



Projektverbund für mehr Ressourceneffizienz in der bayerischen Wirtschaft
insbesondere für KMU und Handwerk – **ForCYCLE II**

Abschlussbericht

*Rohstoffsicherung- und erhalt durch Aufbereitung und Verwertung von Gießerei-Stäuben – Bayerisches Konsortium für Gießereistaub-Metall-Rückgewinnung – **BGMR***

Projektleiter und durchführende Hochschule

Prof. Dr. Richard Wehrich
Universität Augsburg
Institut für Materials Resource Management
Am Technologiezentrum 8, 86159 Augsburg
Tel. 0821/598-69131
E-Mail richard.wehrich@uni-a.de

Projektmitarbeiter und -mitarbeiterinnen

Dr., Karsten Wambach, bifa
Anita Gottlieb, bifa
Christian Strakos, MRM
Clara Marx, MRM
Elias Bauer, MRM
Nils Reimers, MRM
Lukas Günther, MRM
Jan Endriss, MRM

Kooperationspartner

Prof. Dr. Wolfgang Rommel
bifa Umweltinstitut GmbH
Am Mittleren Moos 46, 86167 Augsburg
wrommel@bifa.de

Dr. Jens Soentgen
Universität Augsburg, WZU
Universitätsstraße 1, 86135 Augsburg
jens.soentgen@wzu.uni-augsburg.de

Projektlaufzeit

01. Juli 2019 bis 30. Juni 2022

Augsburg, Juni 2022



Abstract (Kurzzusammenfassung)

Die Implementierung von Maßnahmen zur Effizienzsteigerung, Optimierung von Produktionsprozessen und das Handeln im Sinne einer Kreislaufwirtschaft wird immer bedeutender. Nicht nur die mit dem Klimawandel einhergehenden Phänomene erinnern daran, sondern besonders in der aktuellen Zeit, die Vulnerabilität durch Materialengpässe, ausgelöst durch internationale Krisen. Das neunte Teilprojekt des ForCYCLE II-Verbunds beschäftigte sich mit der Entwicklung und Umsetzung von Konzepten für mehr Ressourceneffizienz in bayerischen Gießereien. Die Abfälle treten dort in hohem Ausmaß in Form von Stäuben an. Diese werden zu einem großen Teil deponiert oder enden als Bergversatz und werden somit der Wertschöpfung entzogen. Steigende Entsorgungskosten belasten dabei auch die Gießereien. Ziel war es den Gießereiprozess zu analysieren, Stäube zu charakterisieren und eine praktikable Lösung für die Gießereien zu finden. Hierfür wurden Extraktionsversuche mit Deep Eutectic Solvents und mittels Bioleaching sowie elektrostatische Separationsversuche mit einem Korona-Walzen-Scheider durchgeführt. Es wurden Rezepturen entwickelt, um Stäube in großem Maßstab durch Beimischung bei der Produktion von Siliziumkarbid-Formlingen wiederzuverwerten. Abschließend wurde ein Modell entwickelt, welches auf Grundlage von ökologischen Indikatoren als Entscheidungshilfe dienen kann, wenn mehrere Wege einer Abfallführung möglich sind.

Inhaltsverzeichnis

Abstract (Kurzzusammenfassung)	2
Inhaltsverzeichnis	3
1 Hintergrund, Aufgabenstellung und Zielsetzung	5
2 Planung und Ablauf der Arbeiten	7
2.1 Theoretische Grundlagen.....	7
2.1.1. Nachhaltigkeit und Kreislaufwirtschaft.....	7
2.1.2. Digitalisierung in der Gießerei 4.0	10
2.1.3. Parametrisierung von Nachhaltigkeit.....	11
2.1.4. Grundlagen der Modellierung.....	13
2.2 Experimentelle Grundlagen.....	15
2.2.1. Charakterisierung der Stäube	15
2.2.2. Grundsatzversuche zur Staubaufbereitung	15
2.2.3. Verwertung durch Beimischung zu SiC-Formlingen	18
3 Darstellung und Bewertung der erzielten Ergebnisse	19
3.1 Stauberfassung und Digitalisierung.....	20
3.2 Staubaufbereitung.....	23
3.2.1. Bioleaching	23
3.2.2. Elektrostatische Trennung	23
3.2.3. Deep Eutectic Solvents	25
3.2.4. Fazit zu den Aufbereitungsversuchen	25
3.3 Wiederverwertung durch Beimischung zu SiC-Formlingen	25
3.3.1. V1.0-V4.0: Versuchsreihen mit SiC, Gießereistaub mit und ohne Koksgrus..	26
3.3.2. V5.0-V7.1: Versuchsreihen mit Gießereistaub und Koksgrus	27
3.3.3. V8.0-V9.2: Versuchsreihen mit Gießereistaub	27
3.3.4. Substitution des Bindemittels	28
3.4 Modellierung.....	31
3.4.1. Optimierungsmodell zur Gießereistaub-Entsorgung.....	31
3.4.2. Anwendungsbeispiel	35
4 Praktische Anwendbarkeit der Ergebnisse und Darstellung der Kooperation mit Wirtschaftspartnern	37
5 Veröffentlichungen im Rahmen des Projekts	38

6	Zusammenarbeit mit Kooperationspartnern und im Projektverbund	38
7	Zusammenfassung.....	38
8	Ausblick	39
	Literaturverzeichnis.....	40
	Anhang	43
	Anlage 1	43
	Anlage 2	43
	Anlage 3	46
	Anlage 4	46
	Anlage 5	48
	Anlage 6	50
	Anlage 7	57
	Anlage 8	60
	Anlage 9	61

1 Hintergrund, Aufgabenstellung und Zielsetzung

Die Gießereitechnik hat sich über die letzten Jahrzehnte zu einer Technologie mit hoher Anwendungsbreite entwickelt. Deutschlandweit wurden 2020 3,48 Millionen Tonnen Gussprodukte hergestellt und ein Umsatz von 10,18 Milliarden Euro generiert (BDG, 2020, S. 1). Circa 91 % aller Unternehmen beschäftigen weniger als 500 Mitarbeiter. Damit ist die Gießerei-Branche ein klassischer Vertreter des Mittelstands. Insgesamt waren 2020 rund 68.000 Mitarbeiter beschäftigt (BDG, 2020, S. 1). Auch in Bayern ist die Metallerzeugnisbranche mit den Schwerpunkten Apparate-, Maschinen- und Fahrzeugbau, sowie im Metallhandel und der Baubranche von besonderer Wichtigkeit. 2019 waren 111.114 Beschäftigte mit der Herstellung von Metallerzeugnissen tätig (baymevbm, 2020, S. 3). Rund 25.000 Mitarbeiter zählte die Erzeugung von Blankstahl, Kaltprofilen und kaltgezogenem Draht, Erzeugung und Bearbeitung von NE-Metallen sowie Gießereien (baymevbm, 2020, S. 18). In der metallverarbeitenden Industrie, insbesondere in den Gießereien selbst, kommt es, wie in vielen Industriebereichen, produktionstechnisch oft zu mehreren Abfallströmen. Für Gießereien fallen diese unter anderem in Form von Filterstäuben an. Chemische und physikalische Eigenschaften dieser Stäube variieren dabei nicht nur von Gießerei zu Gießerei, sondern oft auch schon von Anfallstelle zu Anfallstelle. Innerhalb der Gießereien treten die Stäube an verschiedenen Stellen auf (siehe Abbildung 1).

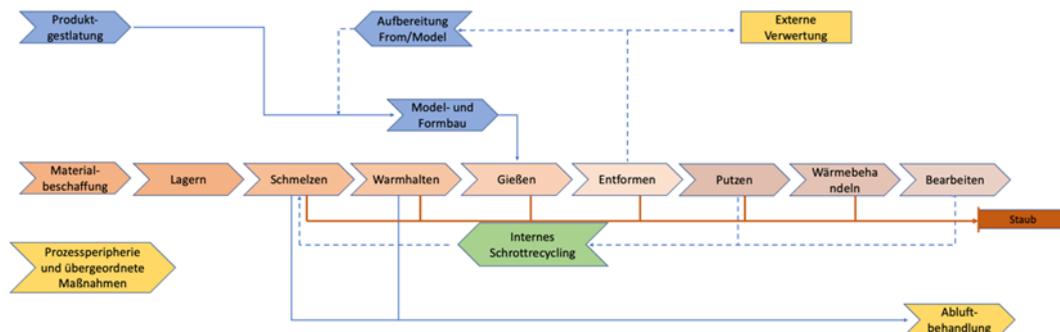


Abbildung 1: Gießereiprozess mit Staubanfall (Eigene Darstellung in Anlehnung an (Matthias Putz et al., 2015).

Je nach Fraktion handelt es sich dabei um Stäube mit einem hohen Metall-Gehalt, die sich prinzipiell für eine Wiederverwertung eignen. Die Umsetzung entsprechender Methoden stößt dabei auf mehrere Hürden. Zum einen erschwert die Heterogenität der Stäube einen breiten Einsatz flächendeckender Recyclingmethoden. Die Sammlung bzw. Absaugung der Stäube ist nicht einheitlich geregelt. In manchen Gießereien werden gewisse Fraktionen über eine zentrale Absaugung gesammelt. In anderen werden die Stäube jeder Anfallstelle getrennt voneinander abgesaugt. Zum anderen besitzt der Gießereistaub als Abfall selbst keinen hohen finanziellen Wert. Um ökonomisch zu handeln, muss ein Prozess daher in einem finanziellen Rahmen ablaufen, welcher eine gewisse Rentabilität für die Unternehmen garantiert.

In den meisten Fällen werden die Stäube daher aktuell in Bigbags gesammelt (siehe Abbildung 2) und enden auf Deponien oder als Bergversatz.



Abbildung 2: Beispiel einer Staubabsaugung in einen Bigbag (Quelle: Partnergießerei).

Die Dringlichkeit an diesem Status Quo etwas zu ändern, steigt jedoch zunehmend. Der Platz auf den Deponien ist endlich und die Entsorgungskosten steigen. Unabhängig von der Einstufung in verschiedene Deponieklassen stellt eine grundsätzliche Knappheit an Deponien in Deutschland ein großes Problem bei der Entsorgung von Gießereistäuben dar. Zählte man im Jahr 2005 noch 1.948 Deponien, kam man 2019 nur noch auf 1.027 (Breitkopf, 2021). Aufgrund einer geringen Datensicherheit, die Planungen erschwert, ist die Deponierung kein Konzept, das eine dauerhafte Abnahmesicherheit für Gießereistäube gewährleisten kann und es daher notwendig macht, sich nach Alternativen im Recyclingbereich umzusehen und alternative Verfahren zu etablieren (BDG, 2016).

Gesetzliche Vorgaben bezüglich Nachhaltigkeit und Umweltschutz haben sich in den letzten Jahren verschärft und tendieren dazu strikter zu werden. Für die bayerischen Gießereien ist, wie auch in vielen anderen Industriezweigen, eine noch umweltfreundlichere Produktion ein wichtiger Baustein der Unternehmensstrategie. Das Thema Ressourceneffizienz ist von immer höherer Relevanz und für die Unternehmen ist es wichtig, möglichst umweltschonend an ihren Standorten zu produzieren. Eine moderne, nachhaltige Kreislaufwirtschaft zielt nicht nur auf den Anfang der Rohstoffkette (Zugang, Kritikalität), sondern verknüpft sie mit dem Ende der Stoffkette (Reststoffe, Abfall), hin zum Recycling-Prozess.

2 Planung und Ablauf der Arbeiten

Die praktischen Arbeiten fanden in Kooperation mit den Projektpartnern teils als externe Versuche und teils an der Universität statt. Aufgrund der Folgen der Corona-Pandemie kam es dabei teilweise betriebsbedingt zu Verzögerungen. Der kommunikative Austausch zwischen den Projektpartnern und den Wissenschaftlern der Universität war jedoch stets gegeben und man konnte sich an die Rahmenbedingungen entsprechend anpassen.

Im Folgenden werden theoretische Grundlagen zu den relevanten Themengebieten sowie die angewandten wissenschaftlichen Methoden vorgestellt.

2.1 Theoretische Grundlagen

Im Folgenden werden die Grundlagen vorgestellt, die mit den theoretischen Grundüberlegungen und der Modellierung im Projekt zusammenhängen.

2.1.1. Nachhaltigkeit und Kreislaufwirtschaft

Der „moderne“ Begriff der Nachhaltigkeit wurde durch die Weltkommission für Umwelt und Entwicklung der Vereinten Nationen geprägt. Die sogenannte Brundtland-Kommission erarbeitete 1987 den Zukunftsbericht „Our Common Future“ in dem eine Entwicklung dann als dauerhaft oder zukunftsfähig angesehen wird, wenn diese den Bedürfnissen der heutigen Generationen gerecht wird, ohne den künftigen Generationen das Potenzial zur Befriedigung ihrer Bedürfnisse und der Wahl ihres Lebensstils zu verwehren (Hauff & Brundtland, 1987). Daraus lässt sich auch die gegenwärtige ge-läufige Bezeichnung der „nachhaltigen Entwicklung“ bzw. „sustainable development“ ableiten. Trotzdem gibt es einen Unterschied zwischen den Begriffen Nachhaltigkeit und nachhaltiger Entwicklung. Die Nachhaltigkeit beschreibt einen Zustand und Beständigkeit, wohingegen die nachhaltige Entwicklung eine Bewegung, einen Prozess bzw. eine Dynamik beschreibt. Beide Begriffe sind jedoch so miteinander verknüpft, dass keiner alleinstehen kann, da die Nachhaltigkeit die Grundlage zur nachhaltigen Entwicklung bildet (Pufé, 2017).

Die Entwicklung des Begriffs der Nachhaltigkeit zeigt, dass oftmals unterschiedliche Aspekte im Fokus der Nachhaltigkeit betrachtet werden. Sowohl Aspekte wie der Umweltschutz als auch Aspekte wie die soziale Gerechtigkeit fließen hier mit ein. Letztlich kristallisiert sich die Nachhaltigkeit als konkretes Konzept zur Erhaltung der Gesamtleistungsfähigkeit der natürlichen Lebensgrundlagen heraus. In diesem Zusammenhang sollen besonders die menschlichen Grundbedürfnisse nach Nahrung, Wasser und Hygiene für die aktuelle und kommenden Generationen gesichert werden. Diese anthropozentrische Herangehensweise verbindet einen wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Fortschritt, welche sowohl ökologischen als auch ökonomischen und sozialen Kriterien zur Erhaltung der menschlichen Existenzgrundlage gerecht wird (Brandt, 2002; Hungerbühler et al., 1999; Koch & Monßen, 2006). Aus diesen Grundbedingungen ergeben sich die drei ineinandergreifenden Bereiche der nachhaltigen Entwicklung, die in der folgenden Abbildung 3 dargestellt sind.

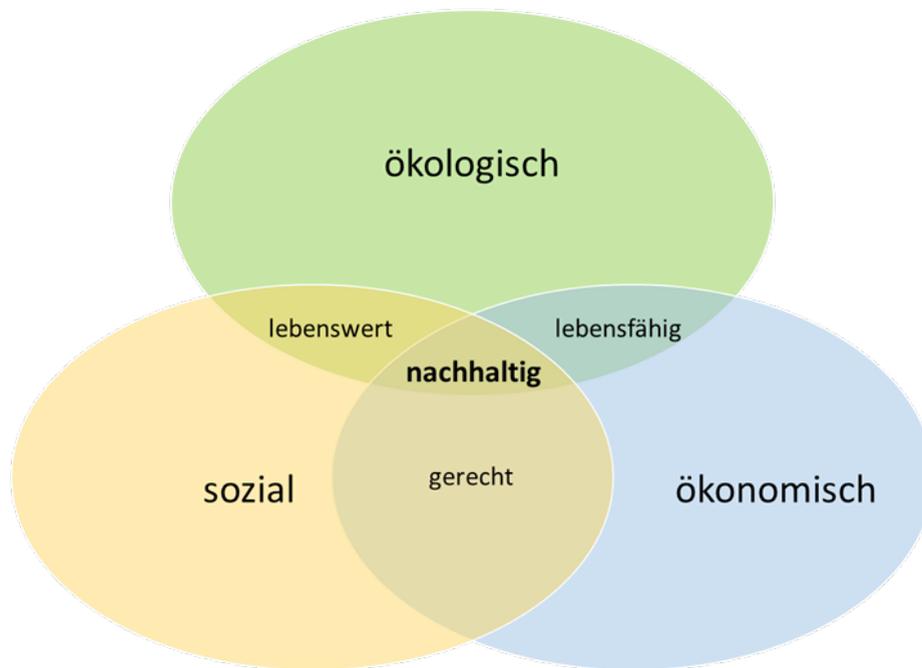


Abbildung 3: Säulenmodell der nachhaltigen Entwicklung (Eigene Darstellung in Anlehnung an (Mayer, 2017)).

Eine nachhaltige Entwicklung soll alle drei Dimensionen der Nachhaltigkeit miteinander verknüpfen und gleichzeitig Rebound Effekte, die negative Umwelteinflüsse und Ressourceneffizienz durch mehr Konsum und Ziele der Nachhaltigkeit, Kosten, Qualität etc. aller an der Wertschöpfungskette beteiligten Parteien berücksichtigen (Michelsen & Adomßent, 2014).

Politisch wurde dies mit der Verabschiedung des Kreislaufwirtschaft- und Abfallgesetzes im Jahr 1994 besiegelt. Durch die Einführung der Verordnung zur Rücknahme von gebrauchten Batterien, Fahrzeugen und Elektrogeräten wurde auch der Abfallbegriff hin zum Wirtschaftsgut neu definiert (Stiehl & Hirth, 2012). Im Jahr 2012 trat das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) in Kraft, mit der Zielsetzung einer Förderung der Ressourcenschonung, sowie zum Schutz der Umwelt und Menschen bei der Erzeugung und dem Umgang von Abfällen. Damit die Kreislaufwirtschaft funktioniert ist eine zukunftsweisende Ressourcenstrategie von großer Bedeutung. Dabei muss die Entstehung, Nutzung, sowie Verwendung nach der Nutzung von Ressourcen transparent gehalten werden. Da die Verfügbarkeit von Rohstoffen und Materialien begrenzt ist, sind Stoffkreisläufe, um dem vollständigen Verbrauch entgegenzuwirken, unabdingbar. Abbildung 4 zeigt einen solchen Stoffkreislauf, der gleichzeitig das Konzept der Kreislaufwirtschaft beschreibt. Grundsätzlich soll so eine hohe Produktivität, der Einsatz von umweltfreundlicheren Materialien und die Vermeidung des Rückgangs von Rohstoffen, sowie Abfall realisierbar sein. Dazu werden aber schon vor Beginn eines Produktlebenszyklus Informationen über anthropogene Lager und die Ressourcenbestände benötigt. Das gesamte System kann dabei aus den vier verschiedenen Betrachtungsebenen sozio-kulturell, ökonomisch, ökologisch und politisch angesehen werden. Dabei müssen sowohl Primärrohstoffe, also noch nicht verarbeitete Ressourcen als auch die bereits verarbeiteten als Sekundärressourcen erfasst werden. Diese Informationen müssen ständig aktualisiert werden, um somit politische Handlungsmaßnahmen für eine effiziente und nach Möglichkeit vollständige Ressourcennutzung zu konzipieren. Dabei müssen auch die Rezyklierungsphasen (Re-Phasen) sowie die Aspekte der Nachhaltigkeit in Form der sozialen, ökonomischen und ökologischen Faktoren berücksichtigt werden (Reller et al., 2017).

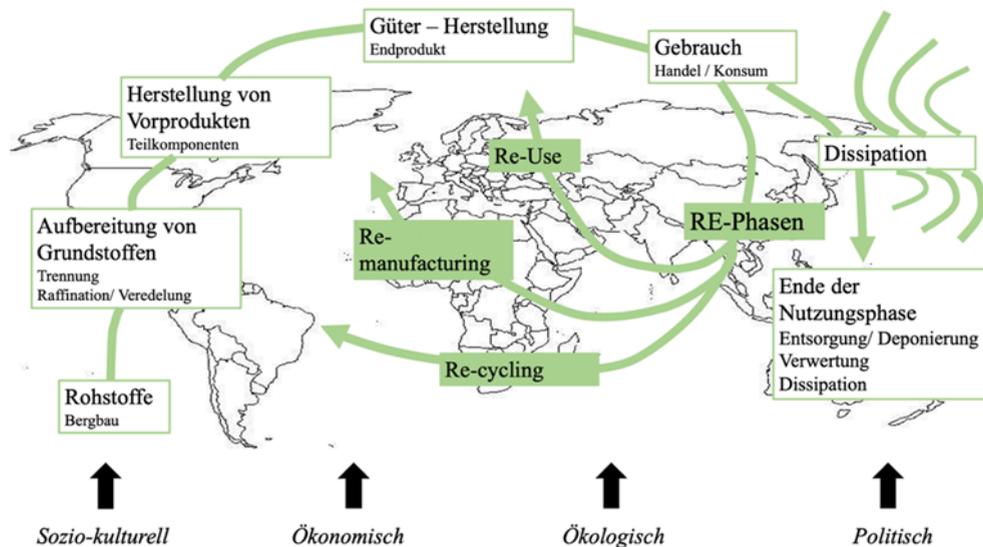


Abbildung 4: Konzept der Stoffgeschichte (eigene Darstellung in Anlehnung an (Reller et al.; Reller et al., 2013).

Der Energieverbrauch bei der Herstellung von Eisen, Stahl und NE-Metallen ist hoch. Die Metalle müssen durch Reduktion und Raffination bei hohen Temperaturen gewonnen werden. In den Gießereiprozessen werden zunehmend Anteile an Sekundärstoffen, also recycelter Rohstoffe, in Form von Schrott oder Abfallstoffen (z.B. Legierungsbriketts, Späne etc.) eingesetzt. Diese Änderung führte zur Reduzierung des spezifischen Energieverbrauchs und Emissionen pro Tonne der hergestellten Materialien (Deike, 2020). Im Jahr 1980 wurde pro Tonne flüssigem Stahl ein spezifischer Energieverbrauch von 23 GJ/t benötigt, vergleichsweise im Jahr 2004 nur noch 18 GJ/t in einem integrierten Hüttenwerk, bei etwa 1500 °C. In einem Elektrostahlwerk liegt dieser Wert bei 1,8 GJ/t flüssigem Stahl (500 kWh/t). Trotz höheren Temperaturen (ca. 1700 °C) entspricht dies einem mittleren Energieverbrauch (580-600 kWh/t) zur Herstellung einer Tonne Gusseisen (Dötsch, 2011; Umweltbundesamt, 2012). Der mittlere Energieverbrauch pro Tonne Gusseisen ist höher als bei Elektrostahl. Werden Metalle folglich auf Basis von Sekundärrohstoffen, z.B. Schrott, hergestellt ist der Energieverbrauch niedriger als bei der Primärherstellung aus natürlichen Erzen (Deike, 2020). Bei der Herstellung von Gusseisen werden in Deutschland bereits 82-85 % Schrott eingesetzt. Die Qualität des Produkts aus Gusseisen nimmt im Verlauf des Recyclingvorgangs nicht ab. Durch den recycelten Schrott konnten sogar neue Produkte mit anderen Eigenschaften entwickelt werden (Deike, 2020). Abbildung 5 zeigt das Prinzip eines geschlossenen Rohstoffkreislaufes in einer Kreislaufwirtschaft für eine Gießerei (Martens & Goldmann, 2016).

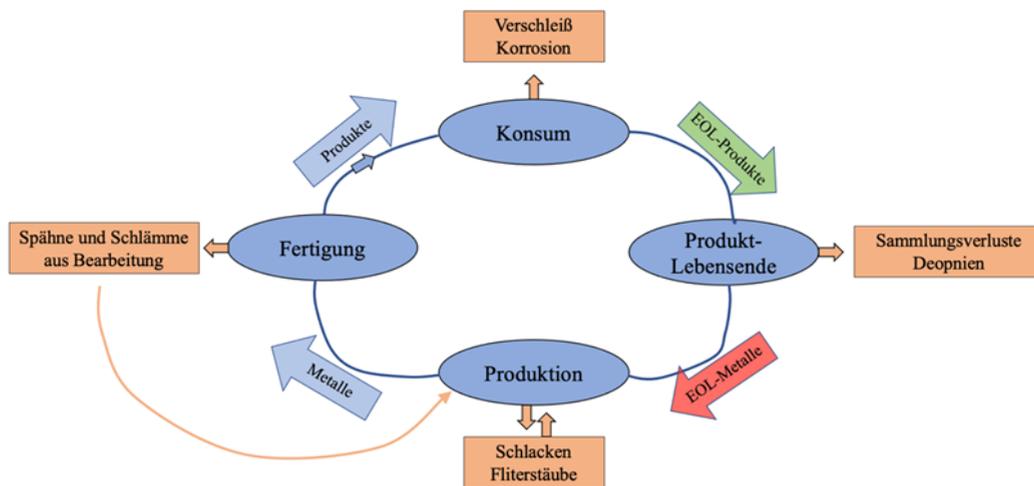


Abbildung 5: Prinzip eines Rohstoffkreislaufes für eine Gießerei (eigene Darstellung in Anlehnung an (Martens & Goldmann, 2016).

2.1.2. Digitalisierung in der Gießerei 4.0

Der Begriff Industrie 4.0, die vierte Stufe der industriellen Revolution, beschreibt die digitale Vernetzung von Wertschöpfungs- und Produktionsprozessen in einem Unternehmen entlang der gesamten Produktionskette. Die Entwicklung hin zu einer umfassend digitalisierten Industrie ist die logische Antwort des Industriesektors auf die Globalisierung der Weltmärkte. Dies führt zu einer weitreichenden Digitalisierung von Produktionsprozessen, was zu einer Verankerung von digitalen Geschäftsmodellen und ökonomischen Netzwerken in der Unternehmensstruktur führt. Die Nachhaltigkeit als wichtiges Thema rückt dabei zunehmend in den Mittelpunkt von Zukunftskonzepten aller Branchen (Falter et al., 2018). Die Digitalisierung beschreibt ursprünglich einen mechanischen Vorgang bei dem physikalische Daten in ein digitales Format überführt werden (BMW, 2019). Durch das systematische Erfassen und die Auswertung von Daten der Produktionsprozesse durch die Digitalisierung, werden Potenziale zur Effizienzsteigerung aufgezeigt. Gleichzeitig bietet die Transparenz digitalisierter Prozesse die Grundlage zur weiteren Automatisierung von Produktionsprozessen. Die Erhebung von Daten durch datenbasierte Betriebsmodelle dient zusätzlich zur Entscheidungsfindung bei der Umsetzung von Maßnahmen zur Effizienzsteigerung oder Veränderungen im Produktionsprozess. Darüber hinaus können die Daten zur vorausschauenden Wartung in Prognoseverfahren und für fortschrittliche Simulationen in der Forschung angewendet werden (Falter et al., 2018).

Im Konzept der Gießerei 4.0 ist ein Aspekt die Umwandlung des Handformens zu einer vollautomatisierten Fertigung. Zwar wurden Herstellungsprozesse durch computergestützte Fertigung bereits rationalisiert, trotzdem ist dies noch sehr personal- und somit kostenintensiv. 3D-Drucker können hier Abhilfe schaffen, denn dadurch können komplexeste Formen schnell und mit geringem Personalaufwand realisiert werden. Ebenso fahrerlose Transportsysteme für den Materialfluss und Roboter für einzelne Fertigungsschritte. Zudem zielt die Digitalisierung darauf ab Maschinen, Sensoren und Daten zu Produkten bzw. Produktion zu dokumentieren und zu verknüpfen. Daraus resultiert neben einer Planungssicherheit für das Unternehmen auch eine Transparenz der gesamten Produktion für den Hersteller und für Kunden.

Stoffstrommodelle bilden Energie- und Materialflüsse ab, um deren Potenzial zur systematischen Optimierung im Hinblick auf die Schaffung nachhaltiger Kreisläufe, Ressourcen- und Materialeffizienz zu ermitteln. Die Analyse kann einzelne Stoffe, Produkte oder auch ganze Unternehmen betrachten. Stoffstromanalysen schließen auch bilanzierende Instrumente wie Ökobilanzen (LCA), Produktlinienanalysen oder Produktökobilanzen ein, da diese zur Bewertung der Daten und Ergebnisse betrieblicher Stoffstromanalysen genutzt werden können (Walther, 2010).

Sankey-Diagramme werden zur Energie- und Stoffstrommodellierung eingesetzt und dienen als Tool zur Darstellung der Ressourcen- und Energieeffizienz. Durch die Visualisierung von Mengenströmen können Ineffizienzen und Einsparungspotenzial im Umgang mit Ressourcen aufgezeigt werden. Die Diagramme basieren auf gerichteten und gewichteten Graphen. Die gerichtete Kante wird so dargestellt, dass die Dicke der Kante proportional zu ihrer Gewichtung ist. Die Diagramme ermöglichen eine anschauliche Darstellung von komplexen Sachverhalten, unabhängig von der Branche oder dem Anwendungsbereich und sind ein geeignetes Instrument zur internen Veranschaulichung von Unternehmensleitungen und externen Kommunikation (Schmidt, 2011).

2.1.3. Parametrisierung von Nachhaltigkeit

Zur Bewertung der Umweltauswirkungen von Produkten und Prozessen werden geeignete Instrumente benötigt. Im Laufe der letzten Jahre wurden unterschiedliche Konzepte zur Evaluierung der ökologischen Auswirkungen entwickelt. Durch ein Ökoprofil, in dem Emissionen, Stoff- und Energieströme eines Produktes für dessen gesamte Lebensdauer in einer Sachbilanz zusammengefasst werden, kann eine Ökobilanz zu den Umweltauswirkungen des Produktes für den gesamten Lebenszyklus erstellt werden. Auf Basis der Daten des Ökoprofiles und der Ökobilanz kann unter Verwendung bestimmter Rechenverfahren eine Ökoeffizienzanalyse erstellt werden. Diese Methode ermöglicht einen Vergleich und eine Analyse von nachhaltigen Konzepten und trägt zur Entscheidungsfindung bezüglich Strategien und Maßnahmen zur Umweltverbesserung bei. Dadurch kann Nachhaltigkeit für ein Produkt oder Prozesses parametrisiert werden (Stiehl & Hirth, 2012).

2.1.3.1. Operationalisierung von Nachhaltigkeit – Indikatoren

Indikatoren sind gemessene oder berechnete quantitative Messgrößen. Meist handelt es sich hierbei um numerische Kenn- oder Messgrößen, die Eigenschaften eines Systems beschreiben. In der Regel basieren diese Werte auf, durch Messeinrichtungen gewonnene, dimensionale Größen, die durch ein standardisiertes Maß in einer Referenzeinheit angegeben werden (Reimers, 2020). Oftmals bilden sie ein Teil eines Indikatorsets und ermöglichen valide Aussagen über die zu untersuchenden Variablen und eignen sich als Instrument für Diagnose und Handlung. Indikatoren bilden einen charakteristischen Ausschnitt von statistischen Informationen in Bezug auf ein bestimmtes Anforderungsprofil, folglich beinhalten diese Teilinformationen einer Problemstellung. Dabei kann es sich um einen Parameter selbst oder eine davon abgeleitete Kenngröße handeln, welche den Zustand sowie die Dynamik eines Systems beschreibt (Morosini et al., 2002).

Abbildung 6 zeigt die Informationspyramide zum Vorgehen der Operationalisierung anhand von Indikatorsystemen. Das Fundament der Pyramide bildet ein breites Spektrum an Basisdaten, die durch Messungen und Monitoring-Programme erhoben werden. In einem nächsten Schritt werden die komplexen Informationen aufgearbeitet und in entsprechende Indikatoren verdichtet, dies ermöglicht eine analytische Sicht auf die Problemstellung bzw. den Sachverhalt. Schlüsselindikatoren sind aggregierte Indikatoren, die jene Informationen beinhalten, welche für den Umgang mit dem spezifischen Problem notwendig sind (Morosini et al., 2002; Weber-Blaschke et al., 2002).

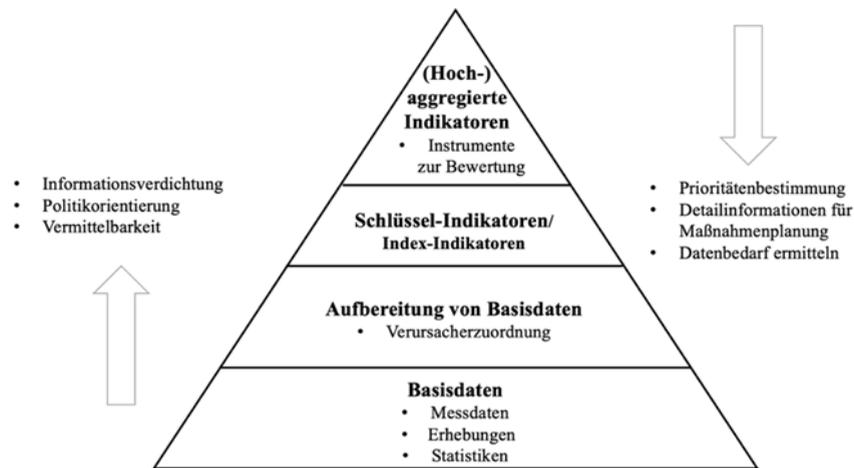


Abbildung 6: Informationspyramide des Indikatorsystems (eigene Darstellung in Anlehnung an (Weber-Blaschke et al., 2002)).

2.1.3.2. Nachhaltigkeitsindikatoren

Nachhaltigkeitsindikatoren bzw. umweltbezogene Indikatoren sind Kennzahlen, messbare und quantifizierbare Größen, die den Zustand der Umwelt beschreiben und die Wirkung von Maßnahmen zeigen. Dieses Konzept soll das gesamte Ausmaß der ökonomischen, gesellschaftlichen und ökologischen Auswirkungen in einem aggregierten Indikator zusammenfassen.

Methoden zur Definition sind variabel und passen sich der jeweiligen Anwendung an. Entscheidend sind Nachhaltigkeitskriterien, anhand welcher beurteilt wird, ob z.B. ein Produkt oder Prozess einen negativen oder positiven Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung leistet.

Im Rahmen der Agenda 21 wurden Nachhaltigkeitsindikatoren eingeführt, nach denen Messgrößen entwickelt und angewendet werden sollen, mit denen Prozesse bzw. Produkte auf Nachhaltigkeit geprüft werden können (UN, 1992).

2.1.3.3. Indikatorensystem

Die Auswahl eines Indikatorensystems erfolgt unter Berücksichtigung sektorenspezifischer Zusammenhänge und Datenverfügbarkeit. Die Festlegung eines Indikatorsatzes ist abhängig von der Fragestellung, Zielsetzung und Formulierung der Indikatoren als grundlegende Kriterien. Zudem müssen empirische Daten vorliegen und zeitlich vergleichbar sein, sodass letztlich die gewählten Indikatoren ebenfalls vergleichbar sind (Morosini et al., 2002). Abbildung 7 zeigt zwei Verfahrensansätze zur Auswahl geeigneter Indikatoren. Beim Bottom-Up-Ansatz werden vorhandene Basisdaten und etablierte Indikatorsätze verwendet. Ausgehend von diesen können unter Berücksichtigung der Anforderungen und Zielsetzungen entsprechende Indikatoren ausgewählt und aggregiert werden. Beim Top-Down Ansatz wird zuerst die Zieldefinition und Einarbeitung einer Modellvorstellung definiert und basierend auf den erarbeiteten Problemfeldern dann die jeweils benötigten Parameter sowie die zu betrachtenden Indikatoren definiert (Weber-Blaschke et al., 2002).

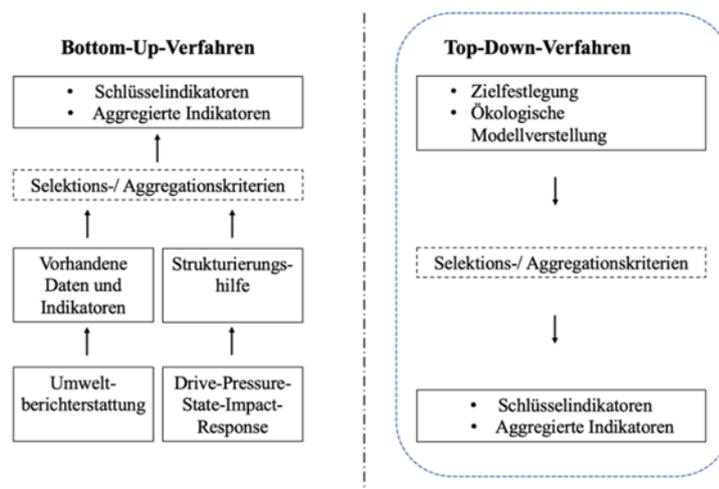


Abbildung 7: Verfahrensansätze zur Wahl des Indikatorensystems. Das Top-Down-Verfahren dient als Grundlage des eigenen Modells und ist daher blau umrahmt (eigene Darstellung in Anlehnung an (Weber-Blaschke et al., 2002)).

2.1.4. Grundlagen der Modellierung

Während Indikatoren helfen reale Zustände zu quantifizieren, dient ein Modell darauf aufbauend, zur Lösungsfindung einer Fragestellung durch mathematische Operationen.

2.1.4.1. Der Modellierungszyklus

In einem ersten Schritt muss das reale Problem identifiziert und formuliert werden. Dieses wird dann durch Annahmen und Vereinfachungen in ein Modell abstrahiert. Für geeignete Annahmen müssen die Eigenschaften des Anwendungsproblems analysiert werden. Aus den Annahmen resultieren dann auch die Art und Anzahl der Zustandsvariablen. Dieses Modell kann dann in ein mathematisches Modell umgewandelt werden, um es durch geeignete mathematische Methoden zu lösen. Die daraus resultierende Modelllösung wird in einem nächsten Schritt unter Berücksichtigung der Modellannahmen und Vereinfachungen auf Plausibilität geprüft. Dann kann die Modelllösung zur Lösung des realen Problems verwendet werden. In jedem Schritt muss dabei die Funktionalität kontrolliert und das Modell gegebenenfalls angepasst werden. In diesem Fall beginnt der iterative Modellierungszyklus (siehe Abbildung 8) wieder von vorne (Haußer & Luchko, 2011; Perrenet & Zwaneveld, 2012).

Optimierung nicht möglich ist. Hier kann jedoch eine (Linear-)Kombination aus mehreren Zielfunktionen aufgestellt werden, nach der dann optimiert wird. Das formale Modell kann nicht immer alle Aspekte mit abbilden, sodass die optimale Lösung ein Vorschlag, der unter anderen weiteren praktischen Aspekten noch modifiziert werden kann (Suhl & Mellouli, 2009).

Die Gesetzmäßigkeiten zwischen Parametern, Zustandsvariablen und den gesuchten Größen müssen ermittelt werden, ebenso wie die Nebenbedingung der Variablen und gesuchten Größen. Dazu wird das Anwendungsgebiet des betrachteten Prozesses analysiert und aus Gesetzmäßigkeiten geschlossen, die dann mathematisch formuliert werden. Danach muss geprüft werden, ob der Prozess somit ausreichend abgebildet ist und die gesuchten Größen ermittelbar sind. Für das Beispiel einer algebraischen Gleichung, würden hier Unbekannte und Gleichungen abgezählt werden. Bei komplizierteren Prozessen ist dies oftmals erst durch eine mathematische Analyse des Modells möglich (Haußer & Luchko, 2011).

2.2 Experimentelle Grundlagen

Im Folgenden werden die Grundlagen vorgestellt, die mit den experimentellen Versuchen im Projekt zusammenhängen.

2.2.1. Charakterisierung der Stäube

Um die Zusammensetzungen und Eigenschaften ausgewählter Stäube zu bestimmen, wurden sie mit Hilfe verschiedener Methoden analysiert. Von ausgewählten Proben wurden Messungen mittels Röntgenfluoreszenz (RFA), Röntgendiffraktometrie (XRD) und Elementaranalyse (EA) gemacht. Die gängige Methode der Staubcharakterisierung war die induktiv gekoppelte Plasma-Emissionsspektroskopie (ICP-OES).

Für sämtliche Analysen mittels optischer Emissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma mussten die Proben vorher aufgeschlossen werden. Hierfür wurde ein Mikrowellenaufschluss (Gerät: MLS Ethos) durchgeführt. Als Aufschlusslösung diente Königswasser. Der Ablauf der Analyse sowie ein Überblick über die Zusammensetzungen sind in Anlage 4 gegeben.

2.2.2. Grundsatzversuche zur Staubaufbereitung

Bei den Versuchen zur Staubaufbereitung handelt es sich um generelle Machbarkeitstests. Es soll untersucht werden, wie sich die Stäube in Laborversuchen verhalten und ob sich gewisse Inhaltsstoffe durch die Versuche an- bzw. abreichern lassen. Ausgewählte Methoden werden im Folgenden vorgestellt.

2.2.2.1. Biohydrometallurgie

Bekannt und etablierte Methoden zum Recycling von mineralischen Rohstoffen stellen die pyrometallurgischen und hydrometallurgischen Verfahren dar. Die konventionellen Recyclingmethoden erfordern jedoch zumeist einen hohen Energie- und Chemikalieneinsatz und sind deshalb kostenintensiv. Oft erfolgt eine aufwendige Vorbehandlung mit starken Säuren und Basen und eine mehrstufige Extraktion mit organischen Lösungsmitteln. Zudem stellt der hohe Chemikalieneinsatz eine Umweltbelastung dar (Auerbach et al., 2018; Potysz et al., 2018). Eine Alternative bieten biometallurgische Recyclingmethoden. Als Teilgebiet der Hydrometallurgie nutzt die Biohydrometallurgie die Eigenschaften von bestimmten Mikroorganismen, um Metalle aus Feststoffen zu laugen/aus Lösung

zu fällen oder Metalle an Biomasse/biogene Mineralien zu binden. Teilgebiete der Biohydrometallurgie sind z.B. Biolaugung (Bioleaching), Biooxidation, Biosorption oder Bioakkumulation (Schippers & Hedrich, 2018).

Im Kontext der Gießereistaubbehandlung wird die Biolaugung untersucht. Die wichtigsten Laugungsbakterien sind dabei aerobe, acidophile eisen und/oder schwefeloxidierende Arten. Der Eisenkreislauf verdeutlicht das Grundprinzip des Bioleachings: Wird der pH-Wert gesenkt, verbleiben die Fe^{2+} -Ionen in Lösung. Durch mikrobielle Oxidation wird das Fe^{2+} zu Fe^{3+} oxidiert, welches anschließend als Oxidationsmittel das unlösliche, sulfidische Eisenerz oxidiert und dabei selbst wieder zum Fe^{2+} reduziert wird (siehe Abbildung 9). Als Nebenprodukt produzieren die Mikroorganismen Schwefelsäure, welche zum effektiven Aufschluss beiträgt.

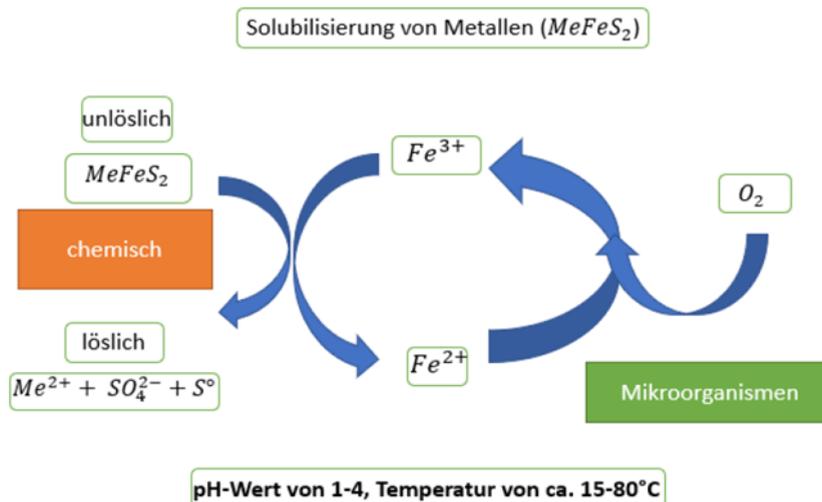


Abbildung 9: Funktionsweise des Eisenkreislaufs (eigene Darstellung in Anlehnung an (Auerbach et al., 2018)).

Die Versuche wurden in Kooperation mit dem Arbeitsbereich Geomikrobiologie der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe durchgeführt. Die genaue Versuchsdurchführung ist in Anlage 2 erläutert.

2.2.2.2. Elektrostatische Trennung – Korona-Walzen-Scheider

Elektrostatische Separationssysteme kombinieren das Prinzip von Auf- und Entladung innerhalb eines geschlossenen Systems. Sie bilden eine effektive Möglichkeit zur Trennung von Leiter-/Nichtleiter-Fractionen innerhalb eines Stoffgemisches. Großtechnisch stehen hier vor allem Metall-Kunststoff-Gemische im Vordergrund. Im Kontext der Aufbereitung von Gießereistäuben wäre auch eine erfolgreiche Trennung von leitenden Metall- und nichtleitenden Fractionen interessant, um so metallreiche Fractionen aufzureinigen und potenziell höheren Qualitätsansprüchen zu genügen. Hierfür wurden Versuche beim Penzberger Unternehmen hamos GmbH Recycling- und Separationstechnik durchgeführt. Zum Einsatz kam ein Korona-Walzen-Scheider (Modell: L), dessen Funktionsprinzip im Folgenden erläutert wird.

Das zu trennende Gemisch wird durch Vibration auf eine geerdete und sich rotierende Metallwalze aufgegeben. Über die Walze gelangt das Gemisch in ein durch eine Korona Elektrode erzeugtes elektrisches Feld und wird bei 29.000 Volt elektrostatisch aufgeladen. In diesem Zustand haften die Partikel an der Walze. Um zu verhindern, dass sich die Partikel überlagern und so keinen Kontakt zur Walze haben, wurde die Vibration, also die Fördergeschwindigkeit, möglichst gering eingestellt. Gleichzeitig wurde die Stahlwalze (Länge: 1 m) mit Maximalgeschwindigkeit (Durchsatz: 100 kg/h)

betrieben. So wurde der Staub langsam auf eine sich schnell rotierende Fläche aufgetragen, um eine möglichst monopartikuläre Schicht zu erhalten.

Sobald das elektrische Feld verlassen wird, geben die Partikel ihre Ladung an die geerdete Walze ab. Metalle (bzw. Leiter) tun das schneller als Nichtmetalle (bzw. Nichtleiter). Daraufhin fallen die Partikel zeitlich versetzt von der Walze ab und können durch entsprechend eingestellte Trennbleche separiert werden. In Abbildung 10 ist links das Prinzip verdeutlicht und rechts der Realaufbau zu sehen (Köhnlechner & Sander, 2009).

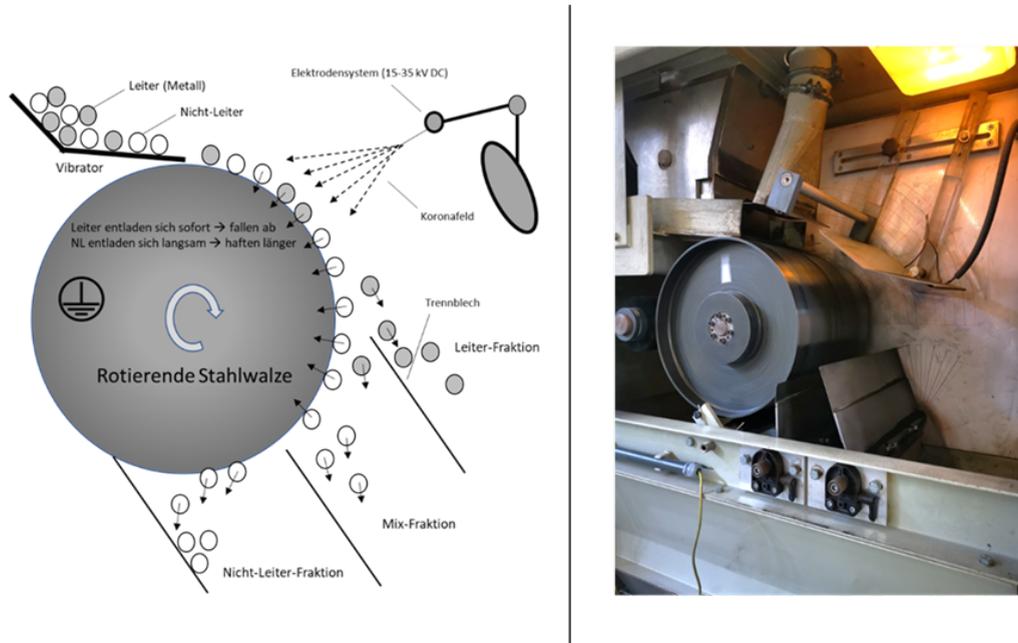


Abbildung 10: Schematischer Aufbau (links) und realer Aufbau (rechts) eines Korona-Walzen-Scheiders.

Es werden drei Fraktionen unterschieden. Eine Leiter-, eine Mix- und eine Nicht-Leiter-Fraktion. Diese können getrennt voneinander aufgefangen und analysiert bzw. weiterverarbeitet werden.

2.2.2.3. Deep Eutectic Solvents (DES)

Stark eutektische Lösungsmittel (engl. Deep Eutectic Solvents, DES) gelangten in den letzten Jahre immer mehr in den Fokus, da sie sich als ausgezeichnete Lösungsmittel für eine Vielzahl chemischer Prozesse wie z.B. Extraktion, Katalyse, organische Synthese und Elektroabscheidung eignen und viele Vorteile bieten (Clarke et al., 2018).

Im Jahr 2001 wurde das Phänomen der DES zuerst von Abbott et al. beschrieben (Abbott et al., 2001). 2003 beschrieb er ein bis heute bedeutendes eutektisches Lösungsmittel aus Cholinchlorid (2-Hydroxy-N,N,N-trimethyl-ethanaminiumchlorid) und Harnstoff im Molverhältnis 1:2. Die Besonderheit der stark eutektischen Lösungsmittel besteht darin, dass der Schmelzpunkt der stark eutektischen Mischungen wesentlich niedriger ausfallen als der der Einzelkomponenten. Im Fall des von Abbott et al. beschriebenen stark eutektischen Lösungsmittels, liegt der Schmelzpunkt bei 12 °C, wohingegen der von Cholinchlorid 302 °C und der von Harnstoff 133 °C beträgt (Abbott et al., 2004; Abbott et al., 2002).

DESs werden aus einer Lewis-Säure (oder Brønsted-Säure) und einer Lewis-Base gebildet und enthalten zumeist einen Wasserstoffbrückenbindungsakzeptor (HBAs), wie z.B. Cholinchlorid, und einen Wasserstoffbrückenbindungsdonor (HBDs), wie z.B. Harnstoff. Alternativ können sie aber auch

aus Metallsalzen oder hydratisierten Metallsalzen bestehen (Smith et al., 2014). In der Literatur werden DESs häufig mit ionischen Flüssigkeiten (ILs) verglichen, da sie sich vielen Eigenschaften wie z.B. einen niedrigen Dampfdruck, chemische und thermische Stabilität und eine Nichtentflammbarkeit teilen (Söldner, 2020).

Während ILs jedoch hauptsächlich aus einer bestimmten Art Anionen und Kationen bestehen, enthalten DESs eine Vielzahl verschiedener Anionen und Kationen (Smith et al., 2014).

Zusätzliche Vorteile der DESs sind, dass sie leicht herstellbar, leicht verfügbar, kostengünstig und oft biologisch abbaubar sind. In fast allen Fällen sind die gebildeten Flüssigkeiten viskos und hygroskopisch, aber feuchtigkeitsstabil. Sie können leicht und ohne spezielles Equipment vorbereitet und durch einfaches Erhitzen und Mischen von zwei oder mehreren Komponenten ohne zusätzliche Reinigungsschritten hergestellt und gelagert werden (Abbott et al., 2002; Petkovic et al., 2011; Stolte et al., 2011).

Es wurden zwei Versuchsreihen mit verschiedenen Stäuben und je sieben verschiedenen DESs untersucht. Die genaue Durchführung ist in Anlage 4 erläutert.

2.2.3. Verwertung durch Beimischung zu SiC-Formlingen

Die technisch verwendeten Eisenwerkstoffe, insbesondere Gusseisen, sind Legierungen. Hauptbestandteile sind dabei neben Eisen vor allem Kohlenstoff und Silizium. Abhängig von der Ausscheidungsform des Kohlenstoffs wird zwischen dem stabilen und metastabilen System differenziert. Im stabilen Fe-C-System liegt elementarer Kohlenstoff in Form von Graphit vor. Im metastabilen Fe-Fe₃C-System kommt der Kohlenstoff in gebundener Form vor. Das Zustandsdiagramm beschreibt die Stabilitätsbereiche der Phasen des Legierungssystems Eisen – Kohlenstoff. Die Art und Menge der gebildeten Phasen werden über die Zustandsgrößen Temperatur und Kohlenstoffgehalt definiert (siehe Abbildung 11).

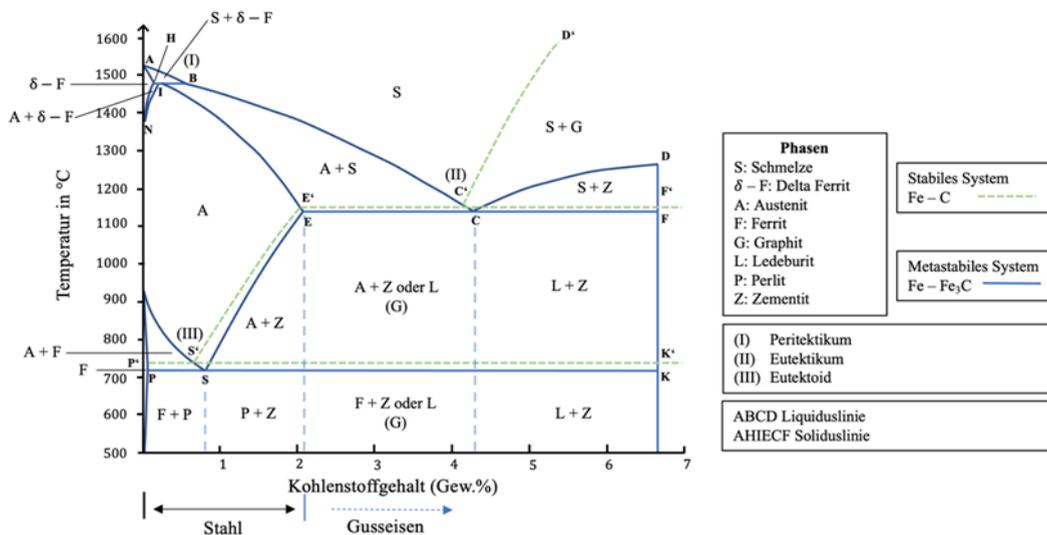


Abbildung 11: Eisen-Kohlenstoff-Diagramm (Eigene Darstellung in Anlehnung an (Roos et al., 2011; Schlegel, 2021).

Um aus eingeschmolzenem Stahlschrott letztlich Gusseisen zu erhalten, muss sowohl der Kohlenstoff- als auch der Siliziumgehalt durch ein Additiv erhöht werden. Dies wird in der Praxis durch Zugabe von Siliziumkarbid (SiC)-Formlingen erreicht. Da sich das SiC langsam auflöst und nicht direkt schmilzt trägt es außerdem zu einer keimwirksamen Vorimpfung der Gusseisenschmelze bei (Hasse, 2022).

Für eine Anwendung in der Gießerei sind vor allem drei Parameter relevant: Analytik, Basizität und Festigkeit. Die Analytik beschreibt dabei die Zusammensetzung des Formlings. Bestandteile sind neben SiC vor allem Quarz und Wasser. Gebunden wird der Formling anschließend durch Zement, welcher auch die nötige Festigkeit für den Herstellungsprozess, das generelle Handling sowie den Schmelzprozess garantiert. Die Basizität gibt das Verhältnis von Calciumoxid (CaO) und Magnesiumoxid (MgO) zu Siliziumdioxid (SiO₂) an. Sie muss an die Eigenschaften des jeweiligen Ofens angepasst werden, um Schäden an den Beschichtungen zu vermeiden. Ein sauer ausgekleideter Kupolofen benötigt meist eine Basizität zwischen 0,5 und 0,7 (Hasse, 2021). In Serie können die Formlinge mit einem Mehrlagenfertiger produziert werden (siehe Abbildung 12) (Strakos et al., 2022).



Abbildung 12: Produktionshalle der Serienfertigung von SiC-Formlingen beim Projektpartner GPS SiC Keßl GmbH.

Die Beimischung von Gießereistäuben im Produktionsprozess der Formlinge ermöglicht potenziell mehrere Vorteile. Zum einen können die Stäube unbehandelt eingesetzt werden, zum anderen bietet die Adaption eines bestehenden Prozesses weitaus weniger Hürden in der Umsetzung und Industrieimplementierung als die Entwicklung komplett neuer Prozesse. Zu diesem Zweck sollte im Projekt die generelle Tauglichkeit, sowie Einflüsse auf die Eigenschaften untersucht werden.

3 Darstellung und Bewertung der erzielten Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der in Kapitel 2 erläuterten Methoden vorgestellt. Aus Gründen der Diskretion werden die vier Kooperationsgießereien als Gießerei A bzw. B, C oder D bezeichnet. Sollte aus Gründen der Übersichtlichkeit Ergebnisse nur teilweise präsentiert werden, wird auf den entsprechenden Anhang verwiesen.

3.1 Stauberfassung und Digitalisierung

Die von den Gießereien für das Jahr 2020 gemeldeten Staubanfalldaten wurden mittels Sankey-Diagrammen visualisiert. Die Diagramme wurden mit der Software e!Sankey der ifu Hamburg GmbH erstellt.

Nachfolgend werden zu jeder am Projekt beteiligten Gießerei zwei Diagramme dargestellt (eine im Kapitel, die anderen drei in Anlage 5). Das erste Diagramm soll die Zusammenhänge zwischen Staubart, Anfallstellen und Entsorgungsarten aufzeigen. Zusätzlich werden auch die deklarierten Abfallverzeichnisverordnungs-Schlüssel (AVV-Schlüssel) aller Stäube aufgezeigt. Visualisiert wird an welchen Anfallstellen des Prozesses, welche Mengen an Staub anfielen und wie diese entsorgt wurden. Die AVV ist eine europäische Verordnung, mit der die Klassifizierung von Abfällen reguliert wird. Das Rohstoffpotenzial der Gießereistäube wird in einem zweiten Diagramm abgeschätzt. Einige Metalle wurden genauer betrachtet und deren Anteil an der gesamt untersuchten Staubmenge angegeben. Deren Anteile ermöglichen eine Abschätzung des Rohstoffpotenzials der jeweilig untersuchten Staubmengen. Hierbei wird zwischen Eisen, weiteren Metallen (beispielsweise Zink) und Resten aufgeschlüsselt. Letztere ergeben sich, da nicht alle Verbindungen in den Stäuben identifiziert werden konnten. Die weiteren Metalle werden von allen Staubarten zusammengeschlossen und dann Anteile verschiedener sonstiger Metalle an diesem Strom visualisiert. Diese Kante wurde aufgrund der geringen Menge überproportional dargestellt und kann folglich nicht mit den restlichen Kanten des Diagramms verglichen werden. Bei einem Vergleich der Sankey-Diagramme der Kooperations-Gießereien muss darauf geachtet werden, dass die Proportionalitätsfaktoren zwischen den dargestellten Mengen und Kanten unterschiedlich sind.

Die Staubanfallmenge der Gießerei A beläuft sich auf circa 2.760 t im Jahr 2020. Die beiden größten Fraktionen bilden dabei jeweils 1.000 t des Abfalls, dies resultiert in ca. 72 % des Staubanfalls von Gießerei A. Diese Fraktionen stammen aus der Nasswäscher-Abgasreinigung am Kupolofen und aus der Absaugungsanlage von Eirich. Eisen-Stäube aus den Strahlanlagen WTS, DT20 und CT3, wie aus der Putzerei wurden gemeinsam erfasst und bilden insgesamt 600 t (22 %) Staub ab. Dabei wurde deren Verteilung auf die genannten Strahlanlagen und Putzereien nur schätzungsweise angegeben. Für den Aluminiumoxid-Staub aus der Strahlanlage wurde angegeben, dass sich die Mengenabschätzung aufgrund fehlender Entsorgung in den letzten Jahren problematisch gestaltet. Die gemeldeten Anfallstellen, AVV-Schlüssel und Entsorgungsmethoden von Gießerei A sind in Abbildung 13 dargestellt.

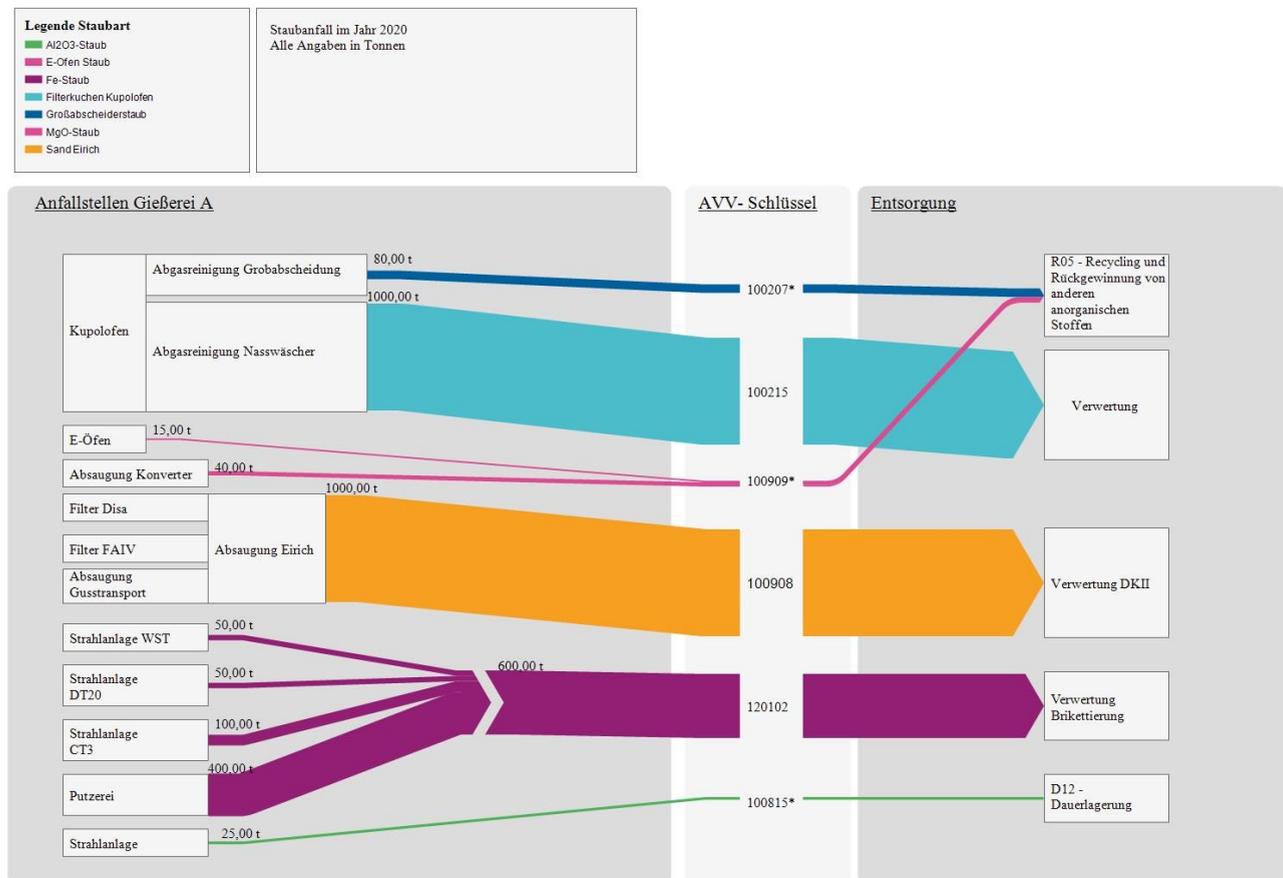


Abbildung 13: Sankey-Diagramm der Anfallstellen und Entsorgung in der Gießerei A im Jahr 2020.

Abbildung 14 stellt die Abschätzung des Rohstoffpotenzials der Stäube von Gießerei A dar. Hier sind in den 2.760 t Staub ca. 485 t Eisen enthalten, dies sind etwa 18 % des gesamten Staubanfalls. Der Anteil weiterer verschiedener Metalle beläuft sich auf 153,59 t und somit 6 %.

Im Falle der Gießerei A wird deutlich, dass Aluminium (Al) mit 42,6 t, Magnesium (Mg) mit 32 t, Calcium (Ca) mit 29,9 t und Mangan (Mn) mit 26,1 t die größten Anteile (gesamt 130,56 t) besitzen. Die weiteren Metalle (wM) haben somit einen Anteil von 6 % an der Gesamtmenge des Staubs. Den einzelnen prozentualen Anteilen sind ca. 28 % für Al, 21 % für Mg, 19 % für Ca und 17 % für Mn bezogen auf die Kategorie der wM. Somit besitzen diese vier Metalle einen Anteil von etwa 85 % bezogen auf die weiteren Metalle.

Die restlichen 2.121,01 t (78 % der Gesamtmenge) setzen sich aus anderen Elementen und Verbindungen zusammen, die jedoch beim Aufschluss der Stäube und der Analyse nicht erfasst wurden (vor allem SiO₂).

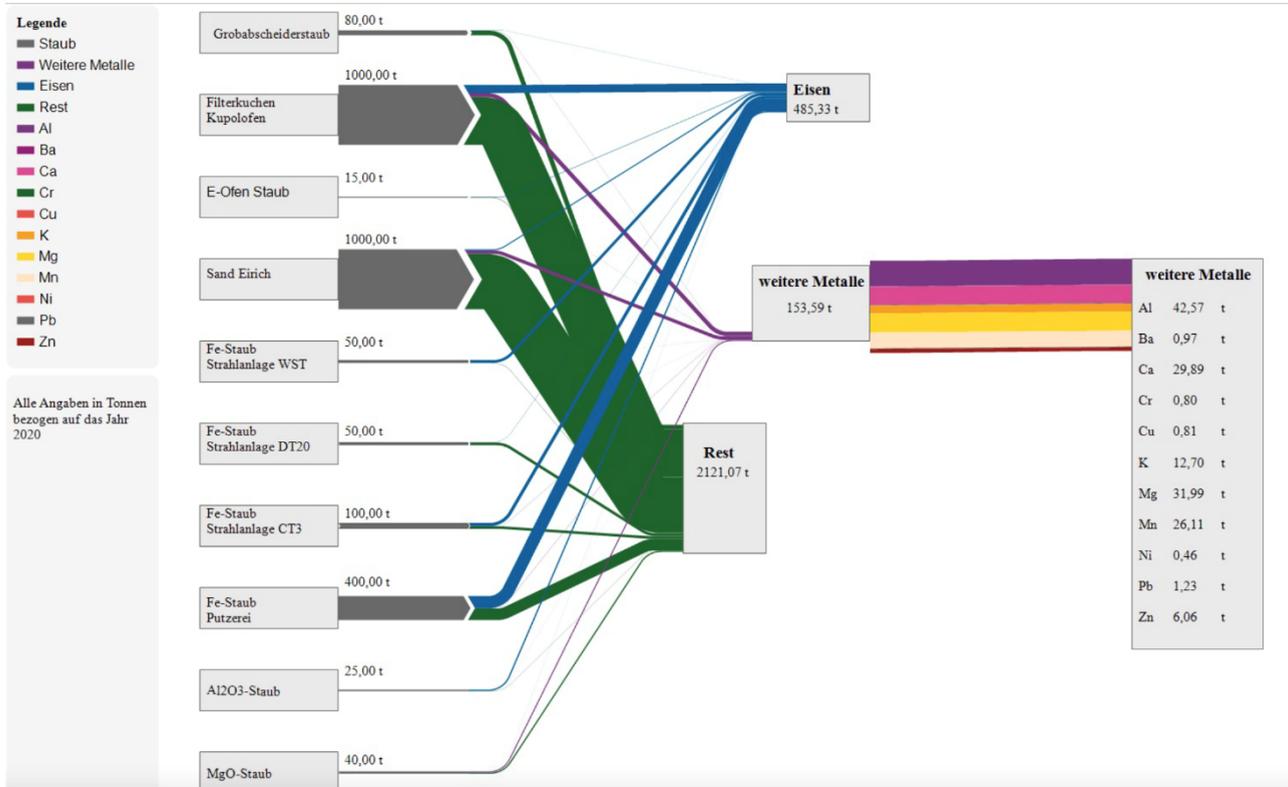


Abbildung 14: Sankey-Diagramm über das Rohstoffpotenzial der Stäube von Gießerei A im Jahr 2020.

Für alle Gießereien zeigte sich, dass die anfallenden Stäube teils eine große Menge an Eisen enthielten. Der Anteil war stets deutlich höher als der anderer Metalle, was grundlegend auf die verwendeten Materialien wie Gusseisen und Stahlguss zurückzuführen ist. Die Betrachtung der Kategorie wM zeigt, dass in einigen Stäuben größere Mengen an den Elementen Zink, Aluminium oder Magnesium enthalten waren. Diese Bestandteile können z.B. auf verwendete Aluminium- und Magnesiumgusslegierungen oder Zinkdruckguss zurückgeführt werden. In den Stäuben von Gießerei B mit 45,5 t und ca. 41,2 % der wM (ca. 4 % der gesamten Staubmenge) und D 15,8 t und 41 % (3 %) bildete Zink den größten Anteil der weiteren Metalle, wohingegen die Stäube der Gießerei A und C nur sehr geringe Anteile an Zink aufwiesen, A: ca. 6,1 t mit 4 % der wM (0,22 % bezogen auf die gesamte angefallene Staubmenge), sowie C: 1,1 t und 3 % (0,17 %). Bei Gießerei A und B war Mangan unter den vier häufigsten Elementen der weiteren Metalle, bei C und D hingegen nicht. Kalium war lediglich bei Gießerei C ein häufiger Bestandteil der Kategorie weiterer Metalle.

Die Aufschlüsselung der Staubzusammensetzungen verdeutlicht, dass die Stäube stark variieren können sowie Sammlung bzw. Absaugung und Entsorgung unterschiedlich sind. Das erschwert die Umsetzung von Wiederverwertungsmethoden, welche rein auf die Zusammensetzung aufbauen. Dennoch zeigt genau dieser Umstand wie wichtig die Digitalisierung und Sammlung von Daten im Hinblick auf die Entwicklung neuer Methoden sind.

3.2 Staubaufbereitung

3.2.1. Bioleaching

Im Versuch wurde ein Gießereistaub der gleichen Anfallstelle wie A2 aus Abbildung 27 untersucht. Die einzelnen Bakterienstämme wurden kultiviert und anschließend zu einer Gemeinschaft zusammengeschlossen. Beim Zusammenschluss wurden sie zeitgleich an den Gießereistaub angepasst. Unter Zugabe von 2 % Elementarschwefel an 2 % Gießereistaub wurden die Bakterienarten in einem 50 ml Schüttelkolben adaptiert. Anschließend wurden die adaptierten Bakterien in drei verschiedenen Biolaugungsversuchen verwendet. Alle Versuche fanden bei einem pH-Wert von 1,8 statt. Die Versuchsdauer betrug 2 Wochen. Um Aufschluss über das Verhalten der MOGs (Mikroorganismengemeinschaft) zu erhalten, wurden zu verschiedenen Zeitpunkten Flüssigproben entnommen, zur Bestimmung von pH-Wert, Redoxpotenzial, Eisen- und ICP-OES-Messungen. Für die Bestimmung des Redoxpotenzials wurde eine Silber-Silberchlorid-Elektrode verwendet. Der für den Versuch verwendete Bioreaktor ist von der Firma electrolab (Typ: FerMac 200 Series). Die exakte Durchführung ist in Anlage 2 erläutert.

Die drei durchgeführten Versuche variierten in ihrer Feststoffbelastung: Versuch 1 fand mit 2 % Feststoffbelastung in einem Schüttelkolben statt. Versuch 2 und 3 mit 5 % bzw. 10 % Feststoffbelastung im Bioreaktor. Parallel fanden Kontrollversuche unter gleichen Bedingungen ohne Mikroorganismen statt. Bei den regelmäßig entnommenen Flüssigproben der Laugungsversuche konnten mittels ICP-OES folgende Metalle detektiert werden: Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, As, Pb, Mg, Ca, Sr und Ba. Die Messwerte für Fe lagen dabei im g/L Bereich, während die der anderen Metalle im mg/L Bereich lagen. Aufgrund dieser enormen Konzentrationsunterschiede sowie der Überlagerung mit Fe konnten die Messwerte nicht kalibriert werden.

Dennoch lassen die gemessenen Daten folgende Aussagen zu: Es gibt keinen wesentlichen Unterschied zwischen chemischer und biologischer Laugung in der Metallausbringung. In Versuch 1 konnten Fe^{3+} -Ionen detektiert werden, was wiederum auf mikrobielle Aktivität schließen lässt (vgl. Abbildung 9). In den Versuchen 2 und 3 konnten fast nur Fe^{2+} -Ionen detektiert werden. Die Mikroorganismen waren also nicht aktiv. Parallel dazu fand ein Kontrollversuch mit Pyrit statt, in dem mikrobielle Aktivität gemessen wurde. Der Gießereistaub wirkt damit ab einer Feststoffbelastung von 2-5 % hemmend auf die Bakterien. Dies könnte mit einem zu hohen Anteil an elementar vorliegendem Eisen zusammenhängen. Eine mineralogische Analyse mittels Röntgendiffraktometrie (siehe Anlage 2) konnte dies bestätigen, was als Hauptgrund der Hemmung angenommen wird.

Insgesamt lassen die Daten den Schluss zu, dass Biolaugung kein geeignetes Verfahren zur Aufbereitung und/oder einer wirtschaftlichen Gewinnung von Metallen aus diesem Gießereistaub darstellt. Durch die zusätzlich durchgeführten Kontrollversuche zeigt sich ebenfalls, dass eine hydro-metallurgische Aufbereitung mittels chemischer Säurelaugung nicht rentabel ist. Es geht fast ausschließlich Eisen bei der Säurebehandlung in Lösung und führt dabei zu einem hohen Säureverbrauch.

3.2.2. Elektrostatische Trennung

Die Versuche wurden nach der in Kapitel 2.2.2.2 beschriebenen Methodik durchgeführt. Es wurden zwei verschiedene Staubarten untersucht, welche sich vor allem in ihrem Eisengehalt unterschieden.

den. Die entstandenen Fraktionen wurden nach der in Anlage 4 beschriebenen Methode aufgeschlossen und per ICP-OES untersucht. Um die Effizienz der Methode abzuschätzen, sind fünf Metalle näher betrachtet worden. Bei erfolgreicher Durchführung würden sich diese in der Leiter-Fraktion ansammeln. Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse für den eisenärmeren Gießereistaub.

Tabelle 1: Ergebnisse des Trennversuchs für den eisenärmeren Staub.

Anteile in [g]	506	41	291	174
Anteile in [Gew.-%]	100	8	58	34
ICP-Analyse [Gew.-%]				
Cr	0,01	0,01	0,01	0,01
Cu	0,01	0,03	0,01	0,02
Fe	2,17	4,05	1,62	2,51
Mg	0,72	1,30	0,56	0,84
Mn	0,03	0,04	0,02	0,03

Die Auswertung hat ergeben, dass 58 % nach der Aufbereitung in der Leiter-Fraktion gelandet sind. Dagegen sind 8 % in der Nicht-Leiter-Fraktion gelandet. Unerwarteterweise hat eine Anreicherung aller Metalle, außer Chrom, in der Nicht-Leiter-Fraktion stattgefunden. Eine ineffiziente Trennung kann mehrere Gründe haben. Im Fall des Gießereistaubs ist vor allem eine zu nennen. Die geringe Teilchengröße des Staubs (zwischen 80 und 300 µm) erschwert die Erzeugung monopartikularer Schichten. Dies führt dazu, dass sich Fraktionen beim Trennungsvorgang mitreißen können und so in der falschen Fraktion landen. Besonders kolloidal verteilter Kohlenstoff in Form von Graphit (Leiter), der im Durchschnitt ca. 10 Gew.-% des Staubs ausmacht, kann sich zwischen Nicht-Leitern sammeln und dafür sorgen, dass Nicht-Leiter in der Leiter-Fraktion landen.

Tabelle 2: Ergebnisse des Trennversuchs mit dem eisenreicheren Staub.

Anteile in [g]	1787	87	927	773
Anteile in [Gew.-%]	100	5	52	43
ICP-Analyse [Gew.-%]				
Cr	0,1	0,05	0,12	0,08
Cu	0,08	0,19	0,1	0,06
Fe	20,22	13,52	21,76	19,87
Mg	0,39	0,64	0,29	0,37
Mn	0,43	0,54	0,37	0,35

Bei der eisenreicheren Probe (siehe Tabelle 2) konnte der Eisengehalt von anfänglich 20,2 % auf 13,5 % in der Nicht-Leiter-Fraktion abgereichert werden. Auch der Chrom-Gehalt ist in der Leiter-Fraktion leicht gegenüber den anderen Fraktionen erhöht. Magnesium, Mangan und Kupfer wurden dagegen wieder in der Nicht-Leiter Fraktion angereichert.

Alles in allem lässt sich festhalten, dass eine elektrostatische Separation von Leiter und Nicht-Leiter-Komponenten in den untersuchten Gießereistauben nicht möglich ist. Neben den genannten Gründen gibt es auch noch logistische Einflussfaktoren, die einen größeren Einsatz erschweren. Die geringe Fördergeschwindigkeit, welche aufgrund der geringen Teilchengröße notwendig ist, wirkt sich

auch negativ auf die Durchsatzmenge auf. Außerdem müsste aufgrund der enormen Staubentwicklung beim Prozess ein solches System isoliert von anderen betrieben werden.

3.2.3. Deep Eutectic Solvents

Das Ziel des Versuchs war es, die generellen Extraktionseigenschaften verschiedener DESs in Verbindung mit Gießereistäuben zu untersuchen. Hierfür wurden zwei Versuchsreihen durchgeführt. Die genauen Ergebnisse sind in Anlage 3 aufgeführt und lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Alle DESs waren in der Lage Staubbestandteile zu lösen. Der pH-Wert der DESs spielte eine entscheidende Rolle. Alle sauren Lösungen ($\text{pH} < 7$) konnten mehr Metalle extrahieren als die basischen. Es konnten verschiedene Extraktionspräferenzen beobachtet werden. Eine Mischung aus Cholinchlorid und D-Fructose löste beispielsweise stets mehr Leichtmetalle wie Calcium oder Magnesium, während eine Mischung aus Cholinchlorid und Citronensäure stets den größten Anteil an Eisen löste. In einem nächsten Schritt könnten die DESs auf die Inhaltsstoffe bestimmter Stäube angepasst werden. Da es sich hier aber nur um einen Grundsatzversuch zur generellen Machbarkeit handelte, wurde das nicht weiterverfolgt. Anzumerken ist, dass selbst, wenn die DESs den Staub an (toxischen) Metallen abreichern, diese in einem nächsten Schritt auch wieder gefällt werden müssten, was wiederum einen deutlichen Mehraufwand sowie Lösungsmittelverbrauch mit sich zieht. Dies ist im Kontext von ökonomischen und ökologischen Wirtschaften nicht erstrebenswert.

3.2.4. Fazit zu den Aufbereitungsversuchen

Da sich eine Aufbereitung rein an den chemischen und/oder physikalischen Eigenschaften des Materials orientiert, scheitert eine effiziente Umsetzung vor allem an der Heterogenität der Stäube. Um Aufbereitungsverfahren mit anschließender Verwertung von der Grundlagenforschung in den Industriemaßstab zu überführen, sind massive Forschungsvorhaben, welche nicht nur die wissenschaftlichen Aspekte, sondern auch die Logistik und Gesetzgebung berücksichtigen müssen, nötig. Letzendes ist die größte Hürde stets die Wirtschaftlichkeit. Da der Staub als Abfall keinen hohen Wert besitzt, ist die Wiederverwertung rein aus Gründen der Kreislaufwirtschaft zwar erstrebenswert, rechtfertigt für die Betriebe aus ökonomischer Sicht aber keine immens höheren Mehrausgaben als beispielsweise die Entsorgung durch Deponierung.

3.3 Wiederverwertung durch Beimischung zu SiC-Formlingen

Auf der Schlussfolgerung aus Kapitel 3.2.4 aufbauend, wurde im weiteren Projektverlauf der Schwerpunkt auf Methoden zur direkten Wiederverwertung gelegt. Ziel ist es nun nicht mehr den Staub an die Methode, sondern die Methode an den Staub anzupassen. Zu diesem Zweck wurden in Kooperation mit dem Projektpartner GPS SiC Keßl GmbH mehrere Versuchsreihen zur Beimischung von Gießereistäuben zu SiC-Formlingen durchgeführt. Die Ergebnisse werden im Folgenden vorgestellt.

An die Serienfertigung anlehnend wurden die Komponenten abgewogen, eine Minute trocken gemischt, 1,5 Minuten nass gemischt und anschließend in ein HT-Rohr mit einem Durchmesser von 7,5 cm und einer Höhe von 9,0 cm gefüllt. Nach dem Füllen der Form ist der Formling sofort entformt und bei Raumtemperatur getrocknet worden. Nach 60 Minuten wurde ein weiterer Formling auf den produzierten draufgestellt, um die Festigkeit zu überprüfen. Verschiedene Rezepturen sind auf ihre Formstabilität untersucht worden. Der Anteil an SiO_2 im Gießereistaub beeinflusst dabei maßgeblich

die Basizität des Formlings. Die untersuchten Rezepturen sind in Tabelle 3 gezeigt. Beim untersuchten Staub handelt es sich um Staub A1 aus Anlage 4.

Tabelle 3: Zusammensetzungen der untersuchten Formlings-Rezepturen. 1.0 ist das Basisrezept und wird aus Gründen der Geheimhaltung nicht genannt.

Versuchsnr.	SiC (90%)	Gießereistaub	Zement	Wasser	Koksgrus
1.0 (Basis)					
2.0	53,00%	10,00%	14,00%	13,00%	10,00%
3.0	43,00%	30,00%	14,00%	13,00%	0,00%
4.0	23,00%	50,00%	14,00%	13,00%	0,00%
5.0	0,00%	20,00%	14,00%	13,00%	53,00%
5.1	0,00%	19,00%	15,00%	14,00%	52,00%
6.0	0,00%	36,50%	14,00%	13,00%	36,50%
7.0	0,00%	50,00%	14,00%	13,00%	23,00%
7.1	0,00%	50,00%	14,00%	14,25%	21,75%
8.0	0,00%	70,00%	15,00%	15,00%	0,00%
8.1	0,00%	65,00%	15,00%	20,00%	0,00%
9.0	0,00%	67,00%	15,00%	18,00%	0,00%
9.1	0,00%	65,00%	17,50%	17,50%	0,00%
9.2	0,00%	67,38%	16,13%	16,49%	0,00%

3.3.1. V1.0-V4.0: Versuchsreihen mit SiC, Gießereistaub mit und ohne Koksgrus.

In den ersten drei Versuchsreihen wurde der SiC-Rohstoff sukzessiv durch den Staub ersetzt. In V2.0 substituierten 10 % Koksgrus 10 % Gießereistaub. Die Ergebnisse sind in Abbildung 15 zu sehen.



Abbildung 15: Versuchsergebnisse mit den Formlingen der Versuche 1.0 bis 4.0 (von links nach rechts).

In allen Tests konnten stabile Formlinge hergestellt werden. Für V4.0 mussten zusätzlich 40 g Wasser zugegeben werden, da die Ausgangsmischung zu trocken war. Daher variieren die Anteile in Tabelle 3 minimal. Im Allgemeinen kann Staub bis zu 50 % zugegeben werden, ohne dass die Festigkeit und der Zementverbrauch beeinträchtigt werden.

3.3.2. V5.0-V7.1: Versuchsreihen mit Gießereistaub und Koksgrus

Wird der SiC-Rohstoff komplett durch Koksgrus ersetzt, müssen die anderen Parameter angepasst werden, um eine Formstabilität zu gewährleisten. Nachdem der Formling in V5.0 zerbrach, wurden der Wasser- und Zementanteil um je 1 % erhöht. Der resultierende Formling aus V5.1 war in seiner Festigkeit jedoch immer noch mangelhaft. Die Herstellung eines stabilen Formlings gelang in V6.0 durch Verringerung des Koksgrusanteils und Erhöhung des Gießereistaubanteils. Wird der Anteil des Gießereistaubs bis auf 50 % angehoben, so muss auch der Wasseranteil nach oben angepasst werden. Die Ergebnisse sind in Abbildung 16 abgebildet.



Abbildung 16: Ergebnisse der Versuchsreihen V5.0, V5.1, V6.0 und V7.1 (von links nach rechts).

3.3.3. V8.0-V9.2: Versuchsreihen mit Gießereistaub

In den Versuchsreihen 8.0 bis 9.2 wurde untersucht, ob Formlinge aus reinem Gießereistaub, Wasser und Bindemittel herstellbar sind. Da der Formling aus Versuch 8.0 beim Entformen zerbrach wurde in V8.1 der Wasseranteil um 5 % erhöht. Daraus resultierte ein deformierter Formling. Der benötigte Wasseranteil liegt damit zwischen 15 % und 20 %. In V9.0 nahm die Deformierung bei einem Wasseranteil von 18 % bereits deutlich ab. Durch Reduzierung des Wasseranteils und Erhöhung des Zementanteils konnte in V9.1 der erste stabile Formling hergestellt werden. In V9.2 wurde die Rezeptur hinsichtlich des Materialeinsatzes noch optimiert. Die Ergebnisse sind in Abbildung 17 zu sehen.



Abbildung 17: Ergebnisse der Versuchsreihen V8.1, V9.0, V9.1 und V9.2 (von links nach rechts).

Eine Rezeptur in der 10 % des SiC-Rohstoffs durch Gießereistaub ersetzt wurden, wurde anschließend einer Serienfertigung unterzogen. Dabei wurden keine Unterschiede zur Basisrezeptur festgestellt. Um die Festigkeiten miteinander vergleichen zu können, wurden beide in Serie produzierten Formlinge auf ihre Druckfestigkeit überprüft (siehe Abbildung 18).

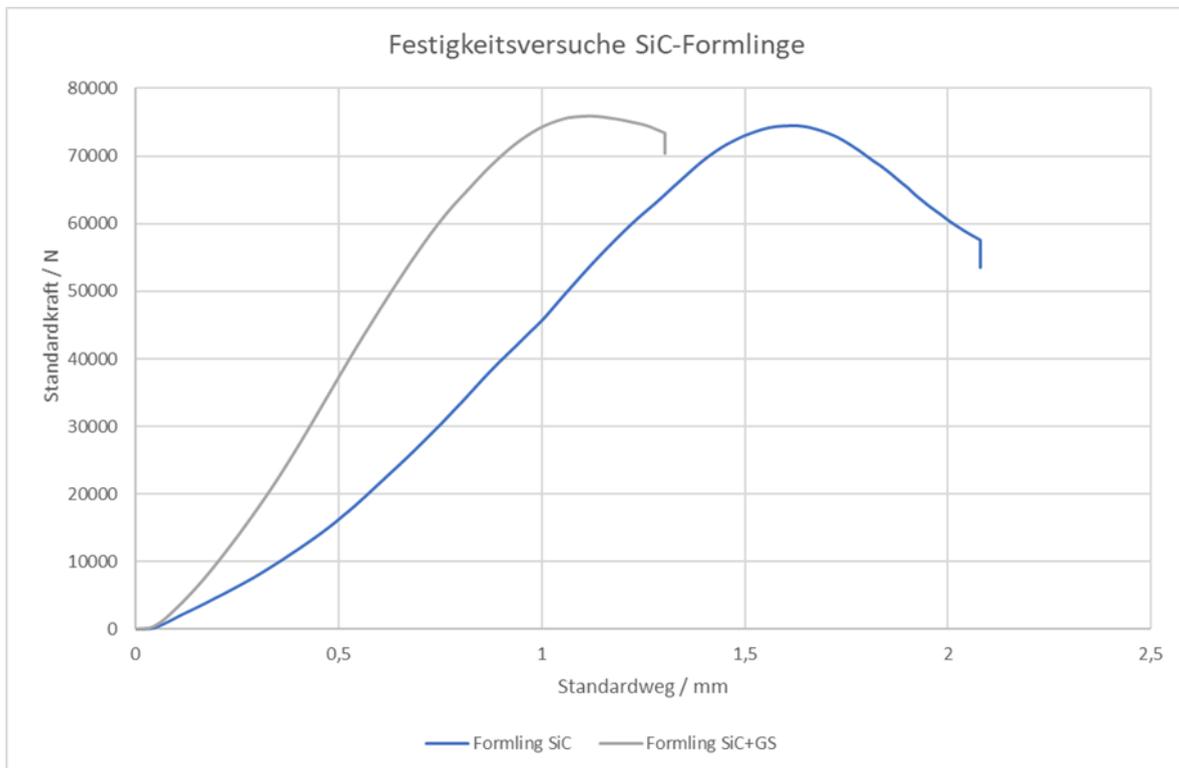


Abbildung 18: Vergleich der Druckfestigkeiten eines SiC-Formlings und eines SiC-Staub-Formlings.

Es zeigte sich, dass beide Formlinge erst bei einer Kräfteinwirkung von über 70 kN brachen. Im Verhältnis zueinander liegt die Abweichung im Rahmen der Messungenauigkeit. Damit lässt sich festhalten, dass bezogen auf die Festigkeit, keine negativen Einflüsse auf eine Anwendung in der Gießerei zu erwarten sind.

3.3.4. Substitution des Bindemittels

Das Bindemittel garantiert die nötige Festigkeit des Formlings sowohl während der Produktion als auch im späteren Handling und Schmelzprozess. Als günstiges und breit verfügbares Bindemittel wird seit Jahrzehnten vor allem Portlandzement genutzt. Mit dem Ziel einer ökologisch nachhaltigeren Produktion wird mit Blick auf die Ökobilanz von Portlandzement jedoch offensichtlich, dass eine Substitution erstrebenswert ist. Pro Tonne Zementklinker, Tricalciumsilikat C_3S (Alit), werden rund 580 kg CO_2 produziert. Mit einer jährlichen Produktionsmenge von ca. 4 Mrd. Tonnen hat allein die Portlandzementherstellung einen Anteil von ca. 8 % an den globalen Treibhausgasemissionen (Hanein et al., 2018). Hinzu kommt ein generell hoher Energieverbrauch von Zementwerken (Joas et al., 2020). Im Projekt wurden daher weitere Tests zur Substitution des Bindemittels durchgeführt.

3.3.4.1. Stärkebasierte Bindemittel

Eine Möglichkeit mineralische/anorganische Bindemittel zu substituieren, bieten Binder basierend auf Kohlehydraten. Durch diese Versuchsreihe sollte überprüft werden, ob sich Zement als Bindemittel in den Formlingen durch ein stärkebasiertes Bindemittel (SBM) substituieren lässt. Als Prüfkriterien wurde die für eine Serienfertigung relevanten Kriterien der Festigkeit nach 60 Minuten und nach 48 Stunden geprüft. Als zu untersuchendes Bindemittel diente CRESPOTEC® Compact 6501 XD, welches freundlicherweise von der Crespel & Deiters Group zur Verfügung gestellt wurde. Es besteht zu 100 % aus nachwachsenden Rohstoffen.

In einer Versuchsreihe wurde Zement komplett durch das SBM substituiert. In einer weiteren wurden verschiedene Stärke-Zement-Mischungen getestet (siehe Tabelle 4).

Tabelle 4: Untersuchte Rezepturen im Kontext der Zementsubstitution durch ein SBM.

Versuch	Stärke		Zement		SiC		Staub		Wasser	
	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]
Stärke										
V 1	2,50	25,00	-	-	17,00	710,00	9,00	90,00	17,50	175,00
V 2	3,00	30,00	-	-	71,00	710,00	8,50	85,00	17,50	175,00
V 3	4,00	40,00	-	-	70,00	700,00	7,50	75,00	18,50	185,00
V 4	5,00	50,00	-	-	69,50	695,00	7,00	70,00	18,50	185,00
Zement-Mischung										
V 5	2,50	100,00	0,00	0,00	71,00	2840,00	9,00	360,00	17,50	700,00
V 6	1,90	76,00	3,50	140,00	68,60	2744,00	9,00	360,00	17,00	680,00
V 7	1,25	50,00	7,00	280,00	66,75	2670,00	9,00	360,00	16,00	640,00
V 8	0,63	25,00	10,50	420,00	64,88	2595,00	9,00	360,00	15,00	600,00
V 9	0,00	0,00	14,00	560,00	63,00	2520,00	9,00	360,00	14,00	560,00

Abbildung 19 zeigt die Ergebnisse der Versuche V 1–V 4 im Festigkeitstest nach 60 Minuten. Alle Formlinge wiesen eine ausreichende Standfestigkeit auf. Zusätzlich wurde die Festigkeit auch nach 48 Stunden geprüft. Hierzu wurden die Formlinge einem Falltest aus einem Meter Höhe unterzogen. Für alle vier Formlinge fiel der Falltest negativ aus.



Abbildung 19: V 1-V 4: Festigkeitstest nach 60 Minuten.

Ausgehend von davon wurde in einer zweiten Versuchsreihe die Stärke-Zement-Mischungen (V 5-V 9) getestet. Der Zement sollte dabei für die nötige Festigkeit nach 24 Stunden sorgen und die Stärke eine hohe Endfestigkeit nach längerer Trocknungszeit garantieren. Abbildung 20 zeigt die hierzu gehörigen Ergebnisse der Falltests nach 48, 72, 144, 168 und 192 Stunden.

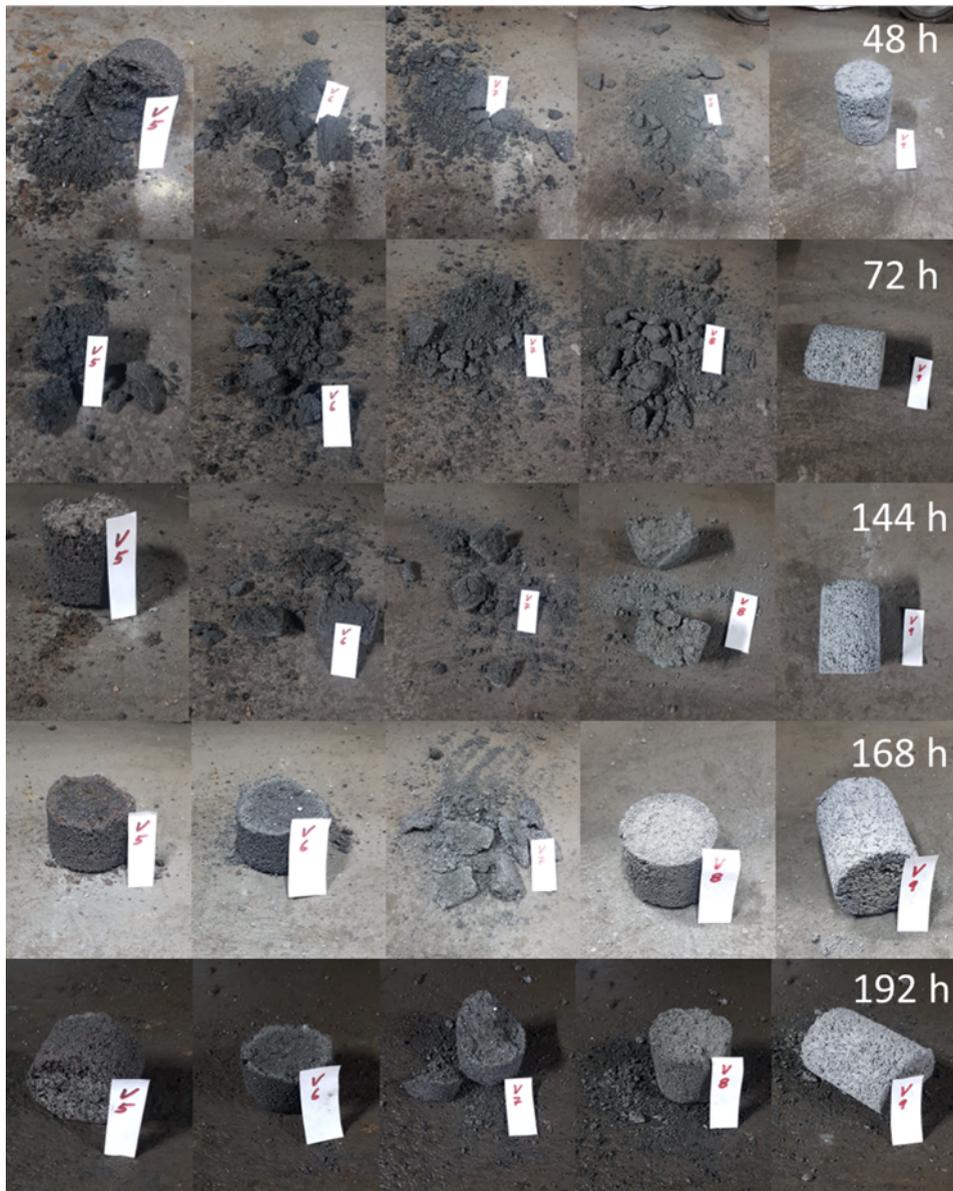


Abbildung 20: Ergebnisse der Falltests der Stärke-Zement-Mischungen (V 5-V 9) nach 48 bzw. 72, 144, 168 und 192 h

Diese Versuche haben gezeigt, dass auch eine Stärke-Zement-Mischung keine ausreichenden Endfestigkeiten gewährleisten konnte. Zudem wurde deutlich, dass die Stärke das Abbinden des Zements verzögert hatte, da die Formlinge nur mit Stärke oder Zement gebunden im Vergleich die besseren Festigkeiten aufwiesen. Ein weiterer abschließender Versuch sollte aus diesem Grund zeigen, dass bei stärkegebunden Formlingen das entscheidende Kriterium für die Festigkeit eine vollständige Durchrocknung ist. Dazu wurde nochmals ein Formling wie in Versuch 1 (V 10) mit 2,5 % Stärke hergestellt und dann nach 24 Stunden bei 105 °C im Ofen getrocknet. Der anschließend durchgeführte Falltest fiel positiv aus.

3.3.4.2. Calciumsulfoaluminat-Zement (CSA-Zement)

Die Produktion von CSA-Zement hat im Vergleich zu der des Portlandzements deutlich geringere CO₂-Emissionen. CSA-Zement benötigt pro Tonne weniger Calcium als Portlandzement, sodass die während der Produktion entstehende Menge CO₂ bei der Calcinierung von Calciumcarbonaten in

Kalkstein, Kreide und Marmor geringer ist. Dabei liegen die Einsparungen der Nettoemissionen zwischen 25 und 35 %. Studien haben zudem gezeigt, dass CSA-Zement auch bei hoher Anforderung der Frühfestigkeit geeignet ist (Hanein et al., 2018). Aktuell sind die Kosten für CSA-Zement jedoch noch um ca. das Vierfache höher.

In Kooperation mit dem ForCYCLE II-Teilprojekt 4 „HB(Ca)V“ wurden Tests zur Substitution von Portlandzement durch CSA-Zement durchgeführt. Die genauen Rezepturen sind in Tabelle 5 gezeigt. Im Hinblick auf die für eine Serienproduktion entscheidenden Prüfkriterien, lassen sich nach mehreren Versuchsreihen die Ergebnisse wie folgt zusammenfassen:

Tabelle 5: Untersuchte Rezepturen im Rahmen der Substitution des Bindemittels Portlandzement durch CSA-Zement.

Versuche CSA- Zement	CSA-Zement		Weinsäure		Särke		Zement		SiC		FE-Staub		Wasser	
	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]
V 1	13,00	130,00	-	-	-	-	-	-	65,00	650,00	9,00	90,00	13,00	130,00
V 2	13,00	260,00	-	-	-	-	-	-	64,00	1280,00	9,00	180,00	14,00	280,00
V 3	10,00	200,00	-	-	-	-	-	-	64,00	1280,00	12,00	240,00	14,00	280,00
V 4	10,00	200,00	-	-	-	-	-	-	64,00	1280,00	12,00	240,00	15,00	300,00
V 5	7,50	150,00	-	-	-	-	-	-	65,25	1305,00	13,25	265,00	13,00	260,00
V 6	5,00	100,00	-	-	-	-	-	-	66,50	1330,00	14,50	290,00	12,50	250,00
V 7	2,50	50,00	-	-	-	-	-	-	67,75	1335,00	15,75	315,00	12,00	240,00
V 8	10,00	200,00	1,00	20,00	-	-	-	-	63,25	1265,00	11,25	225,00	14,50	290,00
V 9	5,00	100,00	1,00	20,00	-	-	-	-	66,75	1335,00	14,75	295,00	12,50	250,00
V 10	-	-	-	-	-	-	14,00	280,00	62,50	1250,00	10,50	210,00	13,00	260,00
V 11	-	-	-	-	1,90	95,00	3,50	175,00	68,60	3430,00	9,00	450,00	15,80	790,00
V 11.1	3,50	175,00	-	-	1,90	95,00	-	-	68,60	3430,00	9,00	450,00	15,80	790,00
V 6.1	-	-	-	-	-	-	5,00	250,00	68,60	3400,00	14,50	725,00	12,90	648,00
V 6.2	5,00	250,00	-	-	-	-	-	-	68,60	3400,00	14,50	725,00	12,90	648,00
V 9.1	5,00	250,00	0,05	3,00	-	-	-	-	68,60	3400,00	14,50	725,00	12,90	625,00

Eine ausreichende Standfestigkeit nach 60 min ist gegeben. Durch das schnellere Abbindeverhalten des CSA-Zements lassen sich die Formlinge bereits nach 15 min belasten. Portlandzement benötigt im Gegensatz dazu bei gleicher Menge ca. 45 min. Es hat sich außerdem gezeigt, dass ein Anteil von 2,5 % CSA-Zement genügt, um die benötigte Formstabilität zu gewährleisten. Durch Zugabe von Weinsäure lässt sich das Aushärten des Zements verzögern. Bezogen auf die Standfestigkeit haben sich dadurch keine negativen Einflüsse gezeigt.

Im Hinblick auf die Festigkeitsentwicklung nach 48 h und länger lässt sich der Anteil von 14 % Portlandzement auf 5-10 % CSA-Zement reduzieren. Hier zeigt die Zugabe von Weinsäure allerdings einen negativen Einfluss. Wie auch mit Portlandzement zeigt eine Kombination von CSA-Zement und dem SBM schlechtere Ergebnisse als die Bindemittel für sich.

3.4 Modellierung

3.4.1. Optimierungsmodell zur Gießereistaub-Entsorgung

Um Prozesse und Wechselwirkungen mit der Ökosphäre zu verstehen, muss man deren Umweltauswirkungen analysieren. Lebenszyklusanalysen (LCA) sind eine Möglichkeit dies zu bewerkstelligen. Die Methode ist „state of the art“ und weit verbreitet. Gerade KMUs stellt sie aber auch vor Herausforderungen. LCAs sind zeitaufwendig und oftmals mit höheren Kosten verbunden. Zudem sind Software und entsprechendes Knowhow notwendig. Dennoch sollten sich auch diese Unternehmen mit der Frage auseinandersetzen, welche Methode der Abfallentsorgung mit weniger negativen Einflüssen auf die Umwelt verbunden ist. Hierfür wurde im Rahmen der Gießereistaub-Entsorgung ein Modell entwickelt, welches anhand des Modellierungszyklus-Ansatzes ein reales Problem mathematisch abbildet und durch mathematische Operationen lösen kann. Hieraus entstand das

„Optimierungsmodell zur Minimierung der ökologischen Nachhaltigkeitsbewertung der Gießereistaub-Entsorgung“ (folgend OpMökol). Dabei handelt es sich um eine Minimierungsfunktion, welche dem Top-Down-Ansatz folgt (vgl. Abbildung 7).

Zunächst müssen geeignete Modellelemente identifiziert werden, dadurch werden zwangsläufig auch Vereinfachungen und Annahmen getroffen. Ein Verwertungsverfahren bzw. Aufbereitungsprozess ist definiert als Gesamtheit der Prozesse, die zur Beseitigung des Abfalls führen und gleichzeitig Sekundärrohstoffe zurückgewinnen. Die Reststoffe aus diesem Prozess müssen durch ein Deponierungsverfahren beseitigt werden. Das Verfahren der Deponierung führt zu keiner Rückgewinnung von Rohstoffen und ist somit ein reines Entsorgungsverfahren.

Abbildung 21 zeigt die ganzheitliche Modellvorstellung zur ökologischen Gesamtbetrachtung der Entsorgung eines Gießereistaubs.

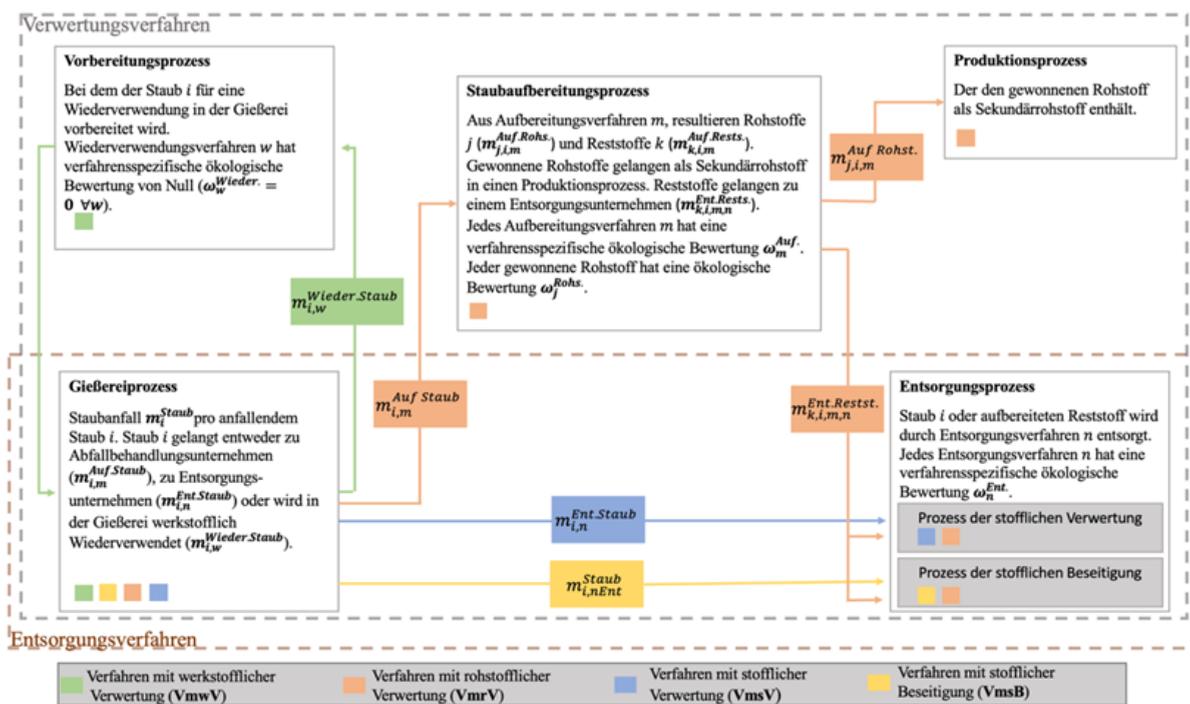


Abbildung 21: Modellvorstellung zur Modellierung der Gießereistaub-Entsorgung (OpMökol).

Für die Modellbildung werden Mengen für Aufbereitungsprozesse, Entsorgungsprozesse, Stäube, Rohstoffe und Reststoffe eingeführt. Die Elemente dieser Mengen bekommen Indizes zugordnet, damit diese eindeutig identifizierbar sind:

- Staub $i \in I$ (als Abfallprodukt des Gießereiprozesses)
- Rohstoff $j \in J$
- Reststoff $k \in K$
- Aufbereitungsprozess $m \in M$
- Entsorgungsprozess $n \in N$
- Wiederverwendungsprozess $w \in W$

Neben den Mengen werden quantitative Daten benötigt, um Informationen über Elemente und/oder deren Beziehungen untereinander zu beschreiben:

- Menge an Staub i , die beim Gießereiprozess anfällt: m_i^{Staub} [ME]
- Rohstoffgewinnungsgrad von Aufbereitungsprozess m mit Staub i : $\eta_{j,i,m}^{Rohst.}$ [%]
- Reststoffgewinnungsgrad von Aufbereitungsprozess m mit Staub i : $\eta_{k,i,m}^{Restst.}$ [%]
- Opportunitätsvariablen beschreiben Beziehungen zwischen Staub i und verwendetem Verfahren (m, n, w), eventuell auftretendem Reststoff k , sowie Aufbereitungs-, Wiederverwendungs- und Entsorgungsprozess: $y_{i,m}^{Auf.Staub.}$; $y_{i,n}^{Ent.Staub.}$; $y_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.}$; $y_{i,w}^{Wieder.Staub}$ $\in \{0,1\}$

Die Opportunitätsvariablen geben an, ob der Staub nach dem Gießereiprozess dem Aufbereitungs-, Entsorgungs- oder Wiederwendungsverfahren zugeführt werden kann. Um aus dem Modell eine Verbesserung der ökologischen Nachhaltigkeit ableiten zu können, ist ein Indikator implementiert, welcher den Status der ökologischen Nachhaltigkeit abbildet und quantifiziert. Dieser Indikator ist aus vier Teilen zusammengesetzt, der ökologischen Bewertung der Staub-Aufbereitung, der ökologischen Bewertung der Reststoff-Entsorgung, der ökologischen Bewertung der Staub-Entsorgung und der ökologischen Bewertung der Einsparungen.

Der Indikator bildet die zu minimierende Zielfunktion des OpMökol (siehe Formel 1)

$$\begin{aligned} \text{Minimiere } \eta_{\text{ökologisch}} = & \sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M m_{i,m}^{Auf.Staub} * \omega_m^{Auf.} + \sum_{k=1}^K \sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M \sum_{n=1}^N m_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.} * \omega_n^{Ent.} \\ & + \sum_{i=1}^I \sum_{n=1}^N m_{i,n}^{Ent.Staub} * \omega_n^{Ent.} - \sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M sav_{i,m}^{Verw.V.} \end{aligned}$$

Formel 1: Zielfunktion des Modells OpMökol.

Das Modell soll für jeden Staub ein geeignetes Entsorgungsverfahren identifizieren, dessen Aufbereitungs- oder Entsorgungsprozesse für den spezifischen Staub geeignet sind, gezeigt durch Formel 2. Durch die ökologische Bewertung der Aufbereitungs- oder Entsorgungsprozesse werden die Massen unterschiedlich gewichtet. Mit der Minimierung der Zielfunktion wird somit das Verfahren für den jeweiligen Staub gewählt, welches den geringsten Beitrag zur Zielfunktion leistet. Aus dem gewählten Verfahren (siehe Anlage 7) ergeben sich dann die zugehörigen Energie- und Stoff- bzw. Materialströme. Die Stoffströme gehen dabei immer von einer bestimmten Masse eines Staubes aus.

$$\begin{aligned} 1 = & \sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M x_{i,m}^{Auf.Staub} * y_{i,m}^{Auf.Staub} + \sum_{i=1}^I \sum_{n=1}^N x_{i,n}^{Ent.Staub} * y_{i,n}^{Ent.Staub} \\ & + \sum_{i=1}^I \sum_{w=1}^W x_{i,w}^{Wieder.Staub} * y_{i,w}^{Wieder.Staub} \quad \forall i \end{aligned}$$

Formel 2: Verfahrenszuteilung für einen angefallenen Staub.

Die Nebenbedingungen stellen sicher, dass ein anfallender Staub nur in seiner Gesamtmenge entsorgt wird. Jedem Staub wird das für diesen am besten geeignete Verfahren zugeteilt. Die binären Entscheidungsvariablen $x_{i,m}$, $x_{i,n}$ und $x_{i,w}$ geben Auskunft darüber, ob Prozess m , n oder w für den Staub i genutzt wird. Aus dem gewählten Verfahren ergeben sich dann die zugehörigen Energie- und Stoff- bzw. Materialströme $m_{i,m}$, $m_{i,n}$ und $m_{i,w}$. Die Stoffströme basieren dabei immer auf einer

bestimmten Masse des Staubes. Die Opportunitätsvariablen $y_{i,m}$, $y_{i,n}$ und $y_{i,w}$ geben Auskunft darüber, ob das Verfahren für den betrachteten Staub angewendet werden kann. Aus einem Aufbereitungsverfahren resultieren entweder Rohstoffe j oder Reststoffe k . Damit der Anteil der zurückgewonnenen Rohstoffe bzw. Reststoffe berücksichtigt wird, fließen die Verwertungsquoten in Form von $\eta_{j,i,m}^{Rohst.}$ und $\eta_{k,i,m}^{Restst.}$ mit in das Modell ein. Die möglichen Verfahren der werkstofflichen, rohstofflichen, stofflichen Verwertung und der stofflichen Beseitigung sind an die Abfallhierarchie KrWG §6 angelehnt und werden in Anlage 7 aufgezeigt. Je nach Vorgehensweise zur Entsorgung, setzt sich die ökologische Gesamtbewertung aus dem prozessspezifischen Teil (ω) und verwertungsgütlichen Teil (ϑ) zusammen.

Die prozessspezifischen Teile ($\omega_m^{Auf.}$ und $\omega_n^{Ent.}$) der ökologischen Bewertung, sind schwer zu erheben, da jedes Verfahren mit unterschiedlichen Teilprozessen verbunden ist. Damit der Wert hierzu mit minimalem Aufwand abzuschätzen ist, werden einfach zu erhebende Daten verwendet. Dies kann beispielsweise die Summe der notwendigen Lieferwege oder der Energiebedarf des energieintensivsten Prozessschrittes des jeweiligen Verfahrens sein. Wie in Anlage 7 gezeigt bekommen Verfahren mit stofflicher Beseitigung (VmsB) einen Zuschlag auf die prozessspezifischen Teile, um deren ökologischen Nachteil gegenüber Verfahren mit stofflicher Verwertung (VmsV) zu berücksichtigen. Grundlegend wird der prozessspezifische Teil über den Aufbereitungs- und Entsorgungsprozess definiert, für das Modell soll aber das ganze Verfahren für eine Bewertung betrachtet werden. Anlage 7 zeigt die Aufteilung in Aufbereitungs-, Entsorgungs- und Vorbereitungsprozesse, um die Relevanz dieser Schritte auf den prozessspezifischen Teil der ökologischen Bewertung aufzuzeigen. Der verwertungsgütliche Teil ist lediglich für das Verfahren mit rohstofflicher Verwertung (VmrV) relevant und dient zur Kompensation des prozessspezifischen Teils. Denn es wird angenommen, dass eine sekundäre Gewinnung von Rohstoffen als Substitution des jeweiligen Primärrohstoffs angesehen werden kann. Dadurch werden Umweltbelastungen verhindert bzw. eingespart, die eine primäre Gewinnung verursachen würde. Diese Gedanken sind zusammengefasst in Formel 3, welche den Teil der ökologischen Bewertung der Einsparung in der Gesamtformel des OpMökol-Modells bildet. Die ökologische Bewertung der Einsparungen, beschreibt die geringere Belastung der Ökosphäre durch die Rückgewinnung von Sekundärrohstoffen bei einer Aufbereitung des Staubes i . Dafür werden die gewonnenen Rohstoffmengen $m_{j,i,m}^{Auf.Rohst.}$ mit einer ökologischen Bewertung der entsprechenden Primärrohstoffe $\omega_j^{Rohst.}$ gewichtet.

$$\sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M sav_{i,m}^{Verw.V.} = \sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M \min \left(m_{i,m}^{Auf.Staub} * \omega_m^{Auf.} + \sum_{k=1}^K \sum_{n=1}^N m_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.} * \omega_m^{Ent.} ; \sum_{j=1}^J m_{j,i,m}^{Auf.Rohstoff.} * \omega_j^{Rohst.} \right)$$

Formel 3: Ökologische Bewertung der Einsparungen.

Die ökologischen Bewertungen $\omega_j^{Rohst.}$, $\omega_n^{Ent.}$ und $\omega_m^{Auf.}$ basieren auf Belastungskategorien, aus denen Gruppen abgeleitet werden, in welche die Verfahren (bzw. der Rohstoff) eingeordnet werden können. Diesen Gruppen wird eine Zahl zwischen 1 und 10 zugeordnet, welche dann gewichtet und

aufsummiert werden. Die Parameter der Bewertungen $\omega_n^{Ent.}$ und $\omega_m^{Auf.}$ sollen den Aufwand des Prozesses abbilden, die Parameter von $\omega_j^{Rohst.}$ die Belastung der Umwelt bei der Primärproduktion vom Rohstoff.

Einige Belastungskategorien sowie das gesamte Modell sind in Anlage 6 gezeigt. Jedem Rohstoff wird in der Kategorie einer gewählten Belastungsart, einer Gruppe des Wertes $\tau_j^{bk} \in [1,10]$ zugeordnet. Die ökologische Rohstoffbewertung setzt sich dann aus den verschiedenen Gruppen zusammen, in welcher der Rohstoff fällt.

3.4.2. Anwendungsbeispiel

In einem Anwendungsbeispiel soll die Beimischung in der Produktion von SiC-Formlingen mit einer Deponierung verglichen werden. Analysiert wird der Staub A2 aus Abbildung 27. Da es sich bei den nicht analysierten Bestandteilen vor allem um SiO_2 handelt und alle anderen Metalle in vernachlässigbar geringen Mengen vorkommen, wird für das Modell vereinfacht angenommen, dass der Staub aus 85 % Eisen und 15 % SiO_2 besteht.

Für Eisen sind die Werte der vier Belastungskategorien (BK)

Tabelle 9 zu entnehmen. Bei einer Gewichtung $g_{bk.Rohst.} = 0,25$ für jede der vier BKs ergibt sich folgender Wert (Formel 4):

$$\omega_{j=\text{Eisen}}^{Rohst.} = 4 * 0,25 + 1 * 0,25 + 2 * 0,25 + 1 * 0,25 = 2$$

Formel 4: Berechnung von ω_j für Eisen.

Da der Staub aus 85 % Eisen besteht und vollständig wiederverwertet wird folgt für $\eta_{j=\text{Eisen},i=\text{Staub A2},m=\text{SiC}}^{Rohst.} = 0,85$.

Für SiO_2 sind keine Werte in den genannten BKs bekannt, daher wird das Modell für sämtliche Werte für $\omega_{j=\text{SiO}_2}^{Rohst.}$ zwischen 1 und 10 durchgerechnet. Das gewählte Beispiel basiert auf der Annahme $\omega_{j=\text{SiO}_2}^{Rohst.} = 1$. Weiterhin gilt $\eta_{j=\text{SiO}_2,i=\text{Staub A2},m=\text{SiC}}^{Rohst.} = 0,15$.

Die relevanten Belastungskategorien für die Verfahren sind Energieverbrauch, Transportwege und Wasserverbrauch. Basierend auf Zahlenwerten dieser BK wird jede einer entsprechenden Gruppe zugeteilt (siehe Abbildung 22).

Für die Gewichtung der BK werden folgende Werte angenommen: Energieverbrauch (EVerb.) mit $g_{bk=EVerb.} = 0,4$; Logistikkilometer (LKilo.) mit $g_{bk=LKilo.} = 0,4$ und Wasserverbrauch (WVerb.) mit $g_{bk=WVerb.} = 0,2$.

Die vom Projektpartner genannten Werte (nicht genannt) für jede BK lassen sich anschließend einer Gruppe zuordnen. Für die GPS SiC Keßl GmbH gelten in diesem Fall folgende Zuordnungen:

- ▶ Energieverbrauch → Gruppe 2 → $\tau_{m=\text{SiC},bk=\text{EVerb.}} = 2$

- ▶ Logistikkilometer → Gruppe 6 → $\tau_{m=SiC,bk=LKilo.} = 6$
- ▶ Wasserverbrauch → Gruppe 4 → $\tau_{m=SiC,bk=WVerb.} = 4$

Daraus folgt nach Formel 5 weiterhin

$$\omega_{m=SiC} = \sum_{BK} g_{bk} * \tau_{m=SiC,bk} = 0,4 * 2 + 0,4 * 6 * 0,2 * 4 = 4$$

Formel 5: Berechnung von ω_m für die Beimischung des Staubs A2.

Als zweites Verfahren wird die Deponierung näher betrachtet. Der Staub A2 hat den AVV-Schlüssel 100909* und gilt damit als Filterstaub, der gefährliche Stoffe enthält. Im Fall der Entsorgung wird er je nach Schadstoffbelastung einer Deponieklasse (DK) zugeordnet, welche über das weitere Vorgehen entscheidet.

Aktuell liegen noch keine konkreten Zahlenwerte für eine Deponierung vor. Aus diesem Grund zeigt Abbildung 23 eine Entscheidungsmatrix für $\omega_{n=Dep.}$ alle möglichen Werte (im Intervall $\epsilon[1,10]$) und die daraus resultierenden Entscheidungsempfehlung des Modells.

Logistikkilometer		
Gruppe 1	0-30 km	
Gruppe 2	30-60 km	
Gruppe 3	60-90 km	
Gruppe 4	90-120 km	
Gruppe 5	120-150 km	
Gruppe 6	150-180 km	
Gruppe 7	180-210 km	
Gruppe 8	210-240 km	
Gruppe 9	240-270 km	
Gruppe 10	> 270 km	

Energieverbrauch		
Gruppe 1	bis 10 kWh	pro kg oder pro t
Gruppe 2	10 - 20 kWh	
Gruppe 3	20 - 30 kWh	
Gruppe 4	30 - 40 kWh	
Gruppe 5	40 - 50 kWh	
Gruppe 6	50 - 60 kWh	
Gruppe 7	60 - 70 kWh	
Gruppe 8	70 - 80 kWh	
Gruppe 9	80 - 90 kWh	
Gruppe 10	> 90 kWh	

Wasserverbrauch		
Gruppe 1	bis 20 l	pro kg oder pro t
Gruppe 2	20 - 40 l	
Gruppe 3	40 - 60 l	
Gruppe 4	60 - 80 l	
Gruppe 5	80 - 100 l	
Gruppe 6	100 - 120 l	
Gruppe 7	120 - 140 l	
Gruppe 8	140 - 160 l	
Gruppe 9	160 - 180 l	
Gruppe 10	> 180 l	

Abbildung 22: Einteilung der BK-Gruppen.

Für das Beispiel wird die Annahme getroffen, dass der Wert $\omega_{n=Dep.} = 4$ ist.

Die entsprechende Rechnung ist in Anlage 8 gegeben. Für die Kombination $\omega_{j=SiO_2}^{Rohst.} = 1$ und $\omega_{n=Dep.} = 4$ (Annahme für Modelllösung) ist die Aufbereitungsmethode durch die Beimischung des Gießereistaubes in der Produktion von SiC-Formlingen die Methode, die durch die Anwendung des mathematischen Modells empfohlen wird.

$\omega_n = \text{Dep.}$ $\omega_{\text{Rohst}} = \text{SiO}_2$	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	Deponierung [$\eta_{\text{öko}}=15$]	Deponierung [$\eta_{\text{öko}}=15$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=32,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=32,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=32,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=32,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=32,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=32,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=32,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=32,25$]
2	Deponierung [$\eta_{\text{öko}}=15$]	Deponierung [$\eta_{\text{öko}}=15$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=30$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=30$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=30$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=30$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=30$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=30$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=30$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=30$]
3	Deponierung [$\eta_{\text{öko}}=15$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=27,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=27,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=27,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=27,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=27,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=27,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=27,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=27,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=27,75$]
4	Deponierung [$\eta_{\text{öko}}=15$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=25,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=25,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=25,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=25,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=25,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=25,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=25,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=25,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=25,5$]
5	Deponierung [$\eta_{\text{öko}}=15$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=23,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=23,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=23,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=23,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=23,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=23,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=23,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=23,25$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=23,25$]
6	Deponierung [$\eta_{\text{öko}}=15$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=21$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=21$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=21$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=21$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=21$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=21$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=21$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=21$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=21$]
7	Deponierung [$\eta_{\text{öko}}=15$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=18,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=18,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=18,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=18,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=18,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=18,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=18,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=18,75$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=18,75$]
8	Deponierung [$\eta_{\text{öko}}=15$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=16,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=16,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=16,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=16,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=16,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=16,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=16,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=16,5$]	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=16,5$]
9	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=14,25$]									
10	SiC-Formling [$\eta_{\text{öko}}=12$]									

Abbildung 23: Entscheidungsmatrix für das gewählte Beispiel.

4 Praktische Anwendbarkeit der Ergebnisse und Darstellung der Kooperation mit Wirtschaftspartnern

Die Wiederverwertung von Gießereistäuben durch Beimischung zu SiC-Formlingen hat ein großes Potenzial für eine Umsetzung in der Industrie. Die Produktion gelingt durch Adaption eines bestehenden Prozesses, wodurch größere Hürden in der Herstellung umgangen werden können. Das Verwertungspotenzial soll anhand eines Gießereistaubs verdeutlicht werden.

Komponenten/ Varianten	SiC- Rohstoff [kg]	SiC-Staub Kefl [kg]	Quarzsand [kg]	Fe-Staub Gießerei A [kg]	Zement [kg]	Kalk [kg]	Si-Gehalt [%]	Basizität	Bruttomenge Formlinge [t]	Nettomenge Si [t]	Jährliche Staubmenge [t]
Basisrezept											
Substitution SiC-Staub und Quarzsand durch Fe-Staub											
Variante 1	742,00	0,00	20,00	70,00	130,00	0,00	50,00	0,71	1300,00	650,00	91,00
Variante 2	742,00	0,00	10,00	80,00	130,00	0,00	50,00	0,74	1300,00	650,00	104,00
Variante 3	742,00	0,00	0,00	90,00	130,00	0,00	50,00	0,76	1300,00	650,00	117,00
Schrittweise Substitution von Rohstoff durch Fe-Staub + Zugabe von Kalk zum Ausgleich der Basizität											
Variante 4	672,00	0,00	0,00	145,00	130,00	15,00	45,00	0,72	1444,44	650,00	209,44
Variante 5	672,00	0,00	0,00	160,00	130,00	0,00	45,00	0,59	1444,44	650,00	231,11
Variante 6	602,00	0,00	0,00	190,00	130,00	40,00	40,00	0,77	1625,00	650,00	308,75
Variante 7	602,00	0,00	0,00	230,00	130,00	0,00	40,00	0,48	1625,00	650,00	373,75
Variante 8	522,00	0,00	0,00	250,00	130,00	60,00	35,00	0,75	1857,14	650,00	464,29
Variante 9	522,00	0,00	0,00	310,00	130,00	0,00	35,00	0,40	1857,14	650,00	575,71
Reiner Fe-Staub Formling											
Variante 10	0,00	0,00	0,00	602,00	180,00	180,00	0,00	0,79	-	-	-

Abbildung 24: Verschiedene serienproduzierbare Rezepturen für einen Gießereistaub mit einem Quarz-Anteil von 50 %.

Abbildung 24 zeigt verschiedene Rezepturen für einen Gießereistaub mit einem Quarz-Anteil von 50 %. Die ersten drei Varianten zeigen, dass es durch Beimischung nicht nur möglich ist den Staub rückzuführen, sondern weiterhin Quarzsand, welcher zum Basizitätsausgleich hinzugegeben wird, zu substituieren. Bei einer jährlichen Produktionsmenge von 1.300 t Formlinge können so bis zu 117 t Staub und 65 t Quarzsand substituiert werden.

In den Varianten 4 bis 9 wird der Staub-Anteil weiter erhöht. Je nach Rezeptur schwankt damit auch die Basizität. Zum Ausgleich wird dann Kalk hinzugegeben.

Für das Modell gilt es als nächstes eine gute Datengrundlage zu schaffen, um möglichst realistische Ergebnisse zu erhalten und daraus resultierende Aussagen zu treffen. Eine Umsetzung in einer Gießerei kann anschließend getestet werden.

5 Veröffentlichungen im Rahmen des Projekts

Im Projektverlauf kam es zu folgenden Veröffentlichungen:

- Metallstaubreycling - Industriekooperation bei ForCYCLE II, 18.11.2020, mehrfach veröffentlicht (z.B. <https://www.recyclingmagazin.de/2020/11/19/forcycle-ii-projekt-zum-recycling-von-metallstaub/>)
- Strakos, C., Vom Gießereistaub zum SiC-Formling. Metallrecycling Sonderheft 2021 (2021). RECYCLING magazin.
- Strakos, C., Schäfer, H., Bauer, E., Marx, C., Gottlieb, A., Wehrich, R., Wiederverwertung von Gießereistäuben durch Einarbeitung in SiC-Formlinge. Müll und Abfall, 02/22 (2022).
- Strakos, C., Marx, C. Wambach, K., Gottlieb, A., Rist, T., Wehrich, R., Rückgewinnung von Metallen aus Gießerei-Stäuben sowie Identifizierung und Optimierung (neuer) Verwertungswege – Praxisbeispiele aus Bayern. In: Mineralische Nebenprodukte und Abfälle, Band 9, 2022.

6 Zusammenarbeit mit Kooperationspartnern und im Projektverbund

Sowohl im Projektverbund als auch mit den Kooperationspartnern kam es bei der Zusammenarbeit immer wieder zu Synergien. Besonders hervorgehoben sei dabei die herausragende Kooperation mit der GPS SIC Keßl GmbH. Auch die am Projekt beteiligten Gießereien konnten stets zeitnah Proben zur Verfügung stellen. Weiterhin hat sich die Kemptener Eisengießerei Adam Hönig AG bereit erklärt ihren Standort als Drehort für den Imagefilm zur Verfügung zu stellen. Im Verbund kam es mit zwei Projekten, dem Teilprojekt 4 (siehe Kapitel 3.3.4.2) sowie dem Teilprojekt 7, zu Kooperationen, welche die Vernetzung im Verbund unterstrichen haben. Im Teilprojekt 7 (Chlor-Plattform) wurde versucht die in den Gießereistäuben enthaltenen Metalle in Chlorwasserstoff-Gas und unter Hitze im Reaktor zu lösen, zu den entsprechenden Metallchloriden umzusetzen und in Kühlern durch Kondensation aufzufangen. Im Reaktor kam es beim Versuch zu Transportreaktionen, welche dazu führten, dass sich das Eisen(II)-chlorid als Feststoff im Reaktor abgesetzt hat. Die Stäube erwiesen sich damit als ungeeignet.

7 Zusammenfassung

Im Projekt wurden verschiedene Methoden angewandt, welche sich mit den Bereichen der vielschichtigen, primären Fragestellung, nämlich der Suche nach Aufbereitungs- und Wiederverwertungsmethoden für Gießereistäube, auseinandergesetzt haben. Von besonderem Interesse waren

weiterhin die Digitalisierung und Nachhaltigkeitsbetrachtungen. Zum einen wurden verschiedene Stäube und deren Anfallstellen analysiert. Die genommenen Proben wurden anschließend anhand ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften charakterisiert. Der Gießereiprozess, insbesondere die Materialflüsse vom Staubanfall bis zur Entsorgung, wurden digitalisiert. Methoden, die für eine Staubaufbereitung untersucht wurden, waren unter anderem Metallextraktionen mit Deep Eutectic Solvents und mittels Bioleaching, sowie elektrostatische Trennversuche mithilfe einer Korona-Walzen-Scheiders. Bei allen Methoden konnten Teilerfolge erzielt werden, die grundlegende Erkenntnis war jedoch, dass bei reinen Aufbereitungsverfahren, vor allem bei einer Überführung in einen größeren Maßstab nicht nur Lösungen für wissenschaftliche Probleme (z.B. die Steuerung der chemischen und physikalischen Eigenschaften des Staubs) gefunden, sondern auch die Logistik und Gesetzgebung, die dahinterstehen, berücksichtigt werden müssen. In Kombination erschwert das einen rentablen und damit realistisch umsetzbaren Prozess.

Die direkte Wiederverwertung ermöglicht dagegen das Umgehen vieler dieser Hürden. Besonders durch Adaption und Optimierung von etablierten Prozessen ist ein Einstieg in eine umfangreichere Verwertung einfacher. Mit der Einarbeitung von Gießereistäuben in SiC-Formlinge gelingt genau das. Die Produktion dieser Formlinge unterliegt einem bekannten Verfahren, die Adaption durch Beimischung ist mit wenig Aufwand verbunden. Weiterhin hat sich gezeigt, dass es noch viele Parameter gibt, die optimiert werden können. Neben der Wahl des Bindemittels, können bestimmte Stäube auch Quarzsand, welches zur Einstellung der Basizität im Formling zugegeben wird, substituieren.

Stehen zwei oder mehrere Methoden zur Verfügung, um einen Staub zu entsorgen, so muss die Gießerei als Entscheidungsträger bestimmen, welchen Weg sie wählt. Während die ökonomischen Gründe für einen bestimmten Weg meist offensichtlich sind, sind die ökologischen Folgen der Entscheidung meist nicht so trivial erkennbar. Hierfür wurde ein Modell entwickelt, welches in solchen Fällen als Entscheidungshilfe dienen kann. Es kombiniert dabei ausgewählte Teile von ökologischen Auswirkungen mit den Einsparungen, die durch die Wiederverwertung eines bestimmten Elements erreicht werden und bildet sie in einer zu minimierenden Zielfunktion ab.

8 Ausblick

Mit dem Ende des ForCYCLE II-Projektverbunds steht die Entwicklung und Optimierung von SiC-Gießereistaub-Formlingen erst am Anfang. Die grundlegende Umsetzbarkeit und Rentabilität wurden aufgezeigt. Für eine Implementierung in der Industrie gilt es jedoch noch einige Hürden zu nehmen. Allen voran stehen Schmelzversuche im Kupolofen, um die Eigenschaften der Formlinge im Schmelzprozess selbst evaluieren zu können. Stäube könnten anhand ihres Quarz-Anteils klassifiziert und gesammelt werden. Je nach Rezeptur wäre es dann möglich den als Additiv zugegeben Sand zu substituieren. Daten zu verschiedenen Kupolöfen könnten gesammelt werden und damit Rezepturen an den jeweiligen Ofen angepasst werden. Das Bindemittel könnte weiterhin optimiert und im Idealfall dessen Anteil im Formling reduziert werden. Im Modell besteht die Möglichkeit Daten von verschiedenen Gießereien zu sammeln und Indikatoren spezifisch anzupassen. Alles in allem hat das ForCycle II-Projekt „BGMR“ Ergebnisse geliefert, welche in einem Folgeprojekt die Möglichkeit zur weiteren Optimierung sowie Industrieimplementierung bieten.

Literaturverzeichnis

- Abbott, A. P., Boothby, D., Capper, G., Davies, D. L., & Rasheed, R. K. (2004). Deep eutectic solvents formed between choline chloride and carboxylic acids: versatile alternatives to ionic liquids. *Journal of the American Chemical Society*, 126(29), 9142-9147.
- Abbott, A. P., Capper, G., Davies, D. L., Munro, H. L., Rasheed, R. K., & Tambyrajah, V. (2001). Preparation of novel, moisture-stable, Lewis-acidic ionic liquids containing quaternary ammonium salts with functional side chains. Electronic supplementary information (ESI) available: plot of conductivity vs. temperature for the ionic liquid formed from zinc chloride and choline chloride (2: 1). See <http://www.rsc.org/suppdata/cc/b1/b106357j>. *Chemical Communications*(19), 2010-2011.
- Abbott, A. P., Capper, G., Davies, D. L., Rasheed, R. K., & Tambyrajah, V. (2002). Quaternary ammonium zinc- or tin-containing ionic liquids: water insensitive, recyclable catalysts for Diels–Alder reactions. *Green Chemistry*, 4(1), 24-26.
- Auerbach, R., Bokelmann, K., Stauber, R., Schnell, S., Ratering, S., Werner, A., Haseneder, R., Vostal, R., Bertau, M., & Gellermann, C. (2018). Bioleaching zum Recycling von Sekundärrohstoffen. *Chemie in unserer Zeit*, 52(5), 330-340.
- baymevbm. (2020). *Die bayerische M+E Industrie 2019 in Zahlen* Bayerischer Unternehmensverband Metall und Elektro e. V. . <https://www.baymevbm.de/Redaktion/Freizugaengliche-Medien/Abteilungen-GS/Volkswirtschaft/2020/Downloads/Die-bayerische-M-E-Industrie-2019-in-Zahlen.pdf>
- BDG. (2016). *Hintergrundpapier der Deutschen Gießerei-Industrie Deponierung von Altsand – droht Deutschland ein neuer Entsorgungsnotstand?* BDG. Retrieved 06.07.2021 from <https://docplayer.org/47521688-Hintergrundpapier-der-deutschen-giesserei-industrie-deponierung-von-altsand-droht-deutschland-ein-neuer-entsorgungsnotstand.html>
- BDG. (2020). *Die deutsche Gießerei-Industrie 2019/2020 Konjunktur* Bundesverband der Deutschen Gießerei-Industrie. https://www.bdguss.de/fileadmin/content_bdguss/Branche/Die_Branche_in_Zahlen/Branch_e_in_Zahlen.pdf
- BMWi. (2019). *Leitbild 2030 für Industrie 4.0*. Retrieved from <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Schlaglichter-der-Wirtschaftspolitik/2019/10/kapitel-1-5-leitbild-2030-fuer-industrie-40.html>
- Brandt, C. (2002). Die chemische Industrie auf dem Weg in eine grüne Zukunft? Sustainable Development und Responsible Care. *Chemie in unserer Zeit*, 36(4), 214-224.
- Breitkopf, A. (2021). *Anzahl der Mülldeponien in Deutschland bis 2019*. Retrieved 06.07.2021 from <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/263063/umfrage/anzahl-der-deponien-in-deutschland/>
- Clarke, C. J., Tu, W.-C., Levers, O., Brohl, A., & Hallett, J. P. (2018). Green and sustainable solvents in chemical processes. *Chemical Reviews*, 118(2), 747-800.
- Deike, R. (2020). Bedeutung der Gießerei-Industrie in einer Circular Economy. *Giesserei*.
- Dötsch, E. (2011). *Induktives Schmelzen und Warmhalten: Grundlagen-Anlagenaufbau-Verfahrenstechnik*. Oldenbourg Industrieverlag.
- Falter, W., Keller, A., Nickel, J., & Meincke, H. (2018). Chemie 4.0. Wachstum durch Innovation in einer Welt im Umbruch. In: Verfügbar unter: <https://www.vci.de/vci/downloads-vci/publikation/vci....>
- Gleisberg, D., Kandler, J., Ulrich, H., & Hartz, P. (1976). Eutrophierung und Abwasserreinigung. *Angewandte Chemie*, 88(11), 354-365.
- Hanein, T., Galvez-Martos, J.-L., & Bannerman, M. N. (2018). Carbon footprint of calcium sulfoaluminate clinker production. *Journal of Cleaner Production*, 172, 2278-2287.
- Hasse, S. (2021). Basizität. In *Giesserei-Lexikon*.
- Hasse, S. (2022). Carborund. In *Giesserei-Lexikon*.

-
- Hauff, V., & Brundtland, G. H. (1987). Unsere gemeinsame Zukunft:[der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung].
- Haußer, F., & Luchko, Y. (2011). Methodik der mathematischen Modellierung. In *Mathematische Modellierung mit MATLAB®* (pp. 51-78). Springer.
- Hungerbühler, K., Ranke, J., & Mettier, T. (1999). *Chemische produkte und prozesse: Grundkonzepte zum umweltorientierten design*. Springer-Verlag.
- Joas, F., Witecka, W., Lenck, T., Peter, F., Seiler, F., Samadi, S., Schneider, C., Holtz, G., Kobiela, G., & Lechtenböhmer, S. (2020). Klimaneutrale Industrie: Schlüsseltechnologien und Politikoptionen für Stahl, Chemie und Zement; Studie.
- Koch, L., & Monßen, M. (2006). *Kooperative Umweltpolitik und nachhaltige Innovationen: das Beispiel der chemischen Industrie*. Springer-Verlag.
- Köhnlechner, R., & Sander, S. (2009). Praktischer Einsatz elektrostatischer Separatoren in der Sekundärrohstoffindustrie. *BHM Berg-und Hüttenmännische Monatshefte*, 154(4), 136-139.
- Martens, H., & Goldmann, D. (2016). Recycling mineralischer Baustoffe und Verwertung von Schlacken und Aschen. In *Recyclingtechnik* (pp. 355-376). Springer.
- Matthias Putz, Michael Cherkaskyy, Annegret Esche, Christin Fanghänel, & Schlegel, A. (2015). *Energieeffizienzpotenzial in der Planung am Beispiel der Gießerei-Industrie*. F.-I. f. W. u. U. IWU & D. in Chemnitz, Augsburg und Zittau. https://www.luft.sachsen.de/download/luft/4_1_Giessereien.pdf
- Mayer, K. (2017). *Nachhaltigkeit: 111 Fragen und Antworten: Nachschlagewerk zur Umsetzung von CSR im Unternehmen*. Springer-Verlag.
- Michelsen, G., & Adomßent, M. (2014). Nachhaltige Entwicklung: Hintergründe und Zusammenhänge. In *Nachhaltigkeitswissenschaften* (pp. 3-59). Springer.
- Morosini, M., Schneider, C., Röhm, M., Grünert, A., & Ballschmiter, K. (2002). Umweltindikatoren, Grundlagen, Methodik, Relevanz. *Bd. 1*, 57.
- Nuss, P., & Eckelman, M. J. (2014). Life cycle assessment of metals: a scientific synthesis. *PLoS one*, 9(7), e101298.
- Perrenet, J., & Zwaneveld, B. (2012). The many faces of the mathematical modeling cycle. *Journal of Mathematical modelling and Application*, 1(6), 3-21.
- Petkovic, M., Seddon, K. R., Rebelo, L. P. N., & Pereira, C. S. (2011). Ionic liquids: a pathway to environmental acceptability. *Chemical Society Reviews*, 40(3), 1383-1403.
- Potysz, A., van Hullebusch, E. D., & Kierczak, J. (2018). Perspectives regarding the use of metallurgical slags as secondary metal resources—a review of bioleaching approaches. *Journal of Environmental Management*, 219, 138-152.
- Pufé, I. (2017). Nachhaltigkeit (3., überarbeitete und erweiterte Auflage). Konstanz. In: München: UVK Verlagsgesellschaft mbH & UVK/Lucius.
- Reimers, N. (2020). *Nachhaltigkeit und Digitalisierung am Beispiel bayerischer Gießerei-Betriebe* Universität Augsburg].
- Reller, A., Fendt, J., & Böckenholt, C. (2017) Ressourcenstrategie für Bayern.
- Reller, A., Marschall, L., Meißner, S., & Schmidt, C. (2013). Ressourcenstrategien: eine Einführung in den nachhaltigen Umgang mit Ressourcen.
- Roos, E., Maile, K., & Seidenfuß, M. (2011). *Werkstoffkunde für Ingenieure: Grundlagen, Anwendung, Prüfung*. Springer-Verlag.
- Schippers, A., & Hedrich, S. (2018). Stand der Technik und Potential von Biohydrometallurgie für Recycling. *Recycling und Rohstoffe*, 11, 351-360.
- Schlegel, J. (2021). Stahl—der Werkstoff. In *Die Welt des Stahls* (pp. 11-65). Springer.
- Schmidt, M. (2011). Effizient mit Ressourcen umgehen: Energie- und Stoffstromanalyse. <file:///C:/Users/cstra/Downloads/20110101-faktenblatt-energie-stoffstromanalyse.pdf>
- Smith, E. L., Abbott, A. P., & Ryder, K. S. (2014). Deep eutectic solvents (DESs) and their applications. *Chemical Reviews*, 114(21), 11060-11082.
- Söldner, A. (2020). *Deep Eutectic Solvents as Extraction, Reaction and Detection Media for Inorganic Compounds*

-
- Stiehl, C., & Hirth, T. (2012). Vom additiven Umweltschutz zur nachhaltigen Produktion. *Chemie Ingenieur Technik*, 7(84), 963-968.
- Stolte, S., Arning, J., & Thöming, J. (2011). Biologische abbaubarkeit von ionischen flüssigkeiten–testverfahren und strukturelles design. *Chemie Ingenieur Technik*, 9(83), 1454-1467.
- Strakos, C., Schäfer, H., Bauer, E., Marx, C., Gottlieb, A., & Wehrich, R. (2022). Wiederverwertung von Gießereistäuben durch Einarbeitung in SiC-Formlinge.
- Suhl, L., & Mellouli, T. (2009). *Optimierungssysteme: Modelle, Verfahren, Software, Anwendungen*. Springer-Verlag.
- Umweltbundesamt. (2012). *Merkblatt über die Besten Verfügbare Techniken in der Eisen- und Stahlerzeugung nach der Industrie-Emissionen-Richtlinie 2010/75/EU*.
- UN. (1992). *Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro: Dokumente; Agenda 21*. Köllen.
- Walther, G. (2010). *Nachhaltige Wertschöpfungsnetzwerke: Überbetriebliche Planung und Steuerung von Stoffströmen entlang des Produktlebenszyklus*. Springer-Verlag.
- Weber-Blaschke, G., Frieß, H., Peichl, L., & Faulstich, M. (2002). Aktuelle Entwicklungen bei Umweltindikatorensystemen. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 14(3), 187-193

Anhang

Anlage 1

Abkürzung	Bedeutung
NE-Metall	Nichteisen-Metall
BDG	Bundesverband der Deutschen Gießerei-Industrie
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
LCA	Life Cycle Assessment
RFA	Röntgenfluoreszenzanalyse
XRD	Röntgendiffraktometrie
EA	Elementaranalyse
ICP-OES	induktiv gekoppelte Plasma-Emissionsspektroskopie
DES	Deep Eutectic Solvent
HBD	Hydrogen Bond Donor
AVV	Abfallverzeichnis-Verordnung
wM	weitere Metalle
HT	Hoch-Temperatur
SBM	stärkebasiertes Bindemittel
CSA	Calciumsulfoaluminat
KMU	kleines oder mittleres Unternehmen
OpMökol	Optimierungsmodell zur Minimierung der ökologischen Nachhaltigkeitsbewertung der Gießereistaub-Entsorgung
VmwV	Verfahren mit werkstofflicher Verwertung
VmsB	Verfahren mit stofflicher Beseitigung
VmsV	Verfahren mit stofflicher Verwertung
VmrV	Verfahren mit rohstofflicher Verwertung
DK	Deponieklasse

Anlage 2

Versuchsdurchführung Bioleaching:

Die einzelnen Bakterienstämme wurden kultiviert und anschließend zu einer Gemeinschaft zusammengeschlossen. Beim Zusammenschluss wurden sie zeitgleich an den Gießereistaub angepasst. Unter Zugabe von 2 % Elementarschwefel an 2 % Gießereistaub wurden die Bakterienarten in einem 50 ml Schüttelkolben adaptiert. Bei der Gemeinschaft EM wurde noch ein 5 % Inokulum beigegeben. Anschließend wurden die adaptierten Bakterien in den drei verschiedenen Biolaugungsversuchen

verwendet. Alle Versuche basierten auf einem pH-Wert von 1,8. Um Aufschluss über das Verhalten der MOGs zu erhalten, wurden zu verschiedenen Zeitpunkten Flüssigproben entnommen, zur Bestimmung von pH-Wert, Redoxpotential, Eisen- und ICP-Messungen. Für die Bestimmung des Redoxpotentials wird eine Ag/AgCl Elektrode verwendet. Der für den Versuch verwendete Bioreaktor ist von der Firma electrolab (Typ: FerMac 200 Series).

Die Kolbenlaugung dauert zwei Wochen. Die verschiedenen Kulturen benötigen unterschiedliche Temperaturen. Für die TAI ist 30 °C die Idealtemperatur und bei den EM beträgt die optimale Temperatur 42 °C. Durch die Arbeit der Gemeinschaften erhöht sich der pH-Wert immer wieder. Die pH-Werte werden manuell mit 1 ml Schwefelsäure gesenkt und zwischen 1-2 gehalten. Nach etwa einer Woche befindet sich das Redoxpotential auf einem Höchststand, welcher eine Woche lang anhält. Am Ende des Versuches ist das Redoxpotential etwas geringer als bei dem Höchststand eine Woche zuvor. Aufgrund des Eisenkreislaufes variiert das umgesetzte Eisen sehr stark.

Die Biolaugungsexperimente wurden nur mit der TAI-Kultur in temperaturkontrollierten (30 °C) gerührten 2-l-Batch-Bioreaktoren (Electrolab UK) durchgeführt. Die Reaktoren wurden vollständig mit Schikanen versehen und das Rühren erfolgte mit einem Doppelflügelradsystem, bestehend aus einer 6-blättrigen Standard-Rushton-Turbine, in Kombination mit einem 6-blättrigen 45°-Axialflügelrad, bei einer Drehzahl von 400 U/min. Die Versuche wurden nacheinander mit dem gleichen Konsortium bei 5 % und 10 % (75 g und 150 g) Feststoffbeladung durchgeführt. Dabei wurde jeweils eine anfängliche Ansäuerung des Zellstoffs mit Schwefelsäure auf einen pH-Wert von etwa 1,8 vorbereitet. Die Inokulation erfolgte durch Zugabe von 150 ml der adaptierten Vorkultur TAI 12 h nach der ersten Ansäuerung des Materials. Die Bioreaktoren wurden mit Luft bei 120 L/h gespült. Der pH-Wert wurde mit 5 ml Schwefelsäure reguliert. Nach jeweils zwei Wochen wurde das Experiment in dem Bioreaktor abgeschlossen.

Laugungsversuch Metallrecycling		
7307 Gießereistaub		
Vorkulturen 12.11.2020, angeimpft aus Stamm		
Ansatz je 50ml		
DNANr	Ecometals Standard (EM)	
1 14647T	Leptospirillum ferriphilum	
2 19468T	Sulfobacillus benefaciens	alle vereinen nach Wachstum, auf 2% Material 7307 adaptieren im 50ml Kolben, Inokulum 5%ig
3 8584T	Acidithiobacillus caldus	
4 9293	Sulfobacillus thermosulfidooxidans	
9 EMMIIX		
Tailingskultur (TAI)		
5 2705T	Leptospirillum ferrooxidans	
6 28986	Ferroplasma acidophilum	alle vereinen nach Wachstum, auf 2% Material 7307 adaptieren im 50ml Kolben
7 Ram 6F	Acidithiobacillus ferrooxidans	
8 Ram 8T	Acidithiobacillus thiooxidans	
10 TAIMIX		
Ansätze in 300ml Kulturkolben mit 100ml Medium HBS pH 1,8 + 10mM Fe ²⁺ , 0,02%YE bei EMMIX, 7307 + 2% S*		
2% (2g) Material), 5% Inokulum adaptiert		
Kolben Tara bestimmen, Verdunstungsverlust mit sterilem a.dest pH 1,8 ausgleichen		
5 ml Probenahme, danach Gewicht bestimmen		
davon 2ml durch Nylon Filter 0,2µm für pH, Redox, Fe Messung, ICP Probe (1:10)		
und 1ml für DNAExtraktion, 1ml für Cybr T1, T7, T14 je 1ml Probe fixieren mit 50µl Formaldehyd, lagern 4°C		

5%iger Ansatz = 75g

30°C/500rpm		pH on		pH off		mV		mM		g/L (x56/1000)		mM		g/L (x56/1000)	
Start 25.01.2021				Redox	Fe2+	Fe2+	Fe2+	Fe3+	Fe3+	Fe ges	Fe ges				
7307/T0	TAI	2,21	2,04	?	301,63	16,89	6,72	0,38	308,35	17,27					
7307/T2	TAI	1,81	1,83	385	444,99	24,92	-59,74	-3,35	385,25	21,57					
7307/T7	TAI	1,69	1,68	412	360,61	20,19	115,74	6,48	476,35	26,68					
7307/T9	TAI	1,43	1,43	421	351,65	19,69	113,5	6,36	465,15	26,05					
7307/T15	TAI	0,7	0,64	432	854,9	47,87	243,1	13,61	1098	61,49					Verbrauch 5M H2SO4 350ml

30°C/500rpm		pH on		pH off		mV		mM		g/L (x56/1000)		mM		g/L (x56/1000)	
Start 25.01.2021				Redox	Fe2+	Fe2+	Fe3+	Fe3+	Fe ges	Fe ges					
7307/T0	Kontrolle	2,2	2,04	?	374,05	20,95	10,46	0,59	384,51	21,53					pH jeweils über SP nachregulieren
7307/T2	Kontrolle	1,82	1,78	381	421,84	23,62	-34,35	-1,92	387,49	21,70					
7307/T7	Kontrolle	1,81	1,81	411	402,73	22,55	36,28	2,03	439,01	24,58					
7307/T9	Kontrolle	1,71	1,7	420	408,4	22,87	68,69	3,85	477,09	26,72					
7307/T15	Kontrolle	1,18	1,11	443	498	27,89	147	8,23	645	36,12					Verbrauch 5M H2SO4 400ml

10%iger Ansatz = 150g

30°C/500rpm		pH on		pH off		mV		mM		g/L (x56/1000)		mM		g/L (x56/1000)	
Start 10.02.2021				Redox	Fe2+	Fe2+	Fe3+	Fe3+	Fe ges	Fe ges					
7307/T0	TAI	1,93	2,01	-255	174,7	9,78	0	0,00	174,7	9,78					
7307/T2	TAI	1,81	1,75	384	1254,36	70,24	-104,53	-5,85	1149,83	64,39					
7307/T6	TAI	1,78	1,9	414	589,84	33,03	253,86	14,22	843,7	47,25					
7307/T8	TAI	1,78	1,79	420	716,77	40,14	224	12,54	940,77	52,68					
7307/T13	TAI	1,78	1,69	425	724,24	40,56	403,19	22,58	1127,43	63,14					
7307/T15	TAI					0,00	0	0,00		0,00					Verbrauch 5M H2SO4 400ml

30°C/500rpm		pH on		pH off		mV		mM		g/L (x56/1000)		mM		g/L (x56/1000)	
Start 11.02.2021				Redox	Fe2+	Fe2+	Fe3+	Fe3+	Fe ges	Fe ges					
7307/T0	Kontrolle	1,37		373		0,00	0	0,00		0,00					Elektrode defekt
7307/T2	Kontrolle			416	1351,43	75,68	112	6,27	1463,43	81,95					
7307/T6	Kontrolle	1,54	1,54	420	582,37	32,61	261,33	14,63	843,7	47,25					
7307/T8	Kontrolle	1,69	1,66	422	500,27	28,02	470,36	26,34	970,63	54,36					
7307/T13	Kontrolle	0,98	1,66	430	716,77	40,14	418,13	23,42	1134,9	63,55					
7307/T15	Kontrolle					0,00	0	0,00		0,00					Verbrauch 5M H2SO4 400ml

Abbildung 25: Bakterienkulturen, Durchführung und Messergebnisse zu den Bioleaching Versuchen.

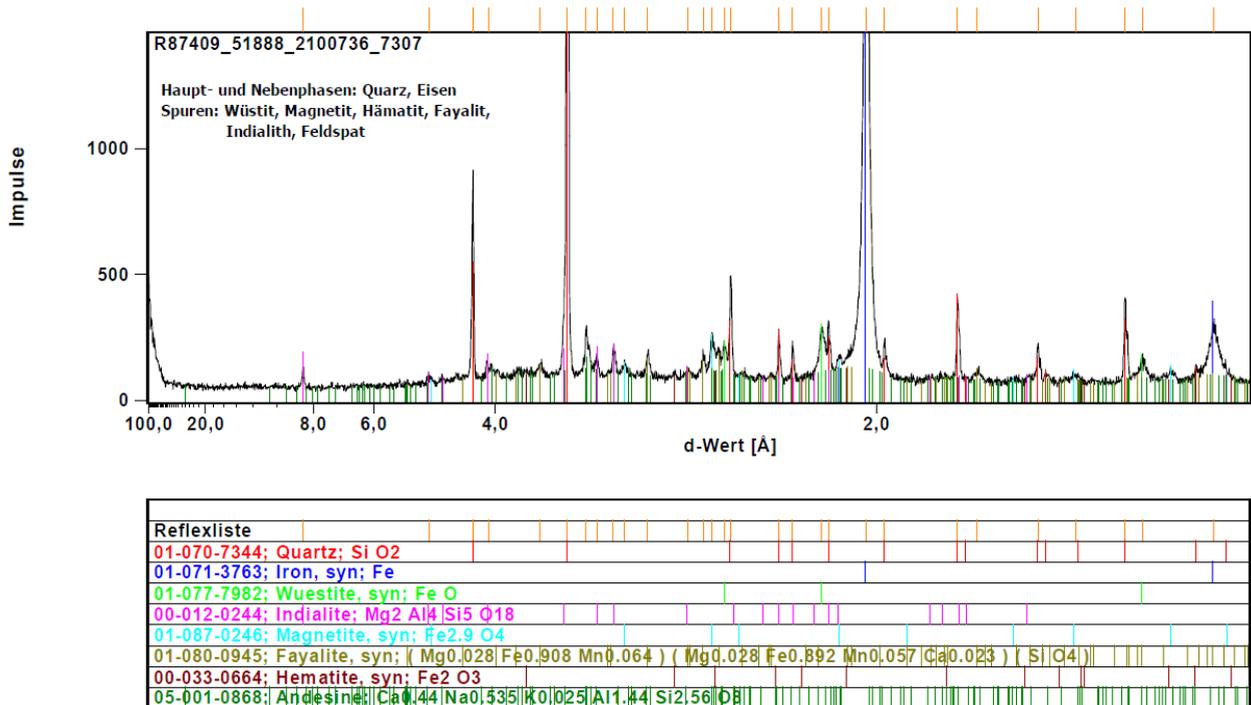


Abbildung 26: XRD-Analyse des untersuchten Gießereistaubs.

Anlage 3

Zuerst wurden die DESs aus jeweils zwei Substanzen in einem Schnappdeckelgläschen hergestellt. Hierbei war auf eine gute Homogenisierung zu achten. Es wurde jeweils ein Rührfisch in die Schnappdeckelgläschen gesetzt und im Wasserbad auf ca. 90 °C erhitzt. Nachdem die Mischungen aufgeheizt wurden, entstand das DES. Dabei fielen die physikalischen Eigenschaften der DESs teilweise sehr unterschiedlich aus, vor allem hinsichtlich des Siedepunktes und der Viskosität. In der folgenden Tabelle 6 sind die Zusammensetzungen der sieben verschiedenen DES dargestellt.

Tabelle 6: Zusammensetzungen der DESs.

Probe	Substanz 1	Menge (g)	Substanz 2	Menge (g)	Gesamtgewicht	Staubart	Menge (g)	pH-Wert
1.1	ChCl	5,01	CA	3,46	8,47	B12	0,1	1
2.1	ChCl	5	Urea	4,4	9,4	B12	0,1	8
3.1	ChCl	2,51	D-Fructose	6,5	9,01	B12	0,1	6
4.1	DMU	2,5	CA	1,56	4,06	B12	0,1	2
5.1	DMU	2,5	D-Fructose	1,75	4,25	B12	0,1	6
6.1	DMU	2,5	ChCl	1,98	4,48	B12	0,1	8
7.1	Urea	2,5	D-Fructose	1,87	4,37	B12	0,1	10

Die DESs mit den zugesetzten Stäuben sind 20 h lang bei ca. 80 °C gerührt worden. Das Abfiltrieren der Stäube wird mit Hilfe eines Spritzenfilters von Rotilabo ®-Spritzenfilter CME, unsteril mit Porengröße 0,45 µm, Ø 25 mm durchgeführt. Bei allen Proben außer 1.2, 2.1, 2.2 und 7.2 wird bei der Filtration destilliertes Wasser dazu gegeben, um die Viskosität zu verringern. Dadurch funktioniert das Ausbringen der DESs durch den Filter besser. Eine farbliche Veränderung ist bei den meisten DESs zu erkennen. Die Proben wurden mittels ICP-OES untersucht (siehe Tabelle 7).

Tabelle 7: Analyseergebnisse der DESs nach dem Versuch.

	Cr	Cu	Mg	Mn	Zn	Fe	Al	Ca	S	Zn
	[g/l]									
ChCl + CA	0,004	0,000	0,046	0,130	0,350	2,422	0,040	0,377	0,055	0,358
ChCl + Urea		0,008	0,041	0,016	0,174	0,048	0,007	0,307	0,055	0,176
ChCl + D-Fructose		0,005	0,033	0,025	0,106	0,127	0,014	0,231	0,035	0,108
DMU + CA		0,007	0,035	0,122	0,346	0,999	0,025	0,317	0,058	0,351
DMU + D-Fructose		0,020	0,213	0,116	0,361	0,487	0,138	1,480	0,173	0,058
DMU + ChCl		0,005	0,026	0,009	0,158	0,004	0,003	0,218	0,057	0,157
Urea + D-Fructose		0,005	0,082	0,065	0,403	0,461	0,021	0,442	0,111	0,401

Anlage 4

Für jeden Aufschluss werden ca. 500 mg der zu vermessenden Probe mit 2 ml 65%iger Salpetersäure versetzt und eine Stunde stehen gelassen. Anschließend werden 2 ml einer 37%igen Salzsäure hinzugegeben und die Lösung weitere 5 Stunden stehen gelassen. Um die Königswasserlösung herzustellen, werden anschließend weitere 4 ml der Salzsäure hinzugegeben und der Mikrowellenbehälter geschlossen. Daraufhin wird folgendes Programm gestartet (siehe Tabelle 8).

Tabelle 8: Programm für den Königswasseraufschluss in der Mikrowelle

Schritt	Zeit [min]	Leistung [Watt]	Temperatur [°C]
1	5,5	700	100
2	25	700	190
3	30	1200	190
4	30	0	-

Ein Überblick über die Analysedaten sind in Abbildung 27 gegeben. Die Staubart wurde aus Gründen der Geheimhaltung verschlüsselt angegeben.

Staubart	in g/kg														Summe	Menge (in t)	
	Eisen	Aluminium	Barium	Calcium	Chrom	Kupfer	Kalium	Magnesium	Mangan	Nickel	Blei	Schwefel	Antimon	Zinn			Zink
A2	850	1,7	0,08	0,93	1,1	0,93	0,26	1,2	4,5	0,59	0,02	0,46	0	0,08	0,09	861,94	377
A1	850	0,97	1	0,94	0,7	0,95	0,61	4,2	0,44	2,4	0,02	2,4	0	0,16	0,13	862,57	377
B4	840	3,8	0,06	2,2	1,2	2,6	0,76	1	5	0,34	0,02	1,3	0	0,07	0,44	858,79	72
B17	780	1,7	0,04	1,7	0,98	1,9	0,42	0,6	4,7	0,34	0	1,2	0	0,07	0,16	793,81	72
C3	710	3,7	0,05	1,9	1,4	1,9	0,32	0,93	5,8	0,63	0,02	0,88	0,08	0,06	0,2	727,87	72
B12(2)	350	4,7	0,52	1,9	0,53	1,2	1,4	1,6	14	0,18	0,7	4,9	1,56	0,29	0,36	436,58	74
B20(2)	310	2,8	0,17	4,6	0,46	2,3	0,4	3,10	4,4	0,14	0,1	1,5	0,13	0,06	4,7	641,76	74
C7	300	3,8	0,11	3,2	0,43	1,4	0,92	0,5	3,5	0,59	0	5,4	0	0,02	0,06	374,43	131
C15	270	5,8	1,8	8	0,14	0,86	2	130	7,8	0,11	1,1	14	2,2	0,06	9,6	453,47	225
B20(1)	270	5,3	0,44	11	0,62	1,8	3,2	1,7	37	0,19	2,79	11	4,39	0,73	78	428,15	74
C16	230	5,3	0,19	2,4	0,17	0,69	1,9	12	1,1	0,19	0	16	0	0,09	270,03	634	
B12(1)	230	4,7	0,4	3,7	0,3	1,7	2,9	2	31	0,12	2,6	19	2,2	0,72	100	434,64	74
B1	210	11	0,42	3,2	0,29	1,5	1,6	6,6	41	0,1	2,4	7,3	6,4	0,95	17	352,96	148
D2	150	7,9	0,86	9,9	0,26	1,4	3,2	81	26	0,09	5	10	1,9	0,6	76	374,11	90
B5	64	22	0,17	9,2	0,1	0,2	2,1	170	2,7	0,05	0,15	10	0,35	0,03	4,4	285,45	115
B6	30	38	0,3	17	0,1	0,03	2,5	9,9	0,57	0,04	0	3,3	0,14	0	0,15	102,03	115
C3	27	72	1,3	20	0,03	0,06	8,2	13	0,27	0,02	0,03	6,2	0,3	0	0,13	148,54	66
D1	26	34	0,36	12	0,08	0,03	2,2	7,5	0,34	0,05	0,02	2,5	0,13	0	0,2	85,41	340
C2-4	23	62	1,3	19	0,03	0,06	6,6	12	0,25	0	0,03	4,7	0,26	0	0,1	129,33	95
B15	21	30	0,21	12	0,05	0	1,6	6,7	0,28	0,03	0	2,4	0,07	0	0,12	74,46	115
D3	19	10	0,17	2,7	0,03	0,04	1,2	1,6	0,14	0	0,28	0	0	0	0,06	35,22	190
C14	8,6	5,4	0,2	1,5	0,05	0,08	1,6	11	0,09	0,13	0	6,1	0,02	0	0,05	34,82	44
C9	6,7	2,4	0,06	1,1	0,03	0,04	1	3,1	0,05	0,04	0	6,7	0,05	0	0,04	21,31	37
B16	2,7	1,2	0	0,91	0,1	0	0,17	0,25	0,04	0	0	0,12	0,02	0	0	5,51	115
in g /kg																	
Eisen	Aluminium	Barium	Calcium	Chrom	Kupfer	Kalium	Magnesium	Mangan	Nickel	Blei	Schwefel	Antimon	Zinn	Zink	Rest		
Durchschnitt	806,00	2,37	0,06	1,55	1,12	0,54	0,87	4,84	0,47	0,02	1,25	0,02	0,09	0,20	0,20	179,49	
Durchschnitt	257,78	5,70	0,55	14,12	0,36	1,43	3,55	66,66	18,42	0,19	1,63	9,90	2,09	0,38	35,72	581,54	
Durchschnitt	22,80	27,70	0,41	9,54	0,06	0,05	2,72	23,51	0,47	0,04	0,02	4,23	0,13	0,00	0,53	907,79	
Gesamt	274,08	14,17	0,39	9,59	0,39	0,89	2,58	34,97	8,11	0,18	0,63	5,74	0,84	0,16	13,66	633,62	
Standardabweichung	61,074	1,291	0,015	0,560	0,185	0,781	0,399	0,611	0,137	0,009	0,723	0,036	0,041	0,138			
Standardabweichung	59,95	2,43	0,52	12,65	0,16	0,49	4,77	101,73	15,50	0,15	1,70	5,71	2,14	0,37	38,86		
Standardabweichung	17,19	24,67	0,48	7,63	0,03	0,06	2,58	51,66	0,80	0,04	0,05	3,10	0,13	0,01	1,36		
Durchschnitt	46,07	9,46	0,34	6,95	0,13	0,44	2,55	51,22	5,64	0,11	0,58	3,18	0,77	0,14	13,45		
Gesamtkosten	60.737,56			Gesamtmenge [t]	971,15												
Gesamtkosten	276.062,41			Gesamtmenge [t]	1525,49												
Gesamtkosten	157.929,88			Gesamtmenge [t]	1230,16												
Gesamtkosten	494.729,85			Gesamtmenge [t]	3726,8												

Abbildung 27: Überblick über die Analyseergebnisse verschiedener Staubarten und Anfallstellen der vier Partnergießereien.

Anlage 5

Sankey-Diagramme zu den anderen Gießereien:

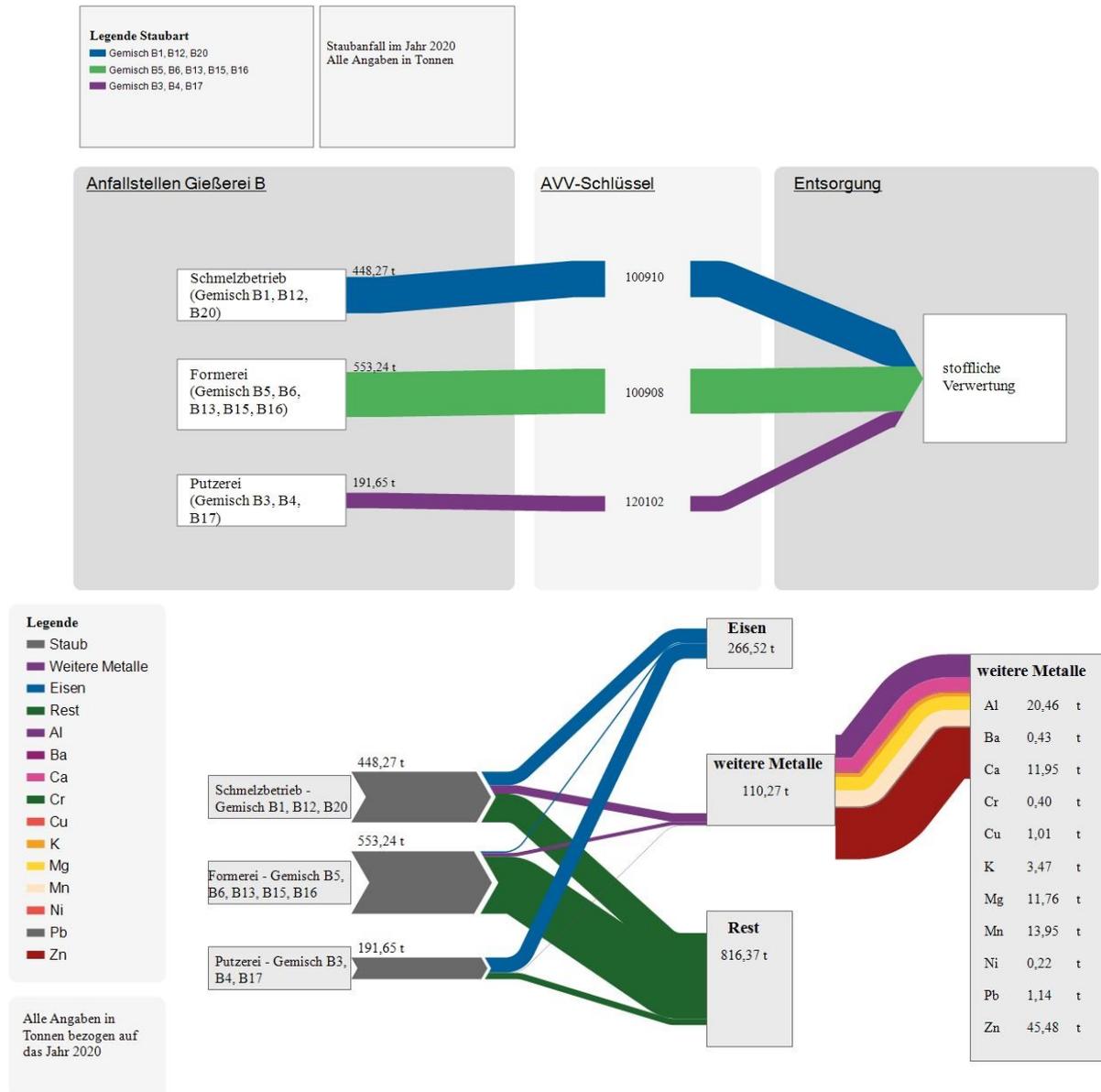


Abbildung 28: Sankey-Diagramme für die Gießerei B.

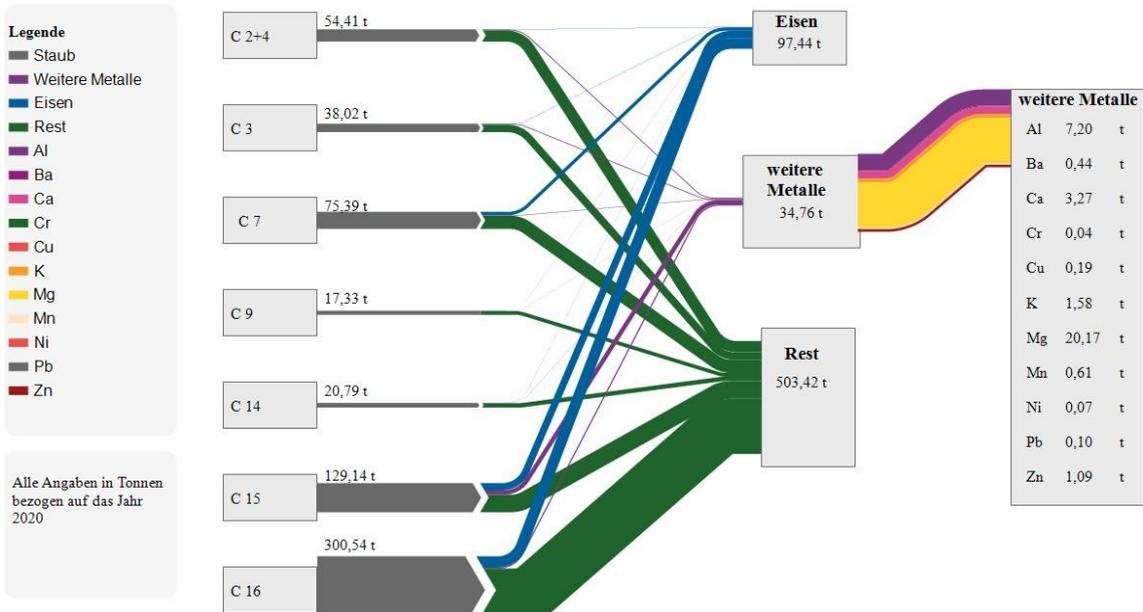
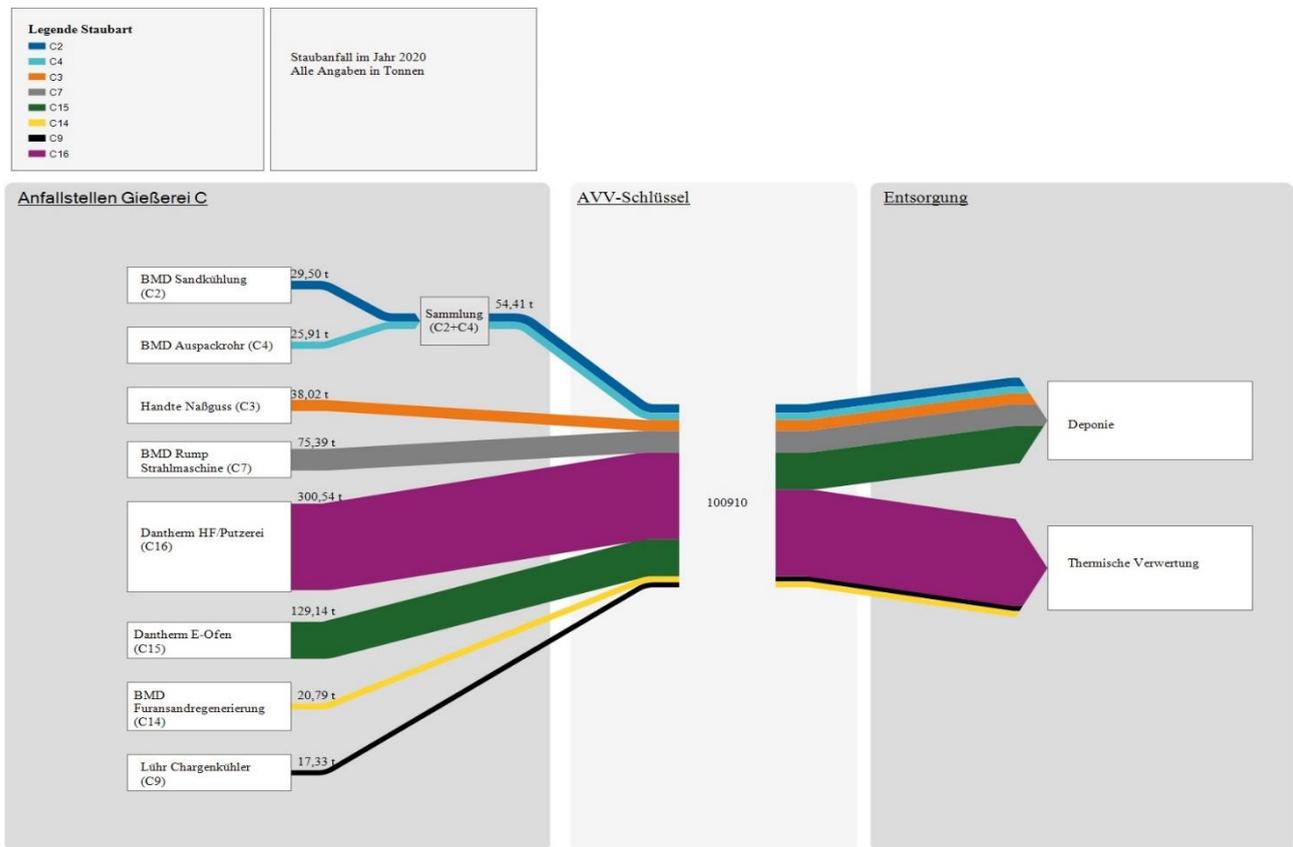


Abbildung 29: Sankey-Diagramme für die Gießerei C.

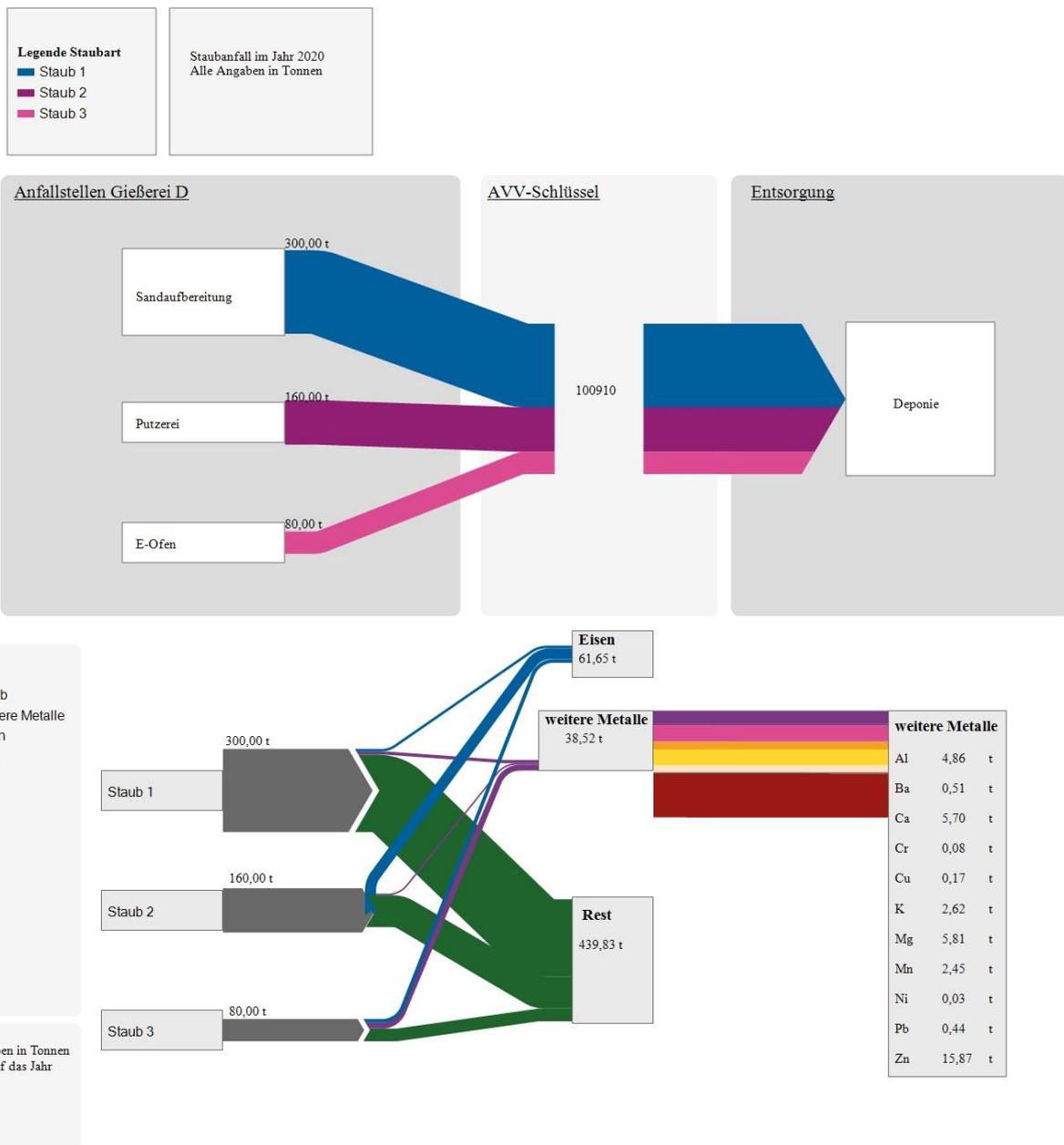


Abbildung 30: Sankey-Diagramme für die Gießerei D.

Anlage 6

Formel zum Modell zur Minimierung der ökologischen Nachhaltigkeitsbewertung der Gießereistaub-Entsorgung (OpMökol)

Zielfunktion:

$$\text{Minimiere } \eta_{\text{ökologisch}} = \sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M m_{i,m}^{\text{Auf.Staub}} * \omega_m^{\text{Auf.}} + \sum_{k=1}^K \sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M \sum_{n=1}^N m_{k,i,m,n}^{\text{Ent.Restst.}} * \omega_n^{\text{Ent.}}$$

$$+ \sum_{i=1}^I \sum_{n=1}^N m_{i,n}^{Ent.Staub} * \omega_n^{Ent.} - \sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M sav_{i,m}^{Verw.V.}$$

Ziel ist es, die ökologische Nachhaltigkeitsbewertung $\eta_{ökologisch}$ für die Aufbereitung, Wiederverwendung, sowie Entsorgung der Gießereistäube zu minimieren. Dazu wird für jeden anfallenden Staub i die ökologisch optimale Aufbereitungs-, Wiederverwendungs- oder Entsorgungsart gewählt (durch $x_{i,m}^{Auf.Staub}$, $x_{i,n}^{Ent.Staub}$, $x_{i,w}^{Wieder.Staub}$).

Ökologische Bewertung der Staub-Aufbereitung ist die Summe der Menge $m_{i,m}^{Auf.Staub}$ der verschiedenen Stäube i , die mittels der Aufbereitungsverfahren m aufbereitet werden unter Berücksichtigung der jeweiligen ökologischen Bewertung $\omega_m^{Auf.}$ des angewendeten Verfahrens m .

Ökologische Bewertung der Reststoff-Entsorgung ist die Summe der Mengen $m_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.}$ an verschiedenen Reststoffen k , die durch die Aufbereitung der unterschiedlichen Stäube i mittels der Aufbereitungsverfahren m anfallen und durch ein Entsorgungsverfahren n entsorgt werden unter der Berücksichtigung der jeweiligen ökologischen Bewertung $\omega_n^{Ent.}$ des angewendeten Verfahrens n .

Ökologische Bewertung der Staub-Entsorgung ist die Summe der Mengen $m_{i,n}^{Ent.Staub}$ der verschiedenen Stäube i , die direkt ohne Aufbereitung durch Entsorgungsverfahren n entsorgt werden unter der Berücksichtigung der ökologischen Bewertung $\omega_n^{Ent.}$ des angewendeten Entsorgungsverfahrens n .

Die ökologische Gesamtbewertung der Aufbereitung des Staubes setzt sich zusammen aus der ökologischen Bewertung der Staub-Aufbereitung und der ökologischen Bewertung der Reststoff-Entsorgung. Bei der Staub-Aufbereitung entstehen dabei zusätzlich, die zu entsagenden Reststoffe.

Die Ökologische Bewertung der Einsparungen bei der Aufbereitung, beschreibt die geringere Belastung der Umwelt (Ökosphäre) durch die Rückgewinnung von Sekundärrohstoffen. Dafür werden die gewonnenen Rohstoffmengen $m_{j,i,m}^{Auf.Rohst.}$ mit einer ökologischen Bewertung der entsprechenden Primärrohstoff $\omega_j^{Rohst.}$ gewichtet. Die ökologischen Bewertungen $\omega_j^{Rohst.}$, $\omega_n^{Ent.}$ und $\omega_m^{Auf.}$ basieren auf geschätzten Parametern. Aus diesen werden Gruppen abgeleitet, in welche die Verfahren (bzw. der Rohstoff) eingeordnet werden können. Diesen Gruppen wird eine Zahl zwischen 1 und 10 zugeordnet, welche dann gewichtet und aufsummiert werden.

Dabei bilden diese Werte der Bewertung $\omega_n^{Ent.}$ und $\omega_m^{Auf.}$ den Prozessaufwand ab, wobei $\omega_j^{Rohst.}$ die Belastung der Umwelt bei der Primärproduktion von Rohstoffen abbildet. Dabei entsprechen diese Umweltbelastungskategorien zur Einteilung der ökologischen Bewertung.

Nebenbedingungen (Materialfluss)

$$m_{i,m}^{Auf.Staub} = m_i^{Staub} * x_{i,m}^{Auf.Staub} * y_{i,m}^{Auf.Staub} \quad \forall i, m$$

$$m_{i,n}^{Ent.Staub} = m_i^{Staub} * x_{i,n}^{Ent.Staub} * y_{i,n}^{Ent.Staub} \quad \forall i, n$$

$$m_{i,w}^{Wieder.Staub} = m_i^{Staub} * x_{i,w}^{Wieder.Staub} * y_{i,w}^{Wieder.Staub} \quad \forall i, w$$

$$1 = \sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M x_{i,m}^{Auf.Staub} * y_{i,m}^{Auf.Staub} + \sum_{i=1}^I \sum_{n=1}^N x_{i,n}^{Ent.Staub} * y_{i,n}^{Ent.Staub} + \sum_{i=1}^I \sum_{w=1}^W x_{i,w}^{Wieder.Staub} * y_{i,w}^{Wieder.Staub} \quad \forall i, m, n, w$$

Die Mengen m_i^{Staub} jedes Staubes i , die bei dem Gießereiprozess anfällt, wird entweder vollständig mittels einem der (für den Staub i möglichen) Aufbereitungsverfahren m aufbereitet, vollständig durch eines der (für den Staub i möglichen) Entsorgungsverfahren n entsorgt oder durch eines der (für den Staub i möglichen) Wiederverwertungsverfahren w verwertet.

$$m_{j,i,m}^{Auf.Rohst.} = \eta_{j,i,m}^{Rohst.} * m_{i,m}^{Auf.Staub.} \quad \forall j, i, m$$

Die Menge $m_{j,i,m}^{Auf.Rohst.}$ jedes Rohstoffes j , die aus der Aufbereitung des Staubes mittels Aufbereitungsverfahren m gewonnen wird, ergibt sich aus dem Produkt der Menge $m_{i,m}^{Auf.Staub.}$ und des Staubes i , die aufbereitet wird und dem jeweiligen Rohstoffgewinnungsgrad $\eta_{j,i,m}^{Rohst.}$.

$$m_{k,i,m}^{Auf.Restst.} = \eta_{k,i,m}^{Restst.} * m_{i,m}^{Auf.Staub} \quad \forall k, i, m$$

Die Menge $m_{k,i,m}^{Auf.Restst.}$ jedes Reststoffes k , die aus der Aufbereitung des Staubes i mittels Aufbereitungsverfahren m gewonnen wird, ergibt sich aus dem Produkt der Menge $m_{i,m}^{Auf.Staub.}$ und des Staubes i , die aufbereitet wird und dem jeweiligen Reststoffgewinnungsgrad $\eta_{k,i,m}^{Restst.}$.

$$m_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.} = m_{k,i,m,n}^{Auf.Restst.} * \chi_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.} * y_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.} \quad \forall k, i, m, n$$

mit

$$1 = \sum_{k=1}^K \sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M \sum_{n=1}^N x_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.} * y_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.} \quad \forall k, i, m, n$$

Die Menge $m_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.}$ jedes Reststoffes k , die bei der Aufbereitung des Staubes i mittels Aufbereitungsverfahren m anfällt, wird vollständig durch eines der (für den Reststoff k möglichen) Entsorgungsverfahrens n entsorgt.

Indizes

Staub (der beim Gießereiprozess anfällt)

$$i \in \{1, 2, \dots, I\}$$

Rohstoff (der durch ein Aufbereitungsverfahren aus dem Staub gewonnen wird)

$$j \in \{1, 2, \dots, J\}$$

Reststoff (der durch ein Aufbereitungsverfahren aus einem Staub anfällt)

$k \in \{1, 2, \dots, K\}$

Aufbereitungsverfahren (für die Aufbereitung eines Staubes)

$m \in \{1, 2, \dots, M\}$

Entsorgung (für die Entsorgung eines Staubes)

$n \in \{1, 2, \dots, N\}$

Wiederverwendungsprozesse (für die Wiederverwendung eines Staubes)

$w \in \{1, 2, \dots, W\}$

Umweltbelastungen (für die verschiedenen Verfahren)

$ub_k \in \{1, 2, \dots, UBK\}$

Binäre Entscheidungsvariablen

Binärvariable gibt an, ob Staub i mittels Aufbereitungsverfahren m aufbereitet wird.

$x_{i,m}^{Auf.Staub} \in \{0, 1\}$

$x_{i,m}^{Auf.Staub} = \begin{cases} 1, & \text{wenn Staub } i \text{ mittels Aufbereitungsverfahren } m \text{ aufbereitet wird} \\ 0, & \text{sonst} \end{cases}$

Binärvariable gibt an, dass Staub i durch Entsorgungsverfahren n entsorgt wird.

$x_{i,n}^{Ent.Staub} \in \{0, 1\}$

$x_{i,n}^{Ent.Staub} = \begin{cases} 1, & \text{wenn Staub } i \text{ durch Entsorgungsverfahren } n \text{ entsorgt wird} \\ 0, & \text{sonst} \end{cases}$

Binärvariable gibt an, dass Reststoff k , der aus Aufbereitung des Staubs i mittels Aufbereitungsverfahren m resultiert, durch Entsorgungsverfahren n entsorgt wird.

$x_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.} \in \{0, 1\}$

$x_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.} = \begin{cases} 1, & \text{wenn Reststoff } k \text{ (resultierend aus Aufbereitung von Staub } i \text{ mittels Aufbereitungsverfahren } m) \\ & \text{durch Entsorgungsverfahren } n \text{ entsorgt wird} \\ 0, & \text{sonst} \end{cases}$

Binärvariable gibt an, dass ein Staub i mittels Wiederverwendungsprozess w wiederverwendet wird.

$x_{i,w}^{Wieder.Staub.} \in \{0, 1\}$

$x_{i,w}^{Wieder.Staub.} = \begin{cases} 1, & \text{wenn Staub } i \text{ Wiederverwendungsverfahren } w \text{ wiederverwendet wird} \\ 0, & \text{sonst} \end{cases}$

Variablen

$m_{i,m}^{Staub}$ [ME]	Menge an Staub i , die bei dem Gießereiprozess anfällt.
$m_{i,m}^{Auf.Staub}$ [ME]	Menge an Staub i , die mittels Aufbereitungsverfahren m aufbereitet wird.
$m_{i,n}^{Ent.Staub}$ [ME]	Menge an Staub i , die durch Entsorgungsverfahren n entsorgt wird.
$m_{i,w}^{Wieder.Staub}$ [ME]	Menge an Staub i , die durch Wiederverwendungs-verfahren w wiederverwendet wird.
$m_{j,i,m}^{Auf.Rohst.}$ [ME]	Menge an Rohstoff j , die aus der Aufbereitung des Staubes i mittels Aufbereitungsverfahren m resultiert.
$m_{k,i,m}^{Auf.Restst.}$ [ME]	Menge an Reststoff k , die aus der Aufbereitung des Staubes i mittels Aufbereitungsverfahren m resultiert
$m_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.}$ [ME]	Menge an Reststoff k , die aus der Aufbereitung des Staubs i mittels Aufbereitungsverfahren m resultiert und durch Entsorgungsverfahren n entsorgt wird.

Verwertungsquoten

$\eta_{j,i,m}^{Rohst.}$ [%]	Rohstoffgewinnungsgrad, als prozentualer Anteil von $m_{i,m}$ der mittels Aufbereitungsverfahren m zu Rohstoff aufbereitet wird.
$\eta_{k,i,m}^{Restst.}$ [%]	Reststoffgewinnungsgrad, als prozentualer Anteil von $m_{i,m}$ der durch Aufbereitungsverfahren m an Reststoff k anfällt.

Prozessgesteuerte ökologische Parameter

$\omega_m^{Auf.}$ [1,10]	Ökologische Bewertung des Aufbereitungsverfahrens m , wobei ein geringerer Wert einer besseren ökologischen Bewertung entspricht.
--------------------------	---

mit

$$\omega_m^{Auf.} = \sum_{bk} g_{bk} * \tau_{m,bk} \quad \forall m$$

$\omega_n^{Ent.}$ [1,10]	Ökologische Bewertung des Entsorgungsverfahrens n , wobei ein geringerer Wert einer besseren ökologischen Bewertung entspricht.
--------------------------	---

mit

$$\omega_m^{Ent.} = \sum_{bk} g_{bk} * \tau_{n,bk} \quad \forall n$$

$\omega_j^{Rohst.} [1,10]$ Ökologische Bewertung des Aufbereitungsverfahrens j , wobei ein geringerer Wert einer besseren ökologischen Bewertung entspricht.

mit

$$\omega_j^{Rohst.} = \sum_{bk..Rohst.} g_{bk..Rohst.} * \tau_{j,bk..Rohst.} \quad \forall j$$

$$\sum_{bk=1}^{BK} g_{bk} = 1$$

Opportunitätsvariablen

Opportunitätsvariable gibt an, dass Staub i mittels Aufbereitungsverfahren m aufbereitet werden kann.

$$y_{i,m}^{Auf.Staub} \in \{0,1\}$$

$$y_{i,m}^{Auf.Staub} = \begin{cases} 1, & \text{wenn Staub } i \text{ mittels Aufbereitungsverfahren } m \text{ aufbereitet werden kann} \\ 0, & \text{sonst} \end{cases}$$

Opportunitätsvariable gibt an, dass Staub i durch Entsorgungsverfahren n entsorgt werden kann.

$$y_{i,n}^{Ent.Staub} \in \{0,1\}$$

$$y_{i,n}^{Ent.Staub} = \begin{cases} 1, & \text{wenn Staub } i \text{ mittels Entsorgungsverfahren } n \text{ entsorgt werden kann} \\ 0, & \text{sonst} \end{cases}$$

Opportunitätsvariable gibt an, dass Reststoff k , der aus Aufbereitung des Staubes i mittels Aufbereitungsverfahren m resultiert, durch Entsorgungsverfahren n entsorgt werden kann.

$$y_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.} \in \{0,1\}$$

$$y_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.} = \begin{cases} 1, & \text{wenn Reststoff } k \text{ (resultierend aus Aufbereitung von Staub } i \text{ mittels Aufbereitungsverfahren } m) \text{ durch Entsorgungsverfahren } n \text{ entsorgt werden kann.} \\ 0, & \text{sonst} \end{cases}$$

Opportunitätsvariable gibt an, dass Staub i durch Wiederverwendungsverfahren w wiederverwendet werden kann.

$$y_{i,w}^{Wieder.Staub} \in \{0,1\}$$

$$y_{i,w}^{Wieder.Staub} = \begin{cases} 1, & \text{wenn Staub } i \text{ mittels Wiederverwendungsverfahren } w \text{ wiederverwendet werden kann} \\ 0, & \text{sonst} \end{cases}$$

Einsparungen

Einsparungen beschreiben die geringere Belastung der Umwelt (Ökosphäre) durch die Rückgewinnung von Sekundärrohstoffen bei der Aufbereitung.

$$\sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M sav_{i,m}^{Verw.V.} = \sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M \min \left(m_{i,m}^{Auf.Staub} * \omega_m^{Auf.} + \sum_{k=1}^K \sum_{n=1}^N m_{k,i,m,n}^{Ent.Restst.} * \omega_m^{Ent.} ; \sum_{j=1}^J m_{j,i,m}^{Auf.Rohstoff.} * \omega_j^{Rohst.} \right)$$

Gewonnenen Rohstoffmenge $m_{j,i,m}^{Auf.Rohst.}$ wird ökologisch bewertet durch Gewichtung mit entsprechendem Primärrohstoff $\omega_j^{Rohst.}$

Die ökologischen Bewertungen $\omega_j^{Rohst.}$, $\omega_n^{Ent.}$ und $\omega_m^{Auf.}$ basieren auf Belastungskategorien, aus welchen Gruppen abgeleitet werden, in welche die Verfahren (bzw. der Rohstoff) eingeordnet werden können. Diesen Gruppen wird eine Zahl zwischen 1 und 10 zugeordnet, welche dann gewichtet und aufsummiert werden.

Die Parameter der Bewertungen $\omega_n^{Ent.}$ und $\omega_m^{Auf.}$ sollen den Prozess-Aufwand abbilden, der Parameter von $\omega_j^{Rohst.}$ die Belastung der Umwelt bei der Primärproduktion von Rohstoff.

Tabelle 9: Mögliche Belastungskategorien für OpMökol (Nuss & Eckelman, 2014).

j ^{BK}	BK Kumulierter Energiebedarf		BK terrestrisches Versauerungspotenzial		BK Süßwassereutrophierungspotenzial		BK Humantoxizität	
	Element	MJ-eq/kg	Element	kg SO2-eq/kg	Element	kg P-eq/kg	Element	CTU/kg
10	Gd	914	Ir	3.10E+03	Rb	1.50E+02	Rh	2.70E-01
2	Tl	25	Os	2.40E+03	Pt	5.10E+01	Hg	1.30E-01
3	Bi	697	Pt	2.20E+03	Re	3.50E+01	Pt	9.20E-02
4	Rh	683	Bd	1.70E+03	Ir	2.80E+01	Re	5.20E-02
5	Y	516	Ru	3.00E+02	Pd	1.00E+01	Ir	8.00E-02
6	Te	435	Au	1.20E+02	Os	1.00E+01	Pd	1.80E-02
7	Pt	376	Sc	3.80E-01	Ru	9.10E+00	Os	1.70E-02
8	Nd	314	Re	1.10E+01	Ag	3.60E+00	Ru	1.60E-02
9	Sr	321	Ag	8.50E+00	Se	2.10E+00	Ag	6.90E-03
10	Y	295	Tl	4.40E+00	Tb	4.90E-01	Ga	2.90E-03
11	Ce	252	Pr	3.80E+00	Mo	3.40E-01	Te	1.80E-03
12	Pr	243	La	2.80E+00	Lu	3.50E-01	In	1.70E-03
13	La	215	Au	2.50E+00	Ge	2.60E-01	Sc	1.20E-03
14	Au	208	Hg	1.90E+00	Tm	2.50E-01	Mo	9.00E-04
15	Hg	179	Nb	1.70E+00	Sb	2.40E-01	Sb	4.20E-04
16	Nb	172	Ir	1.70E+00	In	1.50E-01	Lu	4.20E-04
17	Ir	169	Ni	1.50E+00	Er	1.50E-01	Tl	3.10E-04
18	Sr	141	Tb	1.30E+00	Ta	1.50E-01	Tm	3.10E-04
19	W	133	In	1.20E+00	Cu	1.30E-01	Cu	2.70E-04
20	Al	131	Ho	9.60E-01	Tb	1.20E-01	Eu	1.90E-04
21	Co	128	Hf	7.70E-01	Ho	8.80E-02	Tb	1.40E-04
22	Li	125	Yb	5.30E-01	Hf	7.10E-02	Ta	1.20E-04
23	Mo	117	Be	5.20E-01	Ga	6.10E-02	Se	1.10E-04
24	Tl	115	Ni	4.50E-01	Se	5.50E-02	Ho	1.10E-04
25	Ni	111	Ga	4.50E-01	Yb	4.90E-02	Zn	5.90E-05
26	Sc	97.2	Sr	4.30E-01	Be	3.10E-02	Yb	5.90E-05
27	Os	85	Cu	3.90E-01	Sm	2.30E-02	Ga	5.00E-05
28	Pd	72.7	Bi	3.80E-01	Dy	2.30E-02	Hf	4.80E-05
29	Se	65.5	W	2.90E-01	Bi	2.20E-02	As	3.50E-05
30	Cu	53.7	Sm	2.50E-01				

5	Cd	53	Dy	2,50E-01	Er	1,90E-02	W	3,40E-05
	Zn	52,9	Se	2,30E-01	Gd	1,80E-02	Cr	3,10E-05
	Sr	48,8	Sb	2,20E-01	Ni	1,40E-02	Sm	2,80E-05
	Ru	41,1	Er	2,10E-01	Su	1,20E-02	Dy	2,80E-05
	Cr	40,2	Gd	2,00E-01	Tl	1,00E-02	Ni	2,30E-05
4	Mn	23,7	Mo	1,60E-01	As	9,20E-03	Er	2,30E-05
	Fe	23,1	V	1,40E-01	Pr	7,50E-03	Gd	2,20E-05
	Zr	19,9	Co	8,90E-02	Nd	6,80E-03	Be	2,10E-05
	Pb	18,9	Pr	8,10E-02	Li	6,10E-03	Bi	1,70E-05
	Mg	18,8	Hg	7,70E-02	Y	5,90E-03	Cd	1,40E-05
3	Tm	12,7	Y	6,40E-02	Zn	5,10E-03	Pb	9,90E-06
	Re	9,04	Ce	5,50E-02	Ce	5,00E-03	Pr	9,10E-06
	Eu	7,75	Nb	5,30E-02	La	4,30E-03	Nd	8,30E-06
	Tb	5,82	La	4,70E-02	Co	4,00E-03	Sn	8,10E-06
	Ca	5,8	Zu	3,90E-02	Al	3,70E-03	Y	7,10E-06
2	Tl	5,16	Li	3,80E-02	Cd	2,70E-03	Nb	6,40E-06
	As	5	Ti	3,60E-02	Pb	2,20E-03	Al	5,40E-06
	Ho	4,4	Al	3,40E-02	Tl	2,10E-03	La	5,20E-06
	Ta	4,36	Pb	2,80E-02	Sr	1,80E-03	Co	3,80E-06
	Ba	4	Cd	2,20E-02	Cx	1,10E-03	Li	3,70E-06
1	Hf	3,51	Sr	1,90E-02	Fe	7,30E-04	Ti	2,70E-06
	Ag	3,28	Cr	1,70E-02	Mn	6,70E-04	Sr	1,80E-06
	Ga	3,03	Mn	9,40E-03	Zr	5,90E-04	Mg	1,20E-06
	Ge	2,89	As	8,20E-03	Hg	4,40E-04	Fe	4,10E-07
	Yb	2,45	Zr	5,80E-03	Mg	1,90E-04	Zr	3,40E-07
Be	1,72	Fe	5,20E-03	Ba	1,80E-04	Mn	3,30E-07	
In	1,72	Mg	2,30E-03	Ca	1,40E-05	Ba	8,30E-08	
Dv	1,17	Ca	8,30E-04	W	9,30E-06	Ca	1,30E-08	
Sm	1,16	Bs	8,20E-04	V	4,30E-07	V	4,40E-09	

Erklärung zu den Einheiten:

- $\left(\frac{MJ-eg}{kg}\right)$
Der kumulierte Energiebedarf wird über die emittierten Energieäquivalente pro kg primär geborgenem Metall bezogen. (Nuss & Eckelmann, 2014)
- $\left(\frac{kg SO_2-eg}{kg}\right)$
Die terrestrische Versauerung wird über die emittierten Schwefeldioxid-äquivalente pro kg primär geborgenem Metall bezogen. (Nuss & Eckelmann, 2014)
- $\left(\frac{kg P-eg}{kg}\right)$
Das Eutrophierungspotenzial wird über die Masse der Phosphoräquivalente in Relation zur Masse des jeweiligen geborgenen primären Metalls angegeben. (Gleisberg et al., 1976; Nuss & Eckelmann, 2014)
- $\left(\frac{CTUh}{kg}\right)$
Bei der Humantoxizität wird der Einfluss auf die menschliche Gesundheit abgeschätzt. Dabei kommen Comparative-toxic-units zum Einsatz, welche auf das Kilo primär geborgenem Metall bezogen werden. (Nuss & Eckelmann, 2014)

Anlage 7

Gießereistäube im Kontext der Abfallwirtschaftshierarchie:

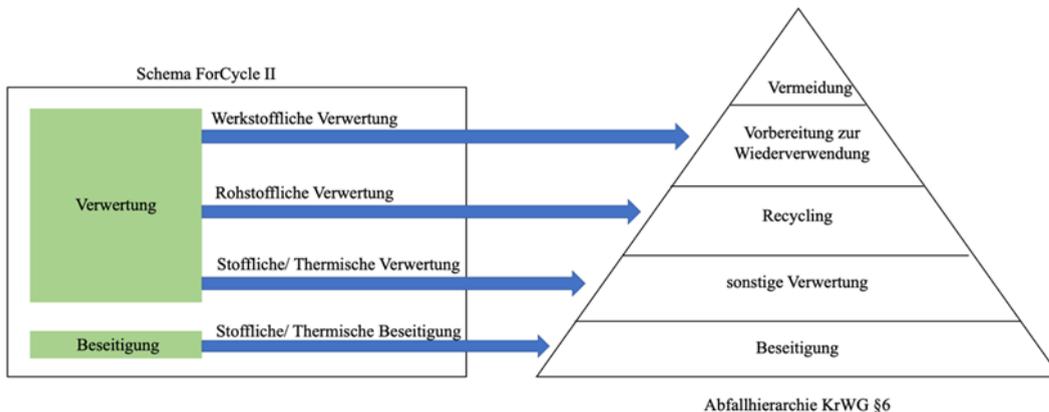


Abbildung 31: Verwertung und Beseitigung im Projekt BGMR.

Verfahren mit werkstofflicher Verwertung (VmwV)

Der Gießereistaub, welcher im Gießereiprozess anfällt, wird zur Wiederverwendung in einem extra Prozessschritt vorbereitet und dann direkt wieder als Rohstoff in den Prozess der Gießerei gegeben, wie in Abbildung 32 gezeigt. Der charakteristische Prozess ist die **Vorbereitung w**.



Abbildung 32: Prozessschritte für ein VmwV.

Das Verfahren sollte eine optimale ökologische Bewertung haben, da kein Aufbereitungsprozess notwendig ist und nur vernachlässigbare prozessspezifische Teile der ökologischen Bewertung zu erwarten sind.

Verfahren mit rohstofflicher Verwertung (VmrV)

Der anfallende Gießereistaub wird aufbereitet, entweder direkt in der Gießerei oder in einer externen Wirtschaftsentität. Die Aufbereitung erfolgt im **Aufbereitungsprozess m**, aus dem vermarktungsfähige Sekundärrohstoffe sowie Reststoffe hervor gehen, wie in Abbildung 33 dargestellt.

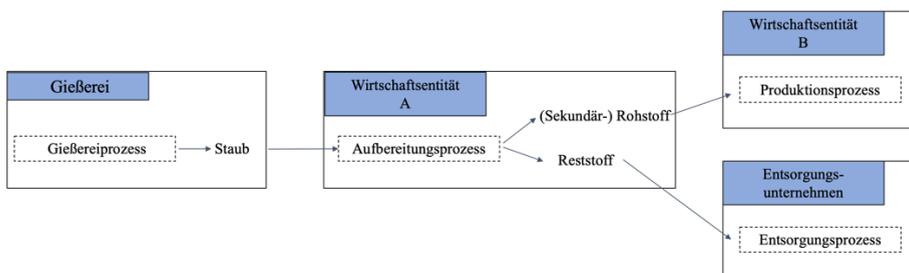


Abbildung 33: Prozessschritte für ein VmrV.

Bei VmrV sind also mehrere Prozesse notwendig, wodurch eine ökologische Belastung entsteht und der prozessspezifische Anteil ungleich Null ist. Jedoch kann hierbei eine hohe Verwertungsgüte der Stäube erreicht werden, wodurch der verwertungsgütliche Teil relevant ist (Abbildung 36).

Verfahren mit stofflicher Verwertung (VmsV)

Bei der stofflichen Verwertung der Stäube gelangen diesen nach dem Gießereiprozess zu einem Entsorgungsunternehmen, gezeigt in Abbildung 34. Für Gießereistäube sind Verfüllung bzw. Bergversatz, sowie der Verwertung als Deponieersatzbaustoff relevante Prozesse. Diese sind mit Umweltwirkungen verbunden, was im prozessspezifischen Teil erhoben wird.

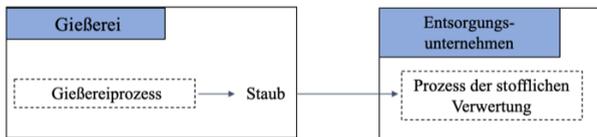


Abbildung 34: Prozessschritte für ein VmsV.

Durch VmsV werden die in den Abfallprodukten enthaltenen Rohstoffe der Wirtschaft entzogen, sodass es keinen verwertungsgültigen Teil erhoben wird (Abbildung 36).

Verfahren mit stofflicher Beseitigung (VmsB)

Gießereistäube werden im Entsorgungsunternehmen stoffliche beseitigt. Der Prozess der Depositionierung ist ein solches Verfahren (siehe Abbildung 35).

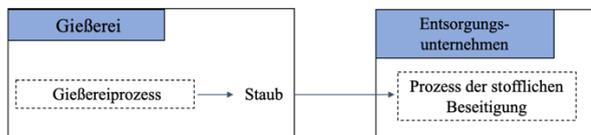


Abbildung 35: Prozessschritte für ein VmsB.

Ökologische Hierarchie der Verfahrensarten

Die ökologische Gesamtbewertung der verschiedenen Verfahren ist in Abbildung 36 dargestellt.

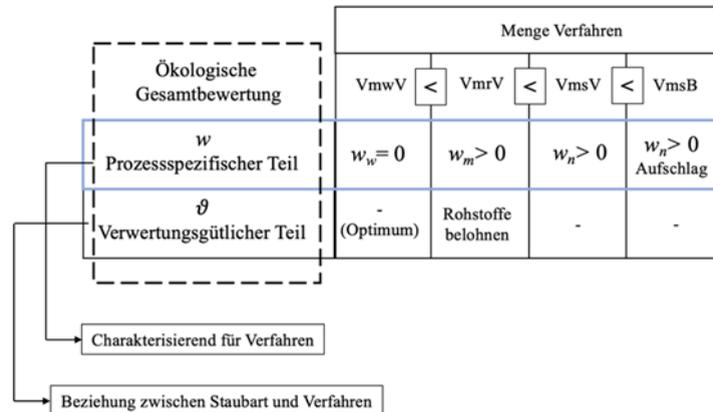


Abbildung 36: Beziehungen zwischen Verfahrensarten hinsichtlich ihrer ökologischer Gesamtbewertung.

Anlage 8

Zur Lösung der Formel ergeben sich folgende Werte:

$$m_i^{Staub} = 15$$

$$y_{i,m=SiC}^{Auf.Staub} = 1$$

$$x_{i,m=SiC}^{Auf.Staub} = 1$$

$$\rightarrow m_{i,m=SiC}^{Auf.Staub} = m_i^{Staub} * x_{i,m}^{Auf.Staub} * y_{i,m}^{Auf.Staub} = 15$$

$$y_{i,n=Dep.}^{Ent.Staub} = 1$$

$$x_{i,n=Dep.}^{Ent.Staub} = 0$$

$$\rightarrow m_{i,n=Dep.}^{Ent.Staub} = m_i^{Staub} * x_{i,n}^{Ent.Staub} * y_{i,n}^{Ent.Staub} = 0$$

$$\omega_{m=SiC}^{Auf.} = \sum_{bk} g_{bk} * \tau_{m,bk} = 4$$

$$\omega_{n=Dep.}^{Ent.} = \sum_{bk} g_{bk} * \tau_{n,bk} = 4$$

$$\omega_{j=Eisen}^{Rohst.} = \sum_{bk..Rohst.} g_{bk.Rohst.} * \tau_{j,bk.Rohst.} = 2$$

$$\omega_{j=SiO_2}^{Rohst.} = \sum_{bk..Rohst.} g_{bk.Rohst.} * \tau_{j,bk.Rohst.} = 1$$

$$\eta_{j=Eisen,i=Staub A2,m=SiC}^{Rohst.} = 0,85$$

$$\eta_{j=SiO_2,i=Staub A2,m=SiC}^{Rohst.} = 0,15$$

$$m_{j=\text{Eisen},i=\text{Staub A2},m=\text{SiC}}^{\text{Auf.Rohst.}} = \eta_{j=\text{Eisen},i=\text{Staub A2},m=\text{SiC}}^{\text{Rohst.}} * m_{i=\text{Staub A2},m=\text{SiC}}^{\text{Auf.Staub.}} = 12,75$$

$$m_{j=\text{SiO}_2,i=\text{Staub A2},m=\text{SiC}}^{\text{Auf.Rohst.}} = \eta_{j=\text{SiO}_2,i=\text{Staub A2},m=\text{SiC}}^{\text{Rohst.}} * m_{i=\text{Staub A2},m=\text{SiC}}^{\text{Auf.Staub.}} = 2,35$$

Formel für $m = \text{SiC-Beimischung}$ als einzig mögliches Verfahren. Da hierbei nur ein Verfahren im Modell implementiert ist ($m = \text{SiC}$), muss dieses auch gewählt werden (also ergibt sich zwingend aus den Nebenbedingungen $x_{i=\text{Staub A2},m=\text{SiC}} = 1$)

→

$$\begin{aligned} \eta_{\text{öko,SiC}} &= m_{i,\text{SiC}} * \omega_{\text{SiC}} - \text{sav}_{i,\text{SiC}} = m_i * x_{i,\text{SiC}} * y_{i,\text{SiC}} * (g_{\text{EA}} * \tau_{\text{SiC,EA}} + g_{\text{Transport}} * \tau_{\text{SiC,Transport}} + \\ &g_{\text{Wasser}} * \tau_{\text{Wasser,EA}}) - \min(m_{i,\text{SiC}} * \omega_{\text{SiC}}; m_{i,\text{SiC}} * \eta_{\text{Eisen},i,\text{SiC}} * \omega_{\text{Eisen}} + m_{i,\text{SiC}} * \eta_{\text{SiO}_2,i,\text{SiC}} * \omega_{\text{SiO}_2}) \\ &= 15 * 1 * 1 * (0,4 * 2 + 0,4 * 6 + 0,2 * 4) - \min(15 * 4; 15 * 0,85 * 2 + 15 * 0,15 * 1) = 32,25 \end{aligned}$$

Formel für $n = \text{Dep.}$ als einzig mögliches Verfahren. Da hierbei nur ein Verfahren im Modell implementiert ist ($n = \text{Dep.}$), muss dieses auch gewählt werden (also ergibt sich zwingend aus den Nebenbedingungen $x_{i=\text{Staub A2},n=\text{Dep.}} = 1$)

→

$$\eta_{\text{öko,Deponierung}} = m_i * x_{i,\text{Deponierung}} * y_{i,\text{Deponierung}} * \omega_{\text{Deponierung}} = 15 * 1 * 1 * 4 = 60$$

→ OpMökol wählt die Entscheidungsvariablen der beiden zu vergleichenden Verfahren so, dass die Zielfunktion minimiert, wird.

$$\begin{aligned} \text{Minimiere } \eta_{\text{ökologisch}} &= \sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M m_{i,m}^{\text{Auf.Staub.}} * \omega_m^{\text{Auf.}} + \sum_{k=1}^K \sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M \sum_{n=1}^N m_{k,i,m,n}^{\text{Ent.Restst.}} * \omega_n^{\text{Ent.}} \\ &+ \sum_{i=1}^I \sum_{n=1}^N m_{i,n}^{\text{Ent.Staub.}} * \omega_n^{\text{Ent.}} - \sum_{i=1}^I \sum_{m=1}^M \text{sav}_{i,m}^{\text{Verw.V.}} \end{aligned}$$

$$\rightarrow \text{Min} (\eta_{\text{ökologisch,SiC}} = 32,25; \eta_{\text{ökologisch,Deponierung}} = 60) = \eta_{\text{ökologisch,SiC}} = 32,25$$

Anlage 9

Kooperationspartner:

AKW Apparate + Verfahren GmbH

Dienhof 26, 92242 Hirschau

GPS SIC Keßl GmbH u. Co. KG

Bärnwinkel 10a, 92724 Trabititz

Franken Guss Kitzingen GmbH & Co. KG

An der Jungfernmühle 1, 97318 Kitzinningen

Gießerei Heunisch GmbH
Westheimer Straße 6, 91438 Bad Windsheim

Kemptener Eisengießerei Adam Hönig AG
Adam-Hönig-Straße 1, 87435 Kempten

Trompetter Guss GmbH & Co. KG
St. Georgen Straße 14, 95463 Bindlach

JC ECOMET Projects AG
Hirschengraben 31, CH-6003 Luzern