	Exkl. biogenem CO ₂		Inkl. biogenem CO ₂	
	3a	3b	3a	3b
1) Lasten	16,93	16,93	16,54	16,54
1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
1) Netto	16,93	16,93	16,54	16,54
2) Lasten	171,04	171,04	170,98	170,98
2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2) Netto	171,04	171,04	170,98	170,98
2.1) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
2.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.1) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Lasten	0,37	0,37	0,36	0,36
2.2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Netto	0,37	0,37	0,36	0,36
2.3) Lasten	373,92	373,92	373,93	373,93
2.3) Gutschriften	-153,41	-153,41	-153,41	-153,41
2.3) Netto	220,51	220,51	220,52	220,52
2.4) Lasten	0,58	0,58	0,95	0,95
2.4) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.4) Netto	0,58	0,58	0,95	0,95
3) Lasten	0,57	0,57	0,57	0,57
3) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
3) Netto	0,57	0,57	0,57	0,57
3.1) Lasten	3,74	3,74	7,81	7,81
3.1) Gutschriften	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05
3.1) Netto	3,68	3,68	7,75	7,75
4.1) Lasten	327,67	327,67	466,46	466,46
4.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
4.1) Netto	327,67	327,67	466,46	466,46
4.2) Lasten	246,32	246,32	350,65	350,65
4.2) Gutschriften	-448,35	-448,35	-448,30	-448,30
4.2) Netto	-202,03	-202,03	-97,65	-97,65
5) Lasten	400,74	400,74	400,57	400,57
5) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
5) Netto	400,74	400,74	400,57	400,57
KK) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
KK) Gutschriften	0,00	0,00	-420,82	-420,82
KK) Netto	0,00	0,00	-420,82	-420,82
USE) Vermiedene Gutschriften (= Lasten)	0,00	1.690,40	0,00	1.690,39
USE) Vermiedene Lasten (= Gutschriften)	0,00	-3.244,57	0,00	-3.244,54
USE) Netto	0,00	-1.554,17	0,00	-1.554,15
Summe Lasten	1.541,88	3.232,29	1.788,82	3.479,21
Summe Gutschriften	-601,82	-3.846,39	-1.022,58	-4.267,12
Summe Netto (= PCFP rCB)	940,07	-614,10	766,24	-787,91

Tabelle 11.15: PCFP rCB, Ergebnisse der Szenarien 4a und 4b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO₂-eq t⁻¹ rCB

Prozessmodul ↓ Szenario & Variante →	Exkl. biogenem CO ₂		Inkl. biogenem CO ₂	
	4a	4b	4a	4b
1) Lasten	16,93	16,93	16,54	16,54
1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
1) Netto	16,93	16,93	16,54	16,54
2) Lasten	171,04	171,04	170,98	170,98
2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2) Netto	171,04	171,04	170,98	170,98
2.1) Lasten	95,38	95,38	95,36	95,36
2.1) Gutschriften	-587,61	-587,61	-587,54	-587,54
2.1) Netto	-492,24	-492,24	-492,17	-492,17
2.2) Lasten	0,37	0,37	0,36	0,36
2.2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Netto	0,37	0,37	0,36	0,36
2.3) Lasten	373,92	373,92	373,93	373,93
2.3) Gutschriften	-153,41	-153,41	-153,41	-153,41
2.3) Netto	220,51	220,51	220,52	220,52
2.4) Lasten	0,58	0,58	0,95	0,95
2.4) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.4) Netto	0,58	0,58	0,95	0,95
3) Lasten	0,57	0,57	0,57	0,57
3) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
3) Netto	0,57	0,57	0,57	0,57
3.1) Lasten	3,74	3,74	7,81	7,81
3.1) Gutschriften	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05
3.1) Netto	3,68	3,68	7,75	7,75
4.1) Lasten	327,67	327,67	466,46	466,46
4.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
4.1) Netto	327,67	327,67	466,46	466,46
4.2) Lasten	246,32	246,32	350,65	350,65
4.2) Gutschriften	-448,35	-448,35	-448,30	-448,30
4.2) Netto	-202,03	-202,03	-97,65	-97,65
5) Lasten	400,74	400,74	400,57	400,57
5) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
5) Netto	400,74	400,74	400,57	400,57
KK) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
KK) Gutschriften	0,00	0,00	-420,88	-420,88
KK) Netto	0,00	0,00	-420,88	-420,88
USE) Vermiedene Gutschriften (= Lasten)	0,00	1.690,40	0,00	1.690,39
USE) Vermiedene Lasten (= Gutschriften)	0,00	-2.752,34	0,00	-2.752,31
USE) Netto	0,00	-1.061,94	0,00	-1.061,92
Summe Lasten	1.637,26	3.327,67	1.884,18	3.574,58
Summe Gutschriften	-1.189,43	-3.941,77	-1.610,18	-4.362,49
Summe Netto (= PCFP rCB)	447,83	-614,10	274,01	-787,91

Tabelle 11.16: PCFP TPO, Ergebnisse der Szenarien 1a und 1b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO₂-eq t⁻¹ TPO

Prozessmodul ↓ Szenario & Variante →	Exkl. biogenem CO ₂		Inkl. biogenem CO ₂	
	1a	1b	1a	1b
1) Lasten	16,93	16,93	16,54	16,54
1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
1) Netto	16,93	16,93	16,54	16,54
2) Lasten	171,04	171,04	170,98	170,98
2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2) Netto	171,04	171,04	170,98	170,98
2.1) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
2.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.1) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Lasten	0,37	0,37	0,36	0,36
2.2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Netto	0,37	0,37	0,36	0,36
2.3) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
2.3) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.3) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
2.4) Lasten	0,58	0,58	0,95	0,95
2.4) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.4) Netto	0,58	0,58	0,95	0,95
3) Lasten	0,57	0,57	0,57	0,57
3) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
3) Netto	0,57	0,57	0,57	0,57
3.1) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
3.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
3.1) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
4.1) Lasten	196,30	196,30	279,45	279,45
4.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
4.1) Netto	196,30	196,30	279,45	279,45
4.2) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
4.2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
4.2) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
KK) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
KK) Gutschriften	0,00	0,00	-1.632,42	-1.632,42
KK) Netto	0,00	0,00	-1.632,42	-1.632,42
USE) Vermiedene Gutschriften (= Lasten)	0,00	1.690,40	0,00	1.690,39
USE) Vermiedene Lasten (= Gutschriften)	0,00	-3.024,06	0,00	-3.024,04
USE) Netto	0,00	-1.333,66	0,00	-1.333,64
Summe Lasten	385,79	2.076,19	468,85	2.159,24
Summe Gutschriften	0,00	-3.024,06	-1.632,42	-4.656,46
Summe Netto (= PCFP TPO)	385,79	-947,87	-1.163,57	-2.497,21

Tabelle 11.17: PCFP TPO, Ergebnisse der Szenarien 2a und 2b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO₂-eq t⁻¹ TPO

Prozessmodul ↓ Szenario & Variante →	Exkl. biogenem CO ₂		Inkl. biogenem CO ₂	
	2a	2b	2a	2b
1) Lasten	16,93	16,93	16,54	16,54
1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
1) Netto	16,93	16,93	16,54	16,54
2) Lasten	171,04	171,04	170,98	170,98
2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2) Netto	171,04	171,04	170,98	170,98
2.1) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
2.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.1) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Lasten	0,37	0,37	0,36	0,36
2.2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Netto	0,37	0,37	0,36	0,36
2.3) Lasten	373,92	373,92	373,93	373,93
2.3) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.3) Netto	373,92	373,92	373,93	373,93
2.4) Lasten	0,58	0,58	0,95	0,95
2.4) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.4) Netto	0,58	0,58	0,95	0,95
3) Lasten	0,57	0,57	0,57	0,57
3) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
3) Netto	0,57	0,57	0,57	0,57
3.1) Lasten	3,74	3,74	7,81	7,81
3.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
3.1) Netto	3,74	3,74	7,81	7,81
4.1) Lasten	196,30	196,30	279,45	279,45
4.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
4.1) Netto	196,30	196,30	279,45	279,45
4.2) Lasten	377,69	377,69	537,67	537,67
4.2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
4.2) Netto	377,69	377,69	537,67	537,67
KK) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
KK) Gutschriften	0,00	0,00	-1.812,77	-1.812,77
KK) Netto	0,00	0,00	-1.812,77	-1.812,77
USE) Vermiedene Gutschriften (= Lasten)	0,00	1.690,40	0,00	1.690,39
USE) Vermiedene Lasten (= Gutschriften)	0,00	-3.397,99	0,00	-3.397,96
USE) Netto	0,00	-1.707,58	0,00	-1.707,57
Summe Lasten	1.141,14	2.831,54	1.388,25	3.078,64
Summe Gutschriften	0,00	-3.397,99	-1.812,77	-5.210,73
Summe Netto (= PCFP TPO)	1.141,14	-566,45	-424,52	-2.132,09

Tabelle 11.18: PCFP TPO, Ergebnisse der Szenarien 3a und 3b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO₂-eq t⁻¹ TPO

Prozessmodul ↓ Szenario & Variante →	Exkl. biogenem CO ₂		Inkl. biogenem CO ₂	
	3a	3b	3a	3b
1) Lasten	16,93	16,93	16,54	16,54
1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
1) Netto	16,93	16,93	16,54	16,54
2) Lasten	171,04	171,04	170,98	170,98
2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2) Netto	171,04	171,04	170,98	170,98
2.1) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
2.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.1) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Lasten	0,37	0,37	0,36	0,36
2.2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Netto	0,37	0,37	0,36	0,36
2.3) Lasten	373,92	373,92	373,93	373,93
2.3) Gutschriften	-153,41	-153,41	-153,41	-153,41
2.3) Netto	220,51	220,51	220,52	220,52
2.4) Lasten	0,58	0,58	0,95	0,95
2.4) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.4) Netto	0,58	0,58	0,95	0,95
3) Lasten	0,57	0,57	0,57	0,57
3) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
3) Netto	0,57	0,57	0,57	0,57
3.1) Lasten	3,74	3,74	7,81	7,81
3.1) Gutschriften	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05
3.1) Netto	3,68	3,68	7,75	7,75
4.1) Lasten	196,30	196,30	279,45	279,45
4.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
4.1) Netto	196,30	196,30	279,45	279,45
4.2) Lasten	377,69	377,69	537,67	537,67
4.2) Gutschriften	-687,47	-687,47	-687,40	-687,40
4.2) Netto	-309,78	-309,78	-149,73	-149,73
KK) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
KK) Gutschriften	0,00	0,00	-1.812,90	-1.812,90
KK) Netto	0,00	0,00	-1.812,90	-1.812,90
USE) Vermiedene Gutschriften (= Lasten)	0,00	1.690,40	0,00	1.690,39
USE) Vermiedene Lasten (= Gutschriften)	0,00	-3.244,57	0,00	-3.244,54
USE) Netto	0,00	-1.554,17	0,00	-1.554,15
Summe Lasten	1.141,14	2.831,54	1.388,25	3.078,64
Summe Gutschriften	-840,94	-4.085,51	-2.653,75	-5.898,30
Summe Netto (= PCFP TPO)	300,20	-1.253,97	-1.265,51	-2.819,66

Tabelle 11.19: PCFP TPO, Ergebnisse der Szenarien 4a und 4b auf Prozessmodulebene als GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO₂-eq t⁻¹ TPO

Prozessmodul ↓ Szenario & Variante →	Exkl. biogenem CO ₂		Inkl. biogenem CO ₂	
	4a	4b	4a	4b
1) Lasten	16,93	16,93	16,54	16,54
1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
1) Netto	16,93	16,93	16,54	16,54
2) Lasten	171,04	171,04	170,98	170,98
2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2) Netto	171,04	171,04	170,98	170,98
2.1) Lasten	95,38	95,38	95,36	95,36
2.1) Gutschriften	-587,61	-587,61	-587,54	-587,54
2.1) Netto	-492,24	-492,24	-492,17	-492,17
2.2) Lasten	0,37	0,37	0,36	0,36
2.2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Netto	0,37	0,37	0,36	0,36
2.3) Lasten	373,92	373,92	373,93	373,93
2.3) Gutschriften	-153,41	-153,41	-153,41	-153,41
2.3) Netto	220,51	220,51	220,52	220,52
2.4) Lasten	0,58	0,58	0,95	0,95
2.4) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.4) Netto	0,58	0,58	0,95	0,95
3) Lasten	0,57	0,57	0,57	0,57
3) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
3) Netto	0,57	0,57	0,57	0,57
3.1) Lasten	3,74	3,74	7,81	7,81
3.1) Gutschriften	-0,05	-0,05	-0,05	-0,05
3.1) Netto	3,68	3,68	7,75	7,75
4.1) Lasten	196,30	196,30	279,45	279,45
4.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
4.1) Netto	196,30	196,30	279,45	279,45
4.2) Lasten	377,69	377,69	537,67	537,67
4.2) Gutschriften	-687,47	-687,47	-687,40	-687,40
4.2) Netto	-309,78	-309,78	-149,73	-149,73
KK) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
KK) Gutschriften	0,00	0,00	-1.812,96	-1.812,96
KK) Netto	0,00	0,00	-1.812,96	-1.812,96
USE) Vermiedene Gutschriften (= Lasten)	0,00	1.690,40	0,00	1.690,39
USE) Vermiedene Lasten (= Gutschriften)	0,00	-2.752,34	0,00	-2.752,31
USE) Netto	0,00	-1.061,94	0,00	-1.061,92
Summe Lasten	1.236,52	2.926,92	1.483,61	3.174,00
Summe Gutschriften	-1.428,55	-4.180,89	-3.241,35	-5.993,66
Summe Netto (= PCFP TPO)	-192,03	-1.253,97	-1.757,74	-2.819,66

11.4.2 Abfall-Perspektive

Tabelle 11.20: LCI-Daten der Abfall-Perspektive zur Altreifen Sammellogistik (Prozessmodul 1) für die Prozessketten PY, WR und TV

Bezeichnung	Einheit	Wert	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT				
Altreifen	kg	1.000	Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	Reales Betriebsszenario der Pyrum Innovations AG [297]
Transport mit Diesel-LKW	km	70,0	GLO: Truck, Euro VI A-C, more than 32t gross weight/ 24,7t payload capacity; Treibstoff: DE: Diesel mix at filling Station (Sphera)	Nach Reifentyp gewichteter Mittelwert aus [224] sowie internen Angaben des Fahrradreifenherstellers Schwalbe (nicht öffentlich)
Transport mit Diesel-Gabelstapler	km	1,0	Kumulierte Transportdistanz auf Betriebsgelände (Rangierfahrten)	Annahme
	kg Diesel	0,69	DE: Diesel mix at filling Station (Sphera)	Emissionen nach [298] (Stapler-Typ: DSL1)
OUTPUT				
Altreifen	kg	1.000	Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	

Tabelle 11.21: LCI-Daten der Abfall-Perspektive zur mechanischen Aufbereitung (Prozessmodul 2) für die Prozessketten PY, WR und TV

Bezeichnung	Einheit	Wert	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT				
Altreifen	kg	1.000	Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	
Strom	kWh	210,0	DE: Electricity grid mix (Sphera)	Nach [224] und [19] für 4,0 mm Zielpartikelgröße (vgl. Siebkurve in Abbildung 11.3), Plausibilitätsprüfung nach [217, 220, 221, 309–311]
Wasser	kg	485,0	DE: Tap water from surface water (Sphera)	Nach [224], da konservativster Wert aus Abgleich mit [217, 221, 309, 311]
Stahl (Messer)	kg	0,52	Europe: Steel cold rolled coil (worldsteel)	Mittelwert aus [217, 221], da keine Angabe in [224]
Öl (Schmiermittel)	kg	0,006	DE: Lubricants at refinery (Sphera)	Mittelwert aus [217, 310], da keine Angabe in [224]
OUTPUT				
Gummigranulat (GG)	kg	670,0	GG-Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	Ausbeute GG als Mittelwert aus [217, 220, 221, 224, 309]
Stahl	kg	250,52	→ 95 wt.-% Recyclingrate (Prozessmodul 2.1): Cut-Off → 5 wt.-% Deponierate: Weiterbehandlung in Prozessmodul 2.2, RER: Inert matter on landfill (Sphera)	Summe Stahl aus Altreifen (250 kg) als Mittelwert aus [217, 220, 221, 224, 309] sowie Stahl aus Messerabnutzung (0,52 kg), EoL-Recyclingrate (95 wt.-%) und Deponierate (5 wt.-%) nach [299]
Textilgewebe	kg	80,0	→ Weiterbehandlung in Prozessmodul 2.3: Cut-Off	Mittelwert aus [217, 220, 221, 224, 309], Annahme: Textilgewebe nach [304] vereinfachend als Polyamid (PA) 6.6 festgelegt
Abwasser	kg	485,006	→ Weiterbehandlung in Prozessmodul 2.4, DE: Municipal wastewater treatment mix (Sphera)	Annahme: Abwasser beinhaltet die Inputflüsse Wasser und Öl (Schmiermittel)

Tabelle 11.22: LCI-Daten der Abfall-Perspektive zur Pyrolyse (Prozessmodul 3) für die Prozesskette PY

Bezeichnung	Einheit	Wert	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT				
Gummigranulat (GG)	kg	670,0	GG-Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	Material as received, inkl. 0,63 wt.-% H ₂ O gemäß Analytik (vgl. Abschnitt 6.1)
Strom	kWh	576,2	DE: Electricity grid mix (Sphera)	Nach [224], da konservativster Wert im Abgleich mit [220, 313, 314]
Wasser	kg	375,2	DE: Tap water from surface water (Sphera)	Nach [224] für offenen Kühlkreislauf (Verdunstungskühler)
Stickstoff	kg	2,35	DE: Nitrogen, gaseous (Sphera)	Annahme auf Basis interner Angaben (nicht öffentlich)
Öl (Kompressor)	kg	0,13	DE: Heavy fuel oil at refinery, 1,0wt.-% S (Sphera)	Nach [224]
Öl (Schmiermittel)	kg	0,0067	DE: Lubricants at refinery (Sphera)	Nach [224]
OUTPUT				
Pyrolysegas	kg	151,6	Alle Daten gemäß eigener Primärdatenerhebung (siehe Kapitel 6): • Massenbilanz (Kapitel 6.2.2 und 6.3.2), Plausibilitätsprüfung nach [24, 90, 224, 315] • Zusammensetzung Pyrolysegas (Tabelle 11.9), Plausibilitätsprüfung nach [112, 160, 294, 316, 317] • Heizwert 46,52 MJ kg⁻¹ (Kapitel 6.3.2), Plausibilitätsprüfung nach [24, 111, 224]	
Pyrolyseöl	kg	248,6		
Pyrolysekoks (Raw rCB)	kg	265,6		
Schlamm	kg	4,36	→ Weiterbehandlung in Prozessmodul 3.1: Cut-Off	Annahme: Schlamm beinhaltet Wasser aus GG (0,63 wt.-%), Öl (Kompressor) und Öl (Schmiermittel), Heizwert nach [224] auf 0,03 MJ kg ⁻¹ angepasst
Wasserdampf	kg	375,2	Wasserdampf in Atmosphäre	Entspricht Wasser-Input für offenen Kühlkreislauf (Verdunstungskühler)
Stickstoff	kg	2,35	Stickstoff in Atmosphäre	Entspricht Stickstoff-Input

Tabelle 11.23: LCI-Daten der Abfall-Perspektive zur Pyrolysegasreinigung und -verbrennung (Prozessmodule 4.1 und 4.2) für die Prozesskette PY

Bezeichnung	Einheit	Wert	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT				
Pyrolysegas	kg	151,6	Zusammensetzung siehe Tabelle 11.9, Heizwert 46,52 MJ kg ⁻¹ (rechnerisch)	Primärdaten aus eigenen Pyrolyse-Studien (siehe Kapitel 6.3.2)
Eisenpellets	kg	10,6	RER: Iron (II) sulphate (Sphera)	Sphera-Alternativedatensatz zu Fe ₂ O ₃ -Pellets, Masse nach [224]
Sauerstoff (O ₂)	kg	303,4	Annahme: vollständige Oxidation des Gases, Verbrennungsluft aus Umgebung (79 wt.-% N ₂ und 21 wt.-% O ₂)	Berechnung auf Basis der Gaszusammensetzung aus eigenen Pyrolysestudien (siehe Tabelle 11.9)
Stickstoff (N ₂)	kg	1.141,4		
OUTPUT				
Strom	kWh	705,2	Energie aus Prozess 4.1 versorgt Recyclingbetrieb (Closed Loop), Energie aus Prozess 4.2 ist Überschuss	Annahme: Elektrischer Wirkungsgrad 36 % und thermischer Wirkungsgrad 50 % nach [224], Plausibilitätsprüfung nach [319]
Thermische Energie	kWh	979,5		
CO ₂ (Gesamt)	kg	417,3	Berechnet auf Basis des Kohlenstoffgehalts im Pyrolysegas (bei stöchiometrischer Verbrennung)	
- davon fossiles CO ₂	kg	292,3	Für Ermittlung der Verteilung des fossilen und biogenen Kohlenstoffs siehe Kapitel 7.2.2.6	
- davon biogenes CO ₂	kg	125,0		
CH ₄	kg	0,02	Für die Abgaszusammensetzung wurden die CO ₂ -Emissionen der stöchiometrischen Verbrennung des Gasgemisches (Tabelle 11.9) um die Emissionsdaten nach [224] ergänzt, um den realistischen Betrieb einer Industrieanlage (inkl. unverbrannter Rückstände im Verbrennungsabgas) am Beispiel der Pyrum Innovations AG (Dillingen/Saar, Deutschland) zu berücksichtigen.	
CO	kg	0,09		
C ₄ H ₁₀	kg	0,005		
CH ₂ O	kg	0,004		
SO ₂	kg	0,2		
HCl	kg	0,004		
HF	kg	0,001		
NH ₃	kg	0,02	Durch die angewandte Berechnungsmethodik wurde die C-Bilanz ausgeglichen. Die durch diesen Ansatz entstehende Abweichung der Massenbilanz (etwa 2,0 wt.-% geringere Output-Masse im Vergleich zur Input-Masse) ist vernachlässigbar.	
NO _x	kg	0,002		
Feinstaub (Partikel < 2,5µm)	kg	0,0008		
Stickstoff (N ₂)	kg	1.141,4	Stickstoff in Atmosphäre	Entspricht Stickstoff-Input aus Verbrennungsluft

Tabelle 11.24: LCI-Daten der Abfall-Perspektive zur Raw rCB-Aufbereitung (Prozessmodul 5) für die Prozesskette PY

Bezeichnung	Einheit	Wert	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT				
Raw rCB	kg	265,6	Pyrolysekoks aus Prozess 3 (unbehandelt)	
Strom	kWh	257,6	DE: Electricity grid mix (Sphera)	Daten nach [224], beinhaltet Strom für gesamten Prozess
Thermische Energie	kWh	199,2	Abwärmenutzung aus Prozess 4.1 (Closed Loop)	Daten nach [224]
Wasser	kg	177,9	DE: Tap water from surface water (Sphera)	Daten nach [224]
OUTPUT				
rCB	kg	265,6	Verkaufsfertiges Produkt	
Wasserdampf	kg	177,9	Wasserdampf in Atmosphäre	Entspricht Wasser-Input, Daten nach [224]

Tabelle 11.25: GWP100 der Prozesskette PY (Abfall-Perspektive, Szenario 1a) auf Prozessmodulebene nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO₂-eq t⁻¹ Altreifen

Prozessmodul ↓ Biogenes CO ₂ →	Exkl. biogenem CO ₂	Inkl. biogenem CO ₂
1) Lasten	8,71	8,51
1) Gutschriften	0,00	0,00
1) Netto	8,71	8,51
2) Lasten	87,94	87,91
2) Gutschriften	0,00	0,00
2) Netto	87,94	87,91
2.1) Lasten	0,00	0,00
2.1) Gutschriften	0,00	0,00
2.1) Netto	0,00	0,00
2.2) Lasten	0,19	0,19
2.2) Gutschriften	0,00	0,00
2.2) Netto	0,19	0,19
2.3) Lasten	0,00	0,00
2.3) Gutschriften	0,00	0,00
2.3) Netto	0,00	0,00
2.4) Lasten	0,30	0,49
2.4) Gutschriften	0,00	0,00
2.4) Netto	0,30	0,49
3) Lasten	0,29	0,29
3) Gutschriften	0,00	0,00
3) Netto	0,29	0,29
3.1) Lasten	0,00	0,00
3.1) Gutschriften	0,00	0,00
3.1) Netto	0,00	0,00
4.1) Lasten	135,82	193,35
4.1) Gutschriften	0,00	0,00
4.1) Netto	135,82	193,35
4.2) Lasten	0,00	0,00
4.2) Gutschriften	0,00	0,00
4.2) Netto	0,00	0,00
5) Lasten	106,43	106,39
5) Gutschriften	0,00	0,00
5) Netto	106,43	106,39
KK) Lasten	0,00	0,00
KK) Gutschriften	0,00	-647,83
KK) Netto	0,00	-647,83
Gutschriften (rCB → CB)	-835,29	-835,59
Gutschriften (TPO → Naphtha)	-159,75	-159,88
Summe Lasten	339,68	397,12
Summe Gutschriften	-995,04	-1.643,31
Summe Netto	-655,36	-1.246,19

Tabelle 11.26: GWP100 der Prozesskette WR (Abfall-Perspektive, Szenario 1a) auf Prozessmodulebene nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO₂-eq t⁻¹ Altreifen

Prozessmodul ↓ Biogenes CO ₂ →	Exkl. biogenem CO ₂		Inkl. biogenem CO ₂	
1) Lasten	8,71		8,51	
1) Gutschriften	0,00		0,00	
1) Netto	8,71		8,51	
2) Lasten	87,94		87,91	
2) Gutschriften	0,00		0,00	
2) Netto	87,94		87,91	
2.1) Lasten	0,00		0,00	
2.1) Gutschriften	0,00		0,00	
2.1) Netto	0,00		0,00	
2.2) Lasten	0,19		0,19	
2.2) Gutschriften	0,00		0,00	
2.2) Netto	0,19		0,19	
2.3) Lasten	0,00		0,00	
2.3) Gutschriften	0,00		0,00	
2.3) Netto	0,00		0,00	
2.4) Lasten	0,30		0,49	
2.4) Gutschriften	0,00		0,00	
2.4) Netto	0,30		0,49	
KK) Lasten	0,00		0,00	
KK) Gutschriften	0,00		-595,96	
KK) Netto	0,00		-595,96	
Qualitätskorrektur Substitute →	Exkl.	Inkl.	Exkl.	Inkl.
Gutschriften (GG → EPDM)	-1.178,09	-206,17	-1.179,61	-206,43
Gutschriften (GG → SBR)	-1.070,20	-218,50	-1.074,81	-219,44
Summe Lasten	97,14	97,14	97,09	97,09
Summe Gutschriften	-2.248,28	-424,67	-2.850,38	-425,87
Summe Netto	-2.151,15	-327,53	-2.753,29	-328,78

Tabelle 11.27: GWP100 der Prozesskette TV (Abfall-Perspektive, Szenario 1a) auf Prozessmodulebene nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO₂-eq t⁻¹ Altreifen

Prozessmodul ↓ Biogenes CO ₂ →	Exkl. biogenem CO ₂	Inkl. biogenem CO ₂
1) Lasten	8,71	8,51
1) Gutschriften	0,00	0,00
1) Netto	8,71	8,51
2) Lasten	87,94	87,91
2) Gutschriften	0,00	0,00
2) Netto	87,94	87,91
2.1) Lasten	0,00	0,00
2.1) Gutschriften	0,00	0,00
2.1) Netto	0,00	0,00
2.2) Lasten	0,19	0,19
2.2) Gutschriften	0,00	0,00
2.2) Netto	0,19	0,19
2.3) Lasten	0,00	0,00
2.3) Gutschriften	0,00	0,00
2.3) Netto	0,00	0,00
2.4) Lasten	0,30	0,49
2.4) Gutschriften	0,00	0,00
2.4) Netto	0,30	0,49
6.1) Lasten	1.457,71	1.656,65
6.1) Gutschriften	0,00	0,00
6.1) Netto	1.457,71	1.656,65
KK) Lasten	0,00	0,00
KK) Gutschriften	0,00	-198,91
KK) Netto	0,00	-198,91
Gutschriften (Strom)	-351,35	-351,20
Gutschriften (Wärme)	-517,78	-517,93
Summe Lasten	1.554,85	1.753,74
Summe Gutschriften	-869,13	-1.068,03
Summe Netto	685,71	685,71

11.4.3 Technologievergleich (Produkt-Perspektive)

Tabelle 11.28: LCI-Daten zur Altreifen Sammellogistik (Prozessmodul 1)

Bezeichnung	Einheit	Wert rCB	Wert TPO	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT					
Altreifen	kg	3.033,00	5.718,53	Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	Materialmix aus realem Betriebsszenario der Pyrum Innovations AG [296, 297]
Transport mit Diesel-LKW	km	70,00	70,00	GLO: Truck, Euro VI A-C, more than 32t gross weight/ 24,7t payload capacity; Treibstoff: DE: Diesel mix at filling Station (Sphera)	Nach Reifentyp gewichteter Mittelwert aus [224] sowie internen Angaben des Fahrradreifenherstellers Schwalbe (nicht öffentlich)
Transport mit Diesel-Gabelstapler	km	1,00	1,00	Kumulierte Transportdistanz auf Betriebsgelände (Rangierfahrten)	Annahme
	kg Diesel	2,09	3,95	DE: Diesel mix at filling Station (Sphera)	Emissionen nach [298] (Stapler-Typ: DSL1)
OUTPUT					
Altreifen	kg	3.033,00	5.718,53	Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	

Tabelle 11.29: LCI-Daten zur mechanischen Aufbereitung (Prozessmodul 2)

Bezeichnung	Einheit	Wert rCB	Wert TPO	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT					
Altreifen	kg	3.033,00	5.718,53	Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	
Strom	kWh	636,93	1.200,89	DE: Electricity grid mix (Sphera)	Nach [224] und [19] für 4,0 mm Zielpartikelgröße (vgl. Siebkurve in Abbildung 11.3), Plausibilitätsprüfung nach [217, 220, 221, 309–311]
Wasser	kg	1.471,00	2.773,49	DE: Tap water from surface water (Sphera)	Nach [224], da konservativster Wert aus Abgleich mit [217, 221, 309, 311]
Stahl (Messer)	kg	1,58	2,97	Europe: Steel cold rolled coil (worldsteel)	Mittelwert aus [217, 221], da keine Angabe in [224]
Öl (Schmiermittel)	kg	0,0181	0,0343	DE: Lubricants at refinery (Sphera)	Mittelwert aus [217, 310], da keine Angabe in [224]
OUTPUT					
Gummigranulat (GG)	kg	2.032,10	3.831,42	GG-Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	Ausbeute GG als Mittelwert aus [217, 220, 221, 224, 309], um möglichst breite Datenbasis zu schaffen und Schwankungen je nach Reifenart abzubilden
Stahl	kg	759,83	1.432,60	→ 95 wt.-% Recyclingrate: Weiterbehandlung in Prozessmodul 2.1 (ausgeschlossen im Base Case), GLO: Credit for recycling of steel scrap (Sphera) → 5 wt.-% Deponierate: Weiterbehandlung in Prozessmodul 2.2, RER: Inert matter on landfill (Sphera)	Summe Stahl aus Altreifen (25 wt.-%) als Mittelwert aus [217, 220, 221, 224, 309] sowie Stahl aus Messerabnutzung, EoL-Recyclingrate (95 wt.-%) und Deponierate (5 wt.-%) nach [299]
Textilgewebe	kg	242,64	457,48	→ Weiterbehandlung in Prozessmodul 2.3 (ausgeschlossen im Base Case), DE: Polyamide (PA) 6.6 in waste incineration plant (0% H ₂ O content, Sphera)	Mittelwert aus [217, 220, 221, 224, 309], Annahme: Textilgewebe nach [304] vereinfachend als Polyamid (PA) 6.6 festgelegt
Abwasser	kg	1.471,02	2.773,52	→ Weiterbehandlung in Prozessmodul 2.4, DE: Municipal wastewater treatment mix (Sphera)	Annahme: Abwasser beinhaltet die Inputflüsse Wasser und Öl (Schmiermittel)

Tabelle 11.30: LCI-Daten zur Pyrolyse (Prozessmodul 3)

Bezeichnung	Einheit	Wert rCB	Wert TPO	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT					
Gummigranulat (GG)	kg	2.032,10	3.831,42	GG-Mix aus PKW-, LKW- und Fahrradreifen	Material im Anlieferungszustand, inkl. 0,63 wt.-% H ₂ O (siehe Analytik in Kapitel 6.1)
Strom	kWh	1.747,61	3.295,02	DE: Electricity grid mix (Sphera)	Nach [224], da konservativster Wert im Abgleich mit [220, 313, 314]
Wasser	kg	1.137,98	2.145,59	DE: Tap water from surface water (Sphera)	Nach [224] für offenen Kühlkreislauf (Verdunstungskühler)
Stickstoff	kg	7,11	13,41	DE: Nitrogen, gaseous (Sphera)	Annahme auf Basis interner Angaben (nicht öffentlich)
Öl (Kompressor)	kg	0,406	0,77	DE: Heavy fuel oil at refinery, 1,0wt.-% S (Sphera)	Nach [224]
Öl (Schmiermittel)	kg	0,0203	0,0383	DE: Lubricants at refinery (Sphera)	Nach [224]
OUTPUT					
Pyrolysegas	kg	431,42	813,41	Alle Daten zur Produktverteilung nach [224, 225]	
Pyrolyseöl	kg	530,38	1.000,00		
Pyrolysekoks (Raw rCB)	kg	1.000,00	1.885,44		
Schlamm	kg	70,74	133,37	→ Weiterbehandlung in Prozessmodul 3.1 (ausgeschlossen im Base Case), DE: Municipal waste in waste incineration plant, 38.6% H ₂ O content (Sphera)	Annahme: Schlamm beinhaltet Wasser aus Anlieferungszustand des GG, Öl (Kompressor) und Öl (Schmiermittel), Heizwert nach [224] auf 0,03 MJ kg ⁻¹ angepasst
Wasserdampf	kg	1.137,98	2.145,59	Wasserdampf in Atmosphäre	Entspricht Wasser-Input für offenen Kühlkreislauf (Verdunstungskühler)
Stickstoff	kg	7,11	13,41	Stickstoff in Atmosphäre	Entspricht Stickstoff-Input

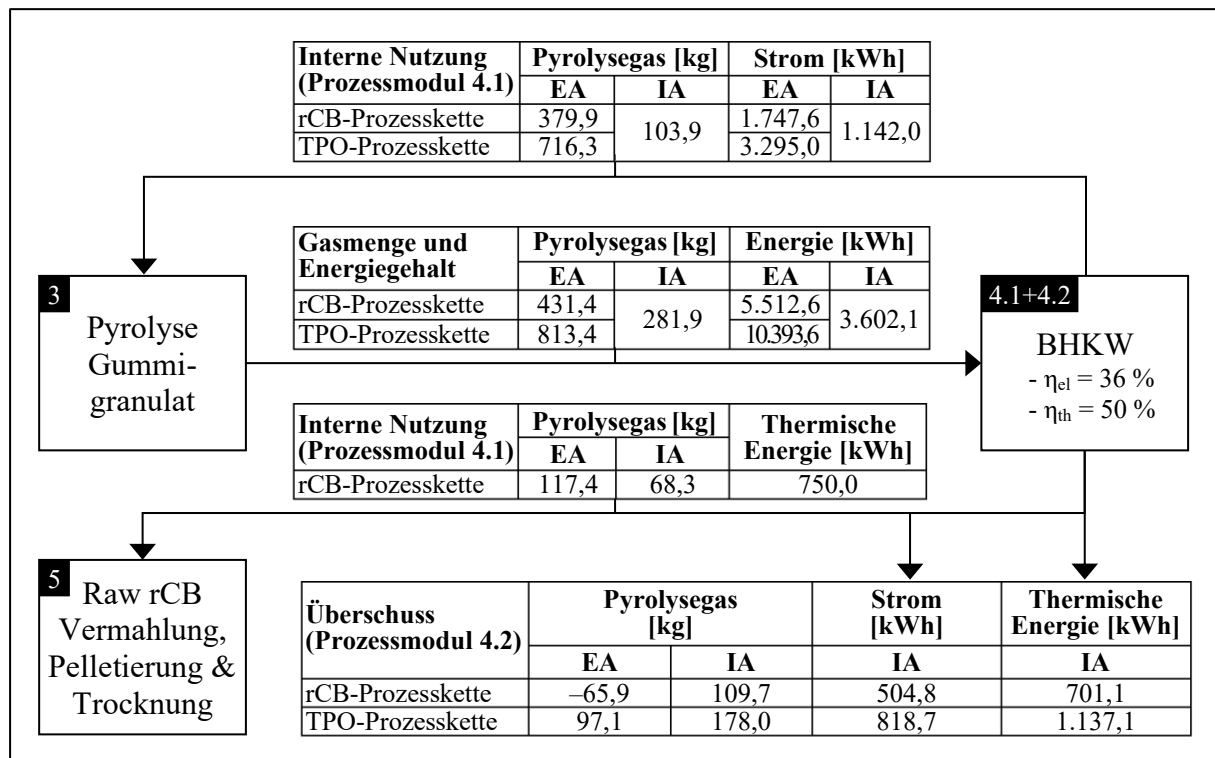


Abbildung 11.16: Massen- und Energieströme der Pyrolysegasreinigung und -verbrennung (Prozessmodule 4.1 und 4.2) des Vertikalreaktors (Produkt-Perspektive), IA: Inklusive Allokation der Prozessmodule 3 (Massenallokation) und 4.1 (energetische Allokation), EA: Exklusive Allokation der Prozessmodule 3 und 4.1 (rein physische Massenströme)

Tabelle 11.31: LCI-Daten zur Pyrolysegasreinigung und -verbrennung (Prozessmodule 4.1 und 4.2)

Bezeichnung	Einheit	Wert rCB	Wert TPO	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT					
Pyrolysegas	kg	431,42	813,41	Heizwert 46,00 MJ kg ⁻¹	Nach [224]
Eisenpellets	kg	30,20	56,94	RER: Iron (II) sulphate (Sphera)	Sphera-Alternativdatensatz zu Fe ₂ O ₃ -Pellets, Masse nach [224]
OUTPUT					
Strom	kWh	1.984,53	3.741,69	Energie aus Prozessmodul 4.1 versorgt Recyclingbetrieb (Closed Loop), Energie aus Prozessmodul 4.2 ist Überschuss (Details siehe Abbildung 11.16)	Annahme nach [224]: η _{el} = 36 % und η _{th} = 50 %, Plausibilitätsprüfung nach [319]
Thermische Energie	kWh	2.756,29	5.196,79		
CO ₂ (Gesamt)	kg	1.408,99	2.656,54	Alle Emissionsdaten nach [224], Verteilung des fossilen und biogenen Kohlenstoffs: - Pyrolysegas nach [224]: - ξ_{C,gesamt,Gas} = 72 wt.-% - ξ_{C,biogen,Gas} = 27 wt.-% - ξ_{C,fossil,Gas} = 73 wt.-% - rCB: - ξ_{C,gesamt,rCB} = 80 wt.-% (Mittelwert Pyrum rCB nach [364]) - ξ_{C,biogen,rCB} = 4,96 wt.-% (Berechnung unter Verwendung von Gleichung (7.1) unter Annahme von 6,29 pMC für rCB nach [323] sowie REF = 101,5 nach [321, 322]) - TPO: - ξ_{C,biogen,TPO} = 59,09 wt.-% (Berechnung als Differenz unter Verwendung von Gleichung (7.2))	
- davon fossiles CO ₂	kg	1.040,20	1.961,22		
- davon biogenes CO ₂	kg	368,78	695,31		
CH ₄	kg	0,043	0,081		
CO	kg	0,244	0,459		
C ₄ H ₁₀	kg	0,015	0,028		
CH ₂ O	kg	0,012	0,023		
SO ₂	kg	0,572	1,079		
HCl	kg	0,012	0,023		
HF	kg	0,003	0,005		
NH ₃	kg	0,043	0,080		
NO _x	kg	0,006	0,011		
Feinstaub (Partikel < 2,5 µm)	kg	0,002	0,004		

Tabelle 11.32: LCI-Daten zur Vermahlung, Pelletierung und Trocknung (Prozessmodul 5, nur für rCB-Prozesskette)

Bezeichnung	Einheit	Wert rCB	Spezifikation/ Datensatz	Datenquelle/ Kommentar
INPUT				
Raw rCB	kg	1.000,00	Pyrolysekoks aus Prozessmodul 3 (unbehandelt)	
Strom	kWh	970,00	DE: Electricity grid mix (Sphera)	Nach [224], beinhaltet Strom für gesamten Prozess
Thermische Energie	kWh	750,00	Abwärmenutzung aus Prozessmodul 4.1 (Closed Loop)	Nach [224]
Wasser	kg	670,00	DE: Tap water from surface water (Sphera)	Nach [224]
OUTPUT				
rCB (Produkt)	kg	1.000,00	Verkaufsfertiges Produkt (verlässt Systemgrenzen)	
Wasserdampf	kg	670,00	Wasserdampf in Atmosphäre	Entspricht Wasser-Input, Daten nach [224]

Tabelle 11.33: PCFP (Vertikalreaktor) für rCB und TPO, Ergebnisse des Szenarios 1a auf Prozessmodulebene, GWP100 nach IPCC AR6, inkl. LUC in kg CO₂-eq t⁻¹ rCB

Prozessmodul ↓ Prozesskette →	Exkl. biogenem CO ₂		Inkl. biogenem CO ₂	
	rCB	TPO	rCB	TPO
1) Lasten	17,25	17,25	16,86	16,86
1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
1) Netto	17,25	17,25	16,86	16,86
2) Lasten	174,29	174,29	174,22	174,22
2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2) Netto	174,29	174,29	174,22	174,22
2.1) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
2.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.1) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Lasten	0,37	0,37	0,37	0,37
2.2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.2) Netto	0,37	0,37	0,37	0,37
2.3) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
2.3) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.3) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
2.4) Lasten	0,59	0,59	0,97	0,97
2.4) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
2.4) Netto	0,59	0,59	0,97	0,97
3) Lasten	0,58	0,58	0,58	0,58
3) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
3) Netto	0,58	0,58	0,58	0,58
3.1) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
3.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
3.1) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
4.1) Lasten	418,05	252,33	564,40	340,66
4.1) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
4.1) Netto	418,05	252,33	564,40	340,66
4.2) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
4.2) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
4.2) Netto	0,00	0,00	0,00	0,00
5) Lasten	400,74	0,00	400,57	0,00
5) Gutschriften	0,00	0,00	0,00	0,00
5) Netto	400,74	0,00	400,57	0,00
KK) Lasten	0,00	0,00	0,00	0,00
KK) Gutschriften	0,00	0,00	-327,95	-2.254,88
KK) Netto	0,00	0,00	-327,95	-2.254,88
Summe Lasten	1.011,88	445,41	1.157,98	533,66
Summe Gutschriften	0,00	0,00	-327,95	-2.254,88
Summe Netto (= PCFP rCB)	1.011,88	445,41	830,03	-1.721,21